



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JÉSSICA MAGON GARCIA

**FATORES QUE AFETAM AS INTERAÇÕES ENTRE AS
FORMIGAS CORTADEIRAS E A VEGETAÇÃO NA MATA
ATLÂNTICA DO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

Londrina
2022

JÉSSICA MAGON GARCIA

**FATORES QUE AFETAM AS INTERAÇÕES ENTRE AS
FORMIGAS CORTADEIRAS E A VEGETAÇÃO NA MATA
ATLÂNTICA DO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito para a obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan

Co-orientador: Prof. Dr. Heraldo Luis de Vasconcelos

Londrina
2022

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Garcia, Jéssica Magon.

Fatores que afetam as interações entre as formigas cortadeiras e a vegetação na Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, Brasil / Jéssica Magon Garcia. - Londrina, 2022.

186 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.

Coorientador: Heraldo Luis de Vasconcelos.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2022.

Inclui bibliografia.

1. saúvas - Tese. 2. herbivoria - Tese. 3. densidade de ninhos - Tese. 4. Floresta Estacional Semidecidual - Tese. I. Marcelo Domingues Torezan, José. II. Luis de Vasconcelos, Heraldo. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

JÉSSICA MAGON GARCIA

**FATORES QUE AFETAM AS INTERAÇÕES ENTRE AS
FORMIGAS CORTADEIRAS E A VEGETAÇÃO NA MATA
ATLÂNTICA DO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito para a obtenção do título de Doutor.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues
Torezan
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Giselda Durigan
Instituto Florestal - Secretaria de Infraestrutura e
Meio Ambiente – IF-SMA-SP

Prof. Dr. Alan Nilo da Costa
Universidade Federal de Uberlândia – UFU

Prof. Dr. Marcos Robalinho Lima
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Fernando Maia Silva Dias
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 19 de agosto de 2022.

AGRADECIMENTOS

Ao prof. Dr. José Marcelo Torezan (Zé), pelo segundo aceite em me orientar, ensinamentos (tanto profissional quanto pessoal), dedicação, compreensão e muita paciência durante a realização deste trabalho. Tenho enorme respeito e admiração pelo seu trabalho.

Ao Prof. Dr. Heraldo Vasconcelos, pelo aceite em ser meu co-orientador, compartilhamento de conhecimentos, experiências e ideias.

Ao apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 com a bolsa de doutorado. Ao projeto de pesquisa ecológica de longa duração PELD-MANP, apoiado pelo CNPq e Fundação Araucária, do qual o presente trabalho fez parte.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da UEL e a todos os professores que fazem parte dele, pelo apoio educacional e por ajudar a resolver questões burocráticas em todos momentos que precisei.

À bióloga Alba, pela troca de conhecimentos e experiências, amizade, conversas e boas risadas. Tenho enorme respeito e admiração pelo seu trabalho.

A equipe de pós-graduandos (Cristiane, Fátima, Giovanna, José Vitor, Juliana, Letícia, Márcio, Mariane, Renata, Victor e Vinícius), graduandos (Camila, Ellen, José Vitor “Tofu”, Roberto e Rodrigo) e técnicos do LABRE (Odair e Norival), pela ajuda em campo e nas atividades de laboratório. Agradeço, especialmente, ao egresso Alexandre (Homer), as mestrandas Géssi (Gé) e Érica e a graduanda Larissa (Lari), pela imensurável parceria no campo e no LABRE, experiências, ensinamentos, boas risadas e deliciosos lanchinhos. Não poderia deixar de agradecer a Érica que também me recebeu em seu apto, com muito carinho e paciência, num momento que tanto precisei.

Aos amigos da pós-graduação (André e Carol), que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho.

Ao Élson pela amizade e grandiosa ajuda com a identificação das plantas, e aos demais especialistas botânicos: Aline Rosado (Sapindaceae); Leandro Lacerda Giacomini (Solanaceae); Lucia Helena Soares e Silva (Myrtaceae); Marcelo Brotto (Lauraceae) e Ricardo Pacífico (Malpighiaceae e Melastomataceae).

Aos professores Dr. Halley Caixeta de Oliveira (UEL), Dr. Marco Antônio Nogueira (EMBRAPA), Dr. Nilton Syogo Arakawa e ao doutorando Ricardo (UEL), pela

disponibilidade e auxílio nas análises das características foliares físicas e químicas.

Ao prof. Dr. Jacques Hubert Charles Delabie (Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia), pela identificação das amostras de formigas.

Aos professores Halley, João Zequi e José Pimenta, pelo aceite e contribuições na qualificação.

Aos professores Alan, Fernando, Giselda, e Marcos que aceitaram fazer parte da banca de defesa de doutorado, pela atenção e contribuições.

A equipe do Laboratório de Mata Ciliar/Nupélia/UEM que contribuíram para a minha formação profissional, ajudaram nas identificações botânicas (trepadeiras, Myrtaceae e Poaceae) e que tenho muito carinho, respeito e admiração: Kazue, Mariza, Carlos e Alexandrina.

Aos meus familiares e amigos que, de uma forma ou de outra, fizeram parte dessa conquista sempre me incentivando e apoiando.

Ao meu pai Maurício (*i.m.*), por tudo que fez e pela falta que faz.

À minha mãe Neusa, por ter me amparando, incondicionalmente, em todas as minhas decisões e as terem tornado possíveis de realização.

Ao meu companheiro Jonas, pela compreensão, amizade, auxílio, carinho e amor deferido, durante todo o tempo em que estamos juntos.

Por fim, agradeço a todos que de alguma forma se envolveram com este trabalho e contribuíram para que ele fosse finalizado. Para mim, além do aprendizado profissional, evolui como indivíduo e espiritualmente. Minha eterna gratidão!!!

GARCIA, Jéssica Magon. **Fatores que afetam as interações entre as formigas cortadeiras e a vegetação na Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, Brasil**. 2022. 186 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2022.

RESUMO

É necessário compreender melhor as consequências da perda e da fragmentação de habitats nas florestas tropicais, que alteram a flora nativa e as interações desta com as formigas cortadeiras, resultando num aumento da densidade de ninhos, diminuição das áreas de forrageamento e aumento das taxas de herbivoria. A fim de gerar subsídios para futuro manejo desses invertebrados e para conservação de paisagens alteradas pelo homem, este estudo teve como objetivo geral avaliar as potenciais respostas das formigas cortadeiras às perturbações do habitat e às mudanças no uso da terra na Mata Atlântica do norte do estado do Paraná. Especificamente, foram avaliadas 1) a variação na densidade de ninhos de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758) em relação aos efeitos da paisagem circundante em sítios de restauração, bem como os efeitos dessa densidade de ninhos sobre a vegetação presente nos sítios de restauração de 2014 a 2019; 2) as potenciais respostas da variação na densidade de ninhos de *A. sexdens* em relação ao tamanho e a forma de fragmentos florestais e em relação à distância da borda, além dos efeitos da paisagem do entorno dos fragmentos florestais sobre a densidade de ninhos; e 3) a influência da presença de *A. sexdens* sobre a vegetação dos fragmentos florestais, visando detectar alterações na diversidade de plantas e padrões funcionais que expliquem suas preferências de forrageamento. Foram selecionados 12 fragmentos florestais e 11 sítios de restauração circundados por matriz agrícola, no norte do estado do Paraná, Brasil. Foram avaliadas as densidades de formigueiros (ativos, inativos e totais), as métricas dos fragmentos e das paisagens, e a diversidade de regenerantes lenhosos. A partir de análises laboratoriais e pesquisa bibliográfica, foram avaliadas 12 características funcionais das 28 espécies de regenerantes lenhosos mais abundantes. Nos sítios de restauração, embora a paisagem seja permeável aos inimigos naturais generalistas, o aumento do isolamento é um fator que contribui para o relaxamento do controle *top-down* e, em parte, para a manutenção da alta abundância de *A. sexdens*. Essa alta abundância influenciou negativamente a regeneração natural da vegetação lenhosa, atuando como um filtro ecológico que afeta a trajetória da restauração florestal. Nos fragmentos florestais, não houve influência do tamanho e nem do formato sobre a densidade de ninhos de *A. sexdens*, mas houve aumento na densidade dos ninhos com a proximidade da borda. Assim como nos sítios de restauração, também, houve influência negativa da perda e do isolamento de habitat florestal na dinâmica populacional dos inimigos naturais das formigas cortadeiras presentes nos fragmentos florestais. Em parte, isso também contribui para a manutenção da abundância de *A. sexdens* nas bordas florestais. Ao contrário do esperado, a presença de *A. sexdens* nos fragmentos florestais não afetou a diversidade de plantas e nem as características funcionais da vegetação. Há uma pluralidade de fatores que influenciam o forrageio do herbívoro generalista avaliado, sendo necessários estudos de longo prazo que monitorem a presença e possíveis efeitos dessas formigas sobre a assembleia de plantas dos fragmentos florestais.

Palavras-chave: controle *bottom-up*; controle *top-down*; Floresta Estacional Semidecidual; herbivoria; saúvas.

GARCIA, Jéssica Magon. **Factors affecting interactions between leaf-cutting ants and vegetation in the Atlantic Forest of northern Paraná state, Brazil.** 2022. 186 p. Thesis (Doctorate in Biological Sciences) – State University of Londrina, Londrina, 2022.

ABSTRACT

It is necessary to have a better understanding of the consequences of habitat loss and fragmentation in tropical forests, which alter native flora and its interactions with leaf-cutting ants, resulting in an increase in nest density, decrease in foraging areas and increase in herbivory rates. In order to generate subsidies for the future management of these invertebrates and for the conservation of human-altered landscapes, the general objective of this study was to evaluate the potential responses of leaf-cutting ants to habitat disturbances and land use changes in the Atlantic Forest of the north region of the State of Paraná. Specifically the following issues were evaluated, 1) the variation in the density of *Atta sexdens* nests (Linnaeus, 1758) in relation to the effects of the surrounding landscape in restoration sites, as well as the effects of this nest density on the vegetation of the restoration sites from 2014 to 2019; 2) the potential responses of the variation in the density of *A. sexdens* nests in relation to the size and shape of forest fragments and in relation to the distance from the edge, in addition to the effects of the landscape surrounding the forest fragments on the density of nests; and 3) the existence of *A. sexdens* on the vegetation of forest fragments, aiming at detecting changes in plant diversity and functional patterns that explain their foraging preferences. Twelve forest fragments and eleven restoration sites surrounded by agricultural matrix, in the north region of Paraná State, Brazil, were selected. Nest densities (active, inactive and total), fragment and landscape metrics, and the diversity of woody regenerants were evaluated. Based on laboratory analyzes and bibliographic research, 12 functional characteristics of the 28 most abundant woody regenerating species were evaluated. In restoration sites, although the landscape is permeable to generalist natural enemies, the increase in isolation is a factor that contributes to the relaxation of top-down control and, partly, to the maintenance of high abundance of *A. sexdens*. This high abundance had a negative influence on the natural regeneration of woody vegetation, acting as an ecological filter that affects the trajectory of forest restoration. In the forest fragments, there was no effect of size or shape on the density of *A. sexdens* nests, but there was an increase in nest density with proximity to the edge. As in the restoration sites, there was also a negative influence of the loss and isolation of forest habitat on the population dynamics of the natural enemies of leaf-cutting ants within forest fragments. Against the expectations, the existence of *A. sexdens* in the forest fragments did not affect plant diversity or the functional characteristics of the vegetation. There are a number of factors that influence the foraging of the generalist herbivore evaluated, requiring long-term studies to monitor the presence and possible effects of these ants on the plant assembly in forest fragments.

Key-words: bottom-up control; top-down control; Seasonal Semideciduous Forest; herbivory; saúvas.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização dos sítios de restauração no Brasil, norte do estado do Paraná, reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, rio Paranapanema. Os círculos brancos indicam os sítios de restauração com espécies nativas amostradas. Manchas verdes escuras são fragmentos de Mata Atlântica.42
- Figura 2** – Imagem de satélite (a) e esquema (b) dos transectos em faixa amostrados nos sítios de restauração com espécies nativas (“faixa de reflorestamento”), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, norte do estado do Paraná, Brasil. “Plantação”: matriz agrícola; “rio Paranapanema”: matriz hídrica.45
- Figura 3** – Esquema para estimar as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (A) e através de corredores de vegetação (B), em 11 sítios de restauração com espécies nativas localizados no reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Adaptado de Pereira, Oliveira e Torezan (2013).48
- Figura 4** – Densidade de ninhos ativos (a), inativos (b) e totais (c) de *Atta sexdens* amostrados nos anos de 2014 e 2019, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.53
- Figura 5** – Relação entre a densidade de ninhos ativos (2014) e inativos (2019) de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.57
- Figura 6** – Relação entre a densidade de ninhos ativos de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e o índice de proximidade (IP) e a área de habitat florestal (V), utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.58
- Figura 7** – Relação entre a densidade de ninhos inativos de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e o índice de proximidade (IP) e a área de habitat florestal (V), utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, localizados

- no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.59
- Figura 8** – Relação entre a densidade de ninhos totais (2014) de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v), e o índice de proximidade (IP) e a área de habitat florestal (V), utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.....60
- Figura 9** – Relação entre a densidade de ninhos ativos e totais (ativos e inativos) de *Atta sexdens* e a riqueza e abundância de regenerantes lenhosos presentes em 10 sítios de restauração com espécies nativas, nos anos de 2014, 2019 e a variação entre eles (2019-2014), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.63
- Figura 10** – Localização dos fragmentos florestais no Brasil, norte do estado do Paraná, região inserida no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”. Os círculos vermelhos indicam os fragmentos florestais amostrados. Manchas verdes escuras são fragmentos de Mata Atlântica.81
- Figura 11** – Esquema dos transectos em faixa perpendiculares às bordas (vermelhos) e dos transectos em faixa paralelos às bordas (amarelos) alocados nos 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.84
- Figura 12** – Esquema para estimar as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (a: linha vermelha) e através de corredores de vegetação (a: linha azul), e dos raios de busca de 500 m (b: contorno vermelho) e 1000 m (b: contorno laranja) para estimar a área de habitat florestal circundante e o índice de proximidade, em 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Linha branca representa o transecto perpendicular à borda.85
- Figura 13** – Etapas para a análise granulométrica dos solos dos 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica

do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. A) coleta de solo; B) triagem do solo; C) balança de precisão para pesagem da amostra de solo; D) amostra de solo triada e pesada; E) fração de solo em solução (H₂O + NaOH), por 48 horas; F) material em peneira de 0,125 mm utilizada para lavagem em água corrente; G) papel *kraft* com as partículas de solo para secagem em estufa; H) estufa utilizada para secagem do material por 24 horas; I) amostras acomodadas em copos plásticos de massa conhecida utilizados para a pesagem final.87

Figura 14 – Tripé posicionado a 1 m do solo, com câmera Nikon acoplada com a lente “olho de peixe” (a), utilizada para obter as fotografias do dossel (b) nas parcelas amostrais dos 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.88

Figura 15 – Relação entre o tamanho (a) e o perímetro (b) do fragmento florestal e a densidade de ninhos ativos de *Atta sexdens* amostrada nos transectos paralelos às bordas de 11 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (sem o Parque Estadual Mata dos Godoy), localizados no norte do estado do Paraná, Brasil...91

Figura 16 – Relação entre a distância da borda e a presença e ausência de ninho de *Atta sexdens* em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Com (a) e sem (b) o Parque Estadual Mata dos Godoy no conjunto de dados.....94

Figura 17 – Relação entre a densidade de ninhos totais de *Atta sexdens* e o índice de proximidade (IP), utilizando raio de busca de 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Com (a) e sem (b) o Parque Estadual Mata dos Godoy no conjunto de dados.....97

Figura 18 – Localização dos fragmentos florestais no Brasil, norte do estado do Paraná, região inserida no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”. Os círculos vermelhos indicam os fragmentos florestais amostrados. Manchas verdes escuras são fragmentos de Mata Atlântica.....113

Figura 19 – Diagrama do Escalonamento Multidimensional Não Métrico comparando as composições florísticas de nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*,

localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....119

Figura 20 – Análise de Componentes Principais com oito atributos funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Atributos funcionais: porcentagem de carbono foliar (C); decicuidade (DEC); densidade específica da madeira (DM); espessura foliar (EF); presença ou ausência de látex foliar (LF); massa das sementes (MS); porcentagem de nitrogênio foliar (N); concentração foliar de taninos condensados (TC) e presença ou ausência de tricomas foliares (TF).....120

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Área, ano de plantio, idade, largura da área de preservação permanente da margem do reservatório, distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e coordenadas geográficas dos sítios de restauração com espécies nativas (SR) amostrados, reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. *datum SAD69.43
- Tabela 2** – Densidade de ninhos de *Atta sexdens* (ninhos ativos, inativos e totais por ha), amostrados nos anos de 2014, 2019 e a diferença entre eles, em 11 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram considerados significativos, segundo o teste t para amostras pareadas ou valores discrepantes da média e o intervalo de confiança. IC: intervalo de confiança.....52
- Tabela 3** – Relação entre as densidades de ninhos ativos (DNa, ninhos/ha), inativos (DNi, ninhos/ha) e totais (DNt, ninhos/ha) de *Atta sexdens* e o índice de fontes de rainhas (I), utilizando raios de busca de 500 m (I₅₀₀) e 1000 m (I₁₀₀₀), nos anos de 2014, 2019 e a diferença entre eles, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.....54
- Tabela 4** – Densidade de ninhos de *Atta sexdens* (ninhos ativos, inativos e totais por ha), distância em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v) entre os sítios de restauração e os fragmentos florestais mais próximos, índice de proximidade (IP) e área de habitat florestal (V), para raios de busca de 500 e 1000 m, nos anos de 2014 e 2019, em 11 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.56
- Tabela 5** – Resultados de modelos mistos lineares (LMMs) e generalizados (GLMMs), que examinaram a influência da densidade de ninhos ativos (DNa) e totais (DNa e DNi) de *Atta sexdens* sobre a riqueza e abundância de regenerantes lenhosos presentes em 10 sítios de restauração (SR) com espécies nativas, nos anos de 2014, 2019 e a variação entre eles (2019-2014), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. A variável “largura” é a largura

média dos sítios de restauração no ponto de amostragem. Os valores em negrito foram considerados significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X^2 : qui-quadrado. *GLMMs.62

Tabela 6 – Doze fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FF) e respectivo município, região, altitude, tamanho (área total incluindo florestas secundárias e reflorestamentos) e coordenadas geográficas, inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. RC: Reservatório de Capivara. *datum SAD69.82

Tabela 7 – Resultados dos modelos lineares mistos e generalizados, que examinaram a influência do tamanho (ha) e da razão perímetro/área (RPA) sobre a densidade de ninhos ativos (DNa) e totais (DNT) de *Atta sexdens* presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X^2 : qui-quadrado. *excluindo o Parque Estadual Mata dos Godoy dos dados.....91

Tabela 8 – Resultados dos modelos lineares mistos generalizados que examinaram a influência de distância da borda sobre a presença e ausência de ninhos de *Atta sexdens* presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X^2 : qui-quadrado. *excluindo o Parque Estadual Mata dos Godoy dos dados.....93

Tabela 9 – Resultados dos modelos lineares mistos generalizados (GLMMs), que examinaram a influência da distância em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_V) entre os fragmentos florestais e outros mais próximos, índice de proximidade (IP) e área de habitat florestal (V), para raios de busca de 500 e 1000 m, sobre a densidade de ninhos ativos (DNa), inativos (DNi) e totais (DNT) de *Atta sexdens* presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X^2 : qui-quadrado. *excluindo o Parque Estadual Mata dos Godoy dos dados.95

Tabela 10 – Características funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes nos nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil, pesquisados ou analisados em laboratório e suas respectivas funções em relação a herbivoria. 115

Tabela 11 – Resultados dos modelos lineares mistos que examinaram a influência da presença ou ausência de *Atta sexdens* sobre a riqueza e abundância de regenerantes lenhosos (R_{reg} e A_{reg}) presentes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X^2 : qui-quadrado. 118

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APPs	Áreas de Preservação Permanente
DAP	Diâmetro à altura do peito
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FES	Floresta Estacional Semidecidual
FUEL	Herbário da Universidade Estadual de Londrina
GLMMs	Modelos lineares generalizados mistos
GPS	Global Positioning System
LABRE	Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas
LMMs	Modelos lineares mistos
PELD MANP	Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”
RLs	Reservas Legais
RPPNs	Reservas Particulares do Patrimônio Natural
UEL	Universidade Estadual de Londrina

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	28
INTRODUÇÃO GERAL	29
REFERÊNCIAS	34
CAPÍTULO 1: Densidade de ninhos de <i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758) em sítios de restauração na Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, Brasil	38
RESUMO	38
1.1 INTRODUÇÃO	38
1.2 MATERIAL E MÉTODOS	41
1.2.1 <i>Locais de estudo</i>	41
1.2.2 <i>Densidade de ninhos</i>	44
1.2.3 <i>Índice de fontes de rainhas</i>	45
1.2.4 <i>Paisagem circundante</i>	46
1.2.5 <i>Regenerantes lenhosos</i>	48
1.2.6 <i>Análise dos dados</i>	48
1.3 RESULTADOS	51
1.3.1 <i>Densidade de ninhos</i>	51
1.3.2 <i>Índice de fontes de rainhas</i>	53
1.3.3 <i>Controle top-down de <i>A. sexdens</i></i>	54
1.3.4 <i>Controle top-down da vegetação</i>	61
1.4 DISCUSSÃO.....	64
REFERÊNCIAS	70
CAPÍTULO 2: Densidade de ninhos de <i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758) em fragmentos florestais de Mata Atlântica no norte do estado do Paraná, Brasil	77
RESUMO	77
2.1 INTRODUÇÃO.....	77
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	80
2.2.1 <i>Locais de estudo</i>	80
2.2.2 <i>Densidade de ninhos (transectos perpendiculares às bordas)</i>	83
2.2.3 <i>Densidade de ninhos (transectos paralelos às bordas)</i>	83
2.2.4 <i>Paisagem circundante (transectos perpendiculares e paralelos às bordas)</i>	84
2.2.5 <i>Caracterização dos locais de estudo</i>	85
2.2.6 <i>Regenerantes e trepadeiras lenhosas</i>	85
2.2.7 <i>Análise granulométrica do solo</i>	86

2.2.8	<i>Cobertura do dossel</i>	87
2.2.9	<i>Cobertura de gramíneas exóticas e invasoras</i>	88
2.2.10	<i>Análise dos dados</i>	88
2.3	RESULTADOS	90
2.3.1	<i>Densidade de ninhos</i>	90
2.3.2	<i>Controle top-down de A. sexdens</i>	94
2.4	DISCUSSÃO.....	97
	REFERÊNCIAS.....	102
	CAPÍTULO 3: Influência da ocorrência de <i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758) sobre a diversidade florística e características funcionais em fragmentos florestais da Mata Atlântica	110
	RESUMO.....	110
3.1	INTRODUÇÃO.....	110
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	112
3.2.1	<i>Locais de estudo</i>	112
3.2.2	<i>Densidade de ninhos</i>	113
3.2.3	<i>Regenerantes lenhosos</i>	113
3.2.4	<i>Características funcionais</i>	113
3.2.5	<i>Análise dos dados</i>	116
3.3	RESULTADOS.....	117
3.4	DISCUSSÃO.....	120
	REFERÊNCIAS.....	123
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	128
	APÊNDICES	130
	Apêndice A- Localização e paisagem circundante dos 11 sítios de restauração (reflorestamentos com espécies nativas com idade de 9 a 12 anos; linhas amarelas) localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capiwara, estado do Paraná, Brasil. As distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta e através de corredores de vegetação estão representadas por linhas vermelhas. Os raios de busca (500 e 1000 m) usados para estimativa do índice de proximidade e da quantidade de vegetação circundante estão representados em linha branca.....	130
	Apêndice B- Localização e paisagem circundante dos 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, região inserida no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”. As linhas brancas	

representam os transectos perpendiculares às bordas.....	131
Apêndice C- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes: distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_V), área de habitat florestal (V) e índice de proximidade (IP), nos anos de 2014 e 2019. Raio de busca de 500 e 1000 m, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.....	132
Apêndice D- Índice de fontes de rainhas (I), utilizando raios de busca de 500 m (I_{500}) e 1000 m (I_{1000}), nos anos de 2014, 2019 e a diferença entre eles, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.....	133
Apêndice E- Riqueza e abundância de regenerantes lenhosos amostradas nos anos de 2014 e 2019 em 10 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.....	134
Apêndice F- Resultados dos Escalonamentos Multidimensionais Não Métricos e das análises de similaridade (ANOSIM) comparando as composições florísticas de 2014 e 2019 de 10 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.....	135
Apêndice G- Lista de famílias, espécies e respectivos nomes populares dos indivíduos lenhosos plantados (P) e/ou regenerantes (R), amostrados nos anos de 2014 e 2019, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. A: árvore; Ab: arbusto; FV: forma de vida; GE: grupo ecológico; NP: não pioneira; P: pioneira; Pa: palmeira.....	136
Apêndice H- Região, densidade de ninhos ativos de <i>Atta sexdens</i> (DNa) avaliada nos transectos perpendiculares às bordas, tamanho e razão perímetro/área (RPA) de 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil., localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....	146
Apêndice I- Região, densidade de ninhos ativos (DNa), inativos (DNi) e totais (DNt) de <i>Atta sexdens</i> avaliada nos transectos paralelos às bordas, tamanho e razão perímetro/área (RPA) de 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. RC: reservatório de Capivara.....	147
Apêndice J- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes: tamanho (ha) e razão perímetro/área (RPA) amostrados em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do	

estado do Paraná, Brasil.....	148
Apêndice K- Resultados dos modelos lineares mistos e generalizados, que examinaram a influência das regiões (Reservatório de Capivara e Londrina) sobre a densidade de ninhos ativos (DNa) e totais (DNt) de <i>Atta sexdens</i> presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X ² : qui-quadrado. *excluindo o PEMG dos dados.....	149
Apêndice L- Densidade de ninhos ativos (DNa) de <i>Atta sexdens</i> avaliada nos transectos perpendiculares às bordas, distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D _v), área de habitat florestal (V) e o índice de proximidade (IP) utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....	150
Apêndice M- Densidade de ninhos ativos (DNa), inativos (DNi) e totais (DNt) de <i>Atta sexdens</i> avaliada nos transectos paralelos às bordas, distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D _v), área de habitat florestal (V) e o índice de proximidade (IP) utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....	151
Apêndice N- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes: distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D _v), área de habitat florestal (V) e o índice de proximidade (IP) utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....	153
Apêndice O- Densidade de ninhos ativos (DNa) de <i>Atta sexdens</i> avaliada nos transectos perpendiculares às bordas, média da cobertura de gramíneas exóticas e invasoras, média das partículas presentes no solo, média da abertura do dossel na estação seca (AD _{seca}), média da abertura do dossel na estação úmida (AD _{úmida}), média da variação de abertura do dossel entre as estações seca e úmida (AD _{variação}), em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....	154
Apêndice P- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes amostradas nos transectos perpendiculares às bordas: densidade de ninhos ativos/ha (DNa), média da cobertura de gramíneas exóticas e	

invasoras, média das partículas presentes no solo, média da abertura do dossel na estação seca (AD_{seca}), média da abertura do dossel na estação úmida ($AD_{úmida}$), média da variação de abertura do dossel entre as estações seca e úmida ($AD_{variação}$), em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....156

Apêndice Q- Presença ou ausência de *Atta sexdens* nas parcelas dos transectos perpendiculares às bordas e a riqueza (R_{reg}) e abundância (A_{reg}) de regenerantes lenhosos, em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.....157

Apêndice R- Atributos funcionais produzidos em laboratório ou pesquisados na literatura para os regenerantes lenhosos mais abundantes ocorrentes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. AMB: ambiente de ocorrência (Cla: clareira, Dos: dossel, Sub:sub-bosque); DEC: deciduidade (Deci:decíduas, Sem: semidecíduas, Per: perenifólias); LF: presença ou ausência de látex foliar; TF: presença ou ausência de tricomas foliares; N: porcentagem de nitrogênio foliar; C: porcentagem de carbono foliar; razão C/N foliar; AFE: área foliar específica; TC: concentração foliar de taninos condensados; MS: massa das sementes; DM: densidade específica da madeira; EF: espessura foliar; P: presença; A: ausência.....160

Apêndice S- Matriz de correlação utilizando o coeficiente de correlação de Spearman com as doze características funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Características funcionais: ambiente (AMB), deciduidade (DEC), presença ou ausência de látex foliar (LF), presença ou ausência de tricomas foliares (TF), porcentagem de nitrogênio foliar (N), porcentagem de carbono foliar (C), razão C/N foliar, área foliar específica (AFE), concentração foliar de taninos condensados (TC), massa das sementes (MS), densidade específica da madeira (DM); espessura foliar (EF).....164

Apêndice T- Proporção (AMB, DEC, LF, TF) ou média ponderada pela abundância (mp) por parcela para os atributos de 12 características funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. AMB: ambiente de ocorrência (proporção de indivíduos de espécies de clareira); DEC: deciduidade (proporção de indivíduos de espécies decíduas e semidecíduas); LF: presença de látex foliar; TF: presença de tricomas foliares; N: porcentagem de nitrogênio foliar; C: porcentagem de

carbono foliar; razão C/N foliar; AFE: área foliar específica; TC: concentração foliar de taninos condensados; MS: massa das sementes; DM: densidade específica da madeira; EF: espessura foliar; Tr: transecto; Pa: parcela. Média e desvio padrão (dp) dos atributos funcionais em parcelas com presença (P) e ausência (A) de ninho.....	165
Apêndice U – Proporções de explicações dos dois primeiros eixos e as contribuições de cada variável em cada eixo da Análise de Componentes Principais, que engloba atributos de oito características funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes em 42 parcelas, 21 com presença e 21 com ausência de <i>Atta sexdens</i> , distribuídas em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, Brasil. Porcentagem de carbono foliar (C); decicuidade (DEC, decíduas e semidecíduas); densidade específica da madeira (DM); espessura foliar (EF); presença de látex foliar (LF); massa das sementes (MS); porcentagem de nitrogênio foliar (N); concentração foliar de taninos condensados (TC) e presença de tricomas foliares (TF).....	169
Apêndice V - Lista de famílias, espécies e respectivos nomes populares dos regenerantes (árvore, arbusto) e trepadeiras lenhosas amostradas em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil).....	170
ANEXOS	184
Anexo A - Protocolo para quantificação de taninos condensados foliares pelo método de precipitação de proteínas de Hagerman e Butler.....	184
Anexo B - Fotografias das etapas de quantificação de taninos condensados foliares pelo método de precipitação de proteínas de Hagerman e Butler, realizadas no Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas e no Laboratório de Fisiologia Vegetal da Universidade Estadual de Londrina. A: trituração das folhas; B: pesagem das folhas trituradas; C: preparo da solução 20 ml de metanol 50% (metanol - água destilada 1:1, em uma proveta de 500 ml); D: filtragem; E: agitação das amostras; F: centrifugação; G: agitação no vórtex; H: leitura no espectrofotômetro.....	186

APRESENTAÇÃO

É necessário compreender melhor as consequências da perda e da fragmentação de habitats nas florestas tropicais, que alteram a flora nativa e as interações desta com as formigas cortadeiras, resultando num aumento da densidade de ninhos, diminuição das áreas de forrageamento e aumento das taxas de herbivoria. A fim de gerar subsídios para futuro manejo desses invertebrados e para conservação e restauração de florestas em paisagens alteradas pelo homem, esta tese tem como objetivo geral avaliar as potenciais respostas de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758), uma espécie de formiga cortadeira, às perturbações do habitat e às mudanças no uso da terra na Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, bem como as respostas da vegetação à presença de *A. sexdens*.

A tese foi estruturada em três capítulos. O primeiro capítulo avalia a variação na densidade de ninhos de *A. sexdens* em relação aos efeitos da paisagem circundante em sítios de restauração, bem como os efeitos dessa densidade de ninhos sobre a vegetação presente nos sítios de restauração. O segundo capítulo aborda as potenciais respostas da variação na densidade de ninhos de *A. sexdens* em relação ao tamanho e a forma de fragmentos florestais e em relação à distância da borda. Nesse capítulo também foram abordados os efeitos da paisagem do entorno sobre a densidade de ninhos presente nos fragmentos florestais. Por fim, o terceiro e último capítulo investiga a influência da presença de *A. sexdens* sobre a vegetação dos fragmentos florestais, por meio de informações sobre as características funcionais das formas jovens de espécies lenhosas, visando detectar padrões funcionais que expliquem suas preferências de forrageamento.

INTRODUÇÃO GERAL

Segundo Bennett e Saunders (2010), a fragmentação de habitats acarreta três processos inter-relacionados: redução da área de habitat, subdivisão em fragmentos isolados, e introdução de novas formas de uso da terra na vizinhança dos remanescentes. Estes fenômenos causam alterações no tamanho, na forma e na disposição espacial dos fragmentos na paisagem. Isso pode afetar a composição de espécies, a estrutura trófica e os processos ecológicos, ocasionando perda de diversidade biológica (WILSON *et al.*, 2016; BANKS-LEITE *et al.*, 2020) e de sustentabilidade dos ecossistemas tropicais alterados (PUTTKER *et al.*, 2020; TABARELLI; PINTO; LEAL, 2009).

Como resultado, as áreas de floresta remanescentes, protegidas em unidades de conservação ou não, tornam-se imersas em paisagens dominadas por pastagens, plantações e áreas urbanas (CONCEIÇÃO *et al.*, 2022; TABARELLI; PINTO; LEAL, 2009). O destino de grande parte da biodiversidade, portanto, dependerá da capacidade dessas paisagens, produzidas por ações humanas, de conservar a vida remanescente. A Mata Atlântica se enquadra nesse caso típico, estando atualmente reduzida a pequenas ilhas florestais, em grande parte de sua área de distribuição original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021). Manter e ampliar os serviços ecossistêmicos nessas paisagens alteradas impõe o desafio de entender como a perda e fragmentação altera não apenas a biota original, mas também as interações entre as espécies das florestas tropicais.

Ecossistemas altamente degradados não são capazes de recuperar-se espontaneamente, necessitando de intervenção (PALMER; FALK; ZEDLER, 2006). A restauração ecológica, entendida como a prática de recuperar a integridade ecológica dos ecossistemas degradados, envolve diferentes técnicas visando esta reparação (PALMER; FALK; ZEDLER, 2006). Em paisagens altamente fragmentadas, como é o caso da Mata Atlântica paranaense (apenas 13,1% de área remanescente; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021) a restauração pode ser limitada não apenas pela degradação no local (DIAS; TOREZAN, 2020), mas pelo estado da paisagem do entorno (PEREIRA; OLIVEIRA; TOREZAN, 2013).

Levando em consideração os recentes compromissos globais da década de restauração de ecossistemas em todo o mundo (FAO, 2020) e que a Mata Atlântica paranaense já perdeu quase 90% de sua área original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021) e agora precisa ser recuperada, para proteger as espécies e os serviços ecossistêmicos, a restauração de habitats é uma ferramenta poderosa para mitigar os impactos da transformação de habitats. Além de expandir as áreas em restauração, é necessário também monitorar esses

ecossistemas a longo prazo, tanto os locais em restauração quanto as paisagens circundantes (PEREIRA; OLIVEIRA; TOREZAN, 2013), para avaliar e comparar se estão sob os mesmos tipos de pressões antrópicas que estão sujeitos os fragmentos florestais. Isso permitirá a identificação dos filtros ecológicos, que impedem ou dificultam a regeneração natural da vegetação e diminuem a resiliência do ecossistema, sendo um aspecto chave para o sucesso da restauração ecológica (HOBBS; NORTON, 2004).

Dentre os diversos efeitos que a perda e fragmentação de habitat causam e a restauração ecológica visa reverter, destacam-se as alterações nas interações entre as espécies, a exemplo das relações entre as formigas cortadeiras e as plantas (GARCIA *et al.*, 2020; RAO, 2000; TERBORGH *et al.*, 2001; URBAS *et al.*, 2007; WIRTH *et al.*, 2008). Neste caso, em habitats perturbados como florestas degradadas, bordas florestais e áreas em estágio inicial de sucessão, o predomínio de espécies pioneiras, que tem rápido crescimento e baixo teor de compostos secundários, sendo, então, palatáveis para herbívoros (WIRTH *et al.*, 2008), levaria a um aumento na densidade de ninhos de formigas cortadeiras (GARCIA *et al.*, 2020; URBAS *et al.*, 2007). Esta hiper-abundância de formigas cortadeiras também pode estar relacionada à diminuição dos inimigos naturais, como aves e mamíferos insetívoros, causada pela perda e fragmentação do habitat. Assim, há uma atenuação simultânea do controle *bottom-up* (proliferação de espécies pioneiras em ambientes perturbados) e do *top-down* (extinção de predadores e/ou parasitas) (RAO, 2000; TERBORGH *et al.*, 2001).

Outro fator importante é que a dispersão das formigas cortadeiras ocorre através do vôo nupcial quando, após a cópula, as fêmeas buscam locais para estabelecer novos ninhos (MARINHO *et al.*, 2011). Deste modo, o aumento das formigas cortadeiras em habitats degradados também é atribuído a maior disponibilidade de habitats disponíveis para estabelecimento das rainhas após a revoada. Elas preferem locais mais destituídos de vegetação (áreas abertas) para estabelecer o novo ninho (VASCONCELOS, 1990). Dessa forma, em paisagens florestais submetidas à fragmentação e convertidas em agricultura, pode haver um aumento na abundância de ninhos.

Nestas áreas perturbadas e suas paisagens também ocorre um aumento na densidade de plantas de crescimento rápido, que fazem parte de um processo de empobrecimento denominado “secundarização” dos ecossistemas (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Essas plantas, junto com as culturas agrícolas como a soja, têm sido descritas como recursos favoritos para as formigas cortadeiras (FARJI-BRENER, 2001; BERISH, 1986), contribuindo para maior densidade de ninhos e taxa de herbivoria e menores áreas de forrageamento em fragmentos florestais (URBAS *et al.*, 2007) e outros elementos da paisagem, como plantações

florestais (ZANETTI *et al.*, 2014). Com mais alimento e menos inimigos naturais, há uma explosão populacional e o papel ecológico dessas formigas nas paisagens antrópicas torna-se ainda mais relevante.

Os principais gêneros de formigas cortadeiras são *Atta* Fabricius (1804), popularmente conhecidas como saúvas, e *Acromyrmex* Mayr (1865), popularmente conhecidas como quenquéns. Estas formigas pertencem à ordem Hymenoptera, família Formicidae, subfamília Myrmicinae e à tribo Attini. Estas formigas cultivam dentro do ninho, sobre material vegetal fresco, especialmente folhas, um “jardim” de fungos, dos quais se alimentam (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014). São herbívoros dominantes na região Neotropical e considerados generalistas por serem capazes de coletar cerca de 50% das espécies de plantas (WIRTH *et al.*, 2003) e até 20% da vegetação em sua área de forrageamento (URBAS *et al.*, 2007). Contudo, suas preferências de forrageamento incidem sobre 1) folhas jovens (MUNDIM; COSTA; VASCONCELOS, 2009), embora, se flores e frutos estão disponíveis, tendem a ser preferidos (WIRTH *et al.*, 2003), 2) espécies pioneiras, com menor concentração de metabólitos secundários (FARJI-BRENER, 2001), 3) espécies com poucas defesas físicas (HOWARD, 1988), 4) plantas sob estresse hídrico, que possuem mais proteínas e carboidratos por unidade de massa (RIBEIRO-NETO *et al.*, 2012) ou 5) tecidos com maior conteúdo nutricional (HOWARD, 1987). Segundo Ribeiro e Marinho (2011), a atividade de forrageamento das formigas cortadeiras é complexa e coordenada por múltiplos fatores, sendo necessários mais estudos acerca da capacidade de seleção do material cortado e da modulação comportamental, de acordo com o ambiente e os recursos disponíveis na área de forrageamento.

Estudos anteriores, com base em experimentos de campo (FERREIRA, 2015; GARCIA *et al.*, 2020), mostraram que *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758), uma espécie de formiga cortadeira, tem preferências claras entre espécies da Floresta Estacional Semidecidual (FES, fitofisionomia da Mata Atlântica), e esta preferência pode estar associada à área foliar específica e ao conteúdo de nitrogênio e de taninos condensados das folhas. No entanto, é importante obter informações sobre um número maior de características funcionais e de mais espécies, visando detectar padrões funcionais que expliquem as preferências de forrageamento das saúvas. Isso permitiria melhor capacidade de previsão sobre a dinâmica de longo prazo das áreas de restauração florestal e dos fragmentos florestais, algo extremamente importante tendo em vista que a herbivoria por *A. sexdens* pode influenciar negativamente a capacidade de resposta das espécies mais atacadas, reduzindo a taxa de crescimento e a sobrevivência (FERREIRA, 2015; GARCIA *et al.*, 2020). Em longo prazo, o potencial

reprodutivo desses indivíduos pode ser afetado, reduzindo a produção de sementes e/ou recrutamento de plântulas, terminando por afetar a composição de espécies da comunidade como um todo, de forma similar ao reportado por Rao, Terborgh e Nunez (2001), Silva *et al.* (2012) e Wirth *et al.* (2003).

A atividade de forrageamento de *Atta* e a construção e manutenção de seus ninhos desencadeiam efeitos diretos (herbivoria e dispersão de sementes) e indiretos (alterações nos atributos do solo e no regime de luz) nos ecossistemas onde elas ocorrem (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014), e, por este motivo, vem sendo chamadas de “engenheiras de ecossistemas” (CORRÊA *et al.*, 2010; COSTA; BRUNA; VASCONCELOS, 2018; FARJIBRENER; WERENKRAUT, 2014; MEYER *et al.*, 2011; SOPER *et al.*, 2019). Segundo Jones, Lawton e Shachak (1994), “engenheiros de ecossistema” são organismos que, direta ou indiretamente, modulam a disponibilidade de recursos para outras espécies, causando mudanças bióticas e/ou abióticas na comunidade. Ao fazer isso, modificam, mantêm ou criam habitats. Essas mudanças podem ser positivas ou negativas, dependendo da densidade de ninhos e da intensidade da atividade de forrageio, no caso das formigas cortadeiras. A herbivoria também varia de espécie para espécie, tanto das formigas (VASCONCELOS, 1990) quanto das plantas (GARCIA *et al.*, 2020), influenciando o sucesso de estabelecimento e crescimento de plantas em sua área de forrageamento, desde plantas individuais, em todas as suas fases do ciclo de vida (semente, plântula, juvenil e adulto), até o nível de ecossistema (WIRTH *et al.*, 2003). Sabendo que os impactos dessa “engenharia” podem aumentar drasticamente nas próximas décadas, especialmente nas regiões tropicais com intensas atividades antrópicas, é necessário compreender melhor as causas e as consequências sobre a biota nativa.

Portanto, neste estudo foram examinadas as respostas da abundância de *Atta* diante da fragmentação de Mata Atlântica no sul do Brasil. Esta região sofreu intensa perda e fragmentação de habitat, com cerca de 90% da sua extensão original já desmatada ou substancialmente modificada (TOREZAN, 2003; CARLUCCI; MARCILIO-SILVA; TOREZAN, 2021). A paisagem estudada, no norte do estado do Paraná, é um experimento “pronto”, devido ser uma paisagem fragmentada onde manchas de vegetação nativa aparecem isoladas numa matriz intensamente afetada por atividades humanas, principalmente agrícolas (PELD MANP, 2021). O estudo fez parte do sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná” (PELD MANP) que contém parcelas amostrais distribuídas em fragmentos florestais e sítios de restauração ecológica (reflorestamentos com espécies nativas), localizados desde a região de Londrina até a divisa norte do estado do

Paraná. Os fragmentos florestais englobam unidades de conservação de proteção integral públicas, Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) e Reservas Legais (RLs) de propriedades rurais. Já os sítios de restauração consistem em Áreas de Preservação Permanente (APPs) do reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivara. Outra característica importante dessa paisagem é a uniformidade da vegetação, altitude, clima, geomorfologia e solos, o que facilita realizar estudos ecológicos (PELD MANP, 2021).

Aliado a isso, é sabido que a maioria das espécies do gênero *Atta* são organismos de estudo ideal nessas paisagens, porque, segundo Leal, Wirth e Tabarelli (2014): 1) representam um dos herbívoros mais importantes da região Neotropical; 2) interagem de várias maneiras com seus recursos alimentares e habitats; 3) são bem conhecidas como espécies que proliferam em paisagens modificadas pelo homem e 4) podem mudar a trajetória sucessional da vegetação.

Diante da carência de estudos a respeito dos impactos causados por *Atta* em fragmentos florestais e em áreas de restauração na Mata Atlântica do norte do Paraná, buscou-se ampliar os conhecimentos a respeito desse tema, a fim de gerar subsídios para conservação e restauração de ecossistemas na presença destes invertebrados. Até o momento tem-se o estudo de Garcia *et al.* (2020), já mencionado anteriormente, que realizaram um experimento de herbivoria em sítios de restauração florestal com algumas espécies da FES. Com o intuito de ampliar os conhecimentos sobre o tema, o presente estudo teve como objetivos gerais (i) avaliar as potenciais respostas de *Atta* às perturbações do habitat e às mudanças no uso da terra da Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, e (ii) estabelecer uma amostragem inicial visando monitoramento de longo prazo no âmbito do sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”.

Como objetivos específicos, o primeiro capítulo comparou a densidade de ninhos de *A. sexdens*, espécie de *Atta* ocorrente nos locais de estudo, num intervalo de tempo de cinco anos em sítios de restauração com espécies nativas da Mata Atlântica. Foi avaliada também a influência da paisagem do entorno, como fonte de inimigos naturais e de rainhas após a revoada, sobre a densidade de ninhos nesse intervalo de tempo. Além da influência dessa densidade, uma vez que está relacionada a herbivoria das formigas, sobre a regeneração da vegetação lenhosa presente nos sítios de restauração.

O segundo capítulo avaliou as potenciais respostas de *A. sexdens* às perturbações do habitat e às mudanças no uso da terra da Mata Atlântica do norte do estado do Paraná. As potenciais respostas avaliadas foram a variação na densidade de ninhos em relação ao

tamanho e à forma dos fragmentos florestais e em relação à distância da borda, bem como os efeitos da paisagem do entorno sobre a densidade de ninhos.

Por fim, no terceiro capítulo foi investigado se as preferências alimentares de *A. sexdens* causam efeitos na diversidade florística e características funcionais das plantas presentes nos fragmentos de FES.

REFERÊNCIAS

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R.M.; FOLKARD-TAPP, H.; FRASER, A. Countering the effects of habitat loss, fragmentation, and degradation through habitat restoration. **One Earth**, v. 3, n. 6, p. 672-676, 2020.

BENNETT, A.F.; SAUNDERS, D.A. Habitat fragmentation and landscape change. p. 88-106. In: SODHI, N.S.; EHRLICH, P.R. (Eds.). **Conservation Biology for All**. New York: Oxford University Press, 2010.

BERISH, C.W. Leaf-Cutting Ants (*Atta cephalotes*) Select Nitrogen-Rich Forage. **American Midland Naturalist**, v. 115, n. 2, p. 268-276, 1986.

CARLUCCI, M.B.; MARCILIO-SILVA, V.; TOREZAN, J.M.D. The Southern Atlantic Forest: Use, Degradation, and Perspectives for Conservation. p. 91-111. In: MARQUES, M.C.M.; GRELE, C.E.V. (Eds.). **The Atlantic Forest**. Springer Nature Switzerland, 2021.

CONCEIÇÃO, E.O.; GARCIA, J.M.; ALVES, G.H.Z.; DELANIRA-SANTOS, D.; CORBETTA, D.F.; BETIOL, T.C.C.; PACIFICO, R.; ROMAGNOLO, M.B.; BATISTA-SILVA, V.F.; BAILLY, D.; FERREIRA, J.H.D.; COUTO, E.V. The impact of downsizing protected areas: How a misguided policy may enhance landscape fragmentation and biodiversity loss. **Land Use Policy**, v. 112, p. 1-11, 2022.

CORRÊA, M.M.; SILVA, P.S.D.; WIRTH, R.; TABARELLI, M.; LEAL, I.R. How leaf-cutting ants impact forests: drastic nest effects on light environment and plant assemblages. **Oecologia**, v. 162, p. 103–115, 2010.

COSTA, A.N.; BRUNA, E.M.; VASCONCELOS, H.L. Do an ecosystem engineer and environmental gradient act independently or in concert to shape juvenile plant communities? Tests with the leaf-cutter ant *Atta laevigata* in a Neotropical savanna. **PeerJ**, 6:e5612, 2018.

DIAS, J.; TOREZAN, J.M.D. Factors affecting the abundance of ruderal species and *Megathyrus maximus*, an invasive c4 grass in Atlantic Forest restoration sites. **Floresta**, v. 50, n. 4, p. 1931-1938, 2020.

FAO- Food and Agriculture Organization of the United Nations. Restoring the earth – the next decade. **Unasylva**, v. 71, n. 252, 2020

FARJI-BRENER, A.G. Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. **Oikos**, v. 92, p. 169–177, 2001.

FARJI-BRENER, A.G.; WERENKRAUT, V. A meta-analysis of leaf-cutting ant nest effects on soil fertility and plant performance. **Ecological Entomology**, v. 40, n. 2, p. 150-158, 2014.

FERREIRA, B.Z. **Herbivoria por *Atta sexdens rubropilosa* Forel, 1908 sobre espécies arbóreas em restauração florestal**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2015.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2019/2020, relatório técnico. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2021.

GARCIA, J.M.; BORDIGNON, A.M.; GONZAGA, G.S.; TOREZAN, J.M.D. Tree seedling responses to leaf-cutting ants herbivory in Atlantic Forest restoration sites. **Biotropica**, v. 52, n. 5, p. 884-895, 2020.

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. p. 72-95. In: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Eds.). **Assembly rules and restoration ecology**: bridging the gap between theory and practice. Washington: Island Press, 2004.

HOWARD, J.J. Leafcutting ant diet selection: relative influence of leaf chemistry and physical features. **Ecology**, v. 69, n. 1, p. 250-260, 1988.

HOWARD, J.J. Leafcutting ant diet selection: the role of nutrients, water, and secondary chemistry. **Ecology**, v. 68, n. 3, p. 503-515, 1987.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

LEAL, I.R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in human-modified neotropical forests. **Biotropica**, v. 46, n. 5, p. 516-528, 2014.

MARINHO, C.G.S.; OLIVEIRA, M.A.; ARAÚJO, M.S.; RIBEIRO, M.M.R.; DELLA LUCIA, T.M.C. Voo nupcial ou revoada de formigas-cortadeiras. p. 165-172. In: DELLA LUCIA, T.M.C. **Formigas Cortadeiras**: da bioecologia ao manejo. Viçosa: Editora da Universidade Federal de Viçosa, 2011.

MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; WIRTH, R. Ecosystem engineering by leaf-cutting ants: nests of *Atta cephalotes* drastically alter forest structure and microclimate. **Ecological Entomology**, v. 36, p. 14–24, 2011.

MUNDIM, F.M.; COSTA, A.N.; VASCONCELOS, H.L. Leaf nutrient content and host plant selection by leaf-cutter ants, *Atta laevigata*, in a Neotropical savanna. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 130, n. 1, p. 47-54, 2009.

PALMER, M.A.; FALK, D.A.; ZEDLER, J.B. Ecological theory and restoration ecology. p. 1-10. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Eds.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006.

PELD MANP - Sítio do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”. Disponível em: <http://www.uel.br/projetos/labre/peld/index.htm>. Acesso em: 20 dez. 2021.

PEREIRA, L.C.S.M.; OLIVEIRA, C.C.C.; TOREZAN, J.M.D. Woody species regeneration in atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 138-144, 2013.

PUTTKER, T.; *et al.* Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: a cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 1-10, 2020.

RAO, M. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 2, p. 209-225, 2000.

RAO, M.; TERBORGH, J.; NUNEZ, P. Increased herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 624-633, 2001.

RIBEIRO, M.M.R.; MARINHO, C.G.S. Seleção e forrageamento em formigas cortadeiras. p. 189-203. In: DELLA LUCIA, T.M.C. (Ed.). **Formigas cortadeiras: da bioecologia ao manejo**. Viçosa: Editora UFV, 2011.

RIBEIRO-NETO, J.D.; PINHO, B.X.; MEYER, S.T.; WIRTH, R.; LEAL, I.R. Drought stress drives intraspecific choice of food plants by *Atta* leaf-cutting ants. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 144, p. 209-215, 2012.

SILVA, P.S.D.; LEAL, I.R.; WIRTH, R.; MELO, F.P.L.; TABARELLI, M. Leaf-cutting ants alter seedling assemblages across second-growth stands of Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 4, p. 361–368, 2012.

SOPER, F.M.; SULLIVAN, B.W.; OSBORNE, B.B.; SHAW, A.N.; PHILIPPOT, L.; CLEVELAND, C.C. Leaf-cutter ants engineer large nitrous oxide hot spots in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 286, n. 1894, p. 1-7, 2019.

TABARELLI, M.; PINTO, S.R.; LEAL, I.R. Floresta Atlântica Nordeste: fragmentação e perda de biodiversidade. **Ciência Hoje**, v. 44, n. 263, p. 36-41, 2009.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923-1925, 2001.

TOREZAN, J.M.D. **Fragmentação florestal e prioridades para a conservação da biodiversidade**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

URBAS, P.; ARAÚJO JR., M.V.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 489–495, 2007.

VASCONCELOS, H.L. Foraging activity of two species of leaf-cutting ants (*Atta*) in a primary forest of the central amazon. **Insectes Sociaux**, v. 37, n. 2, p. 131-145, 1990.

WILSON, M.C.; *et al.* Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 219–227, 2016.

WIRTH, R.; BEYSCHLAG, W.; HERZ, H.; RYEL, R.J.; HÖLLDOBLER, B. **The herbivory of leaf-cutting ants**: a case study on *Atta colombica* in the tropical rainforest of Panama. Ecological Studies. v. 164. Berlin: Springer-Verlag, 2003.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. Plant herbivore interactions at the forest edge. **Progress in Botany**, v. 69, p. 423-448, 2008.

ZANETTI, R.; ZANUNCIO, J.C.; SANTOS, J.C.; SILVA, W.L.P.; RIBEIRO, G.T.; LEMES, P.G. An overview of integrated management of leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in brazilian forest plantations. **Forests**, v. 5, n. 3, p. 439-454, 2014.

CAPÍTULO 1: Densidade de ninhos de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758) em sítios de restauração na Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, Brasil

RESUMO

Na restauração ecológica é importante identificar filtros ecológicos que podem afetar o estabelecimento das plantas, como a herbivoria pelas formigas cortadeiras, e se estes são temporários ou persistentes. Deste modo, foi avaliada a influência da densidade de ninhos de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758), uma vez que está relacionada à herbivoria por formigas, sobre a regeneração da vegetação lenhosa em sítios de restauração, tanto em 2014 quanto em 2019. Também foi avaliada a influência da paisagem do entorno, como possíveis fontes de inimigos naturais e rainhas após a revoada, sobre a densidade de ninhos presente nos reflorestamentos. Foi questionado se ao longo deste intervalo de tempo 1) se a densidade de ninhos mudou, 2) se a paisagem do entorno dos sítios de restauração influenciou na densidade de ninhos, e 3) se os sítios de restauração com maior densidade de ninhos apresentaram menor diversidade de regenerantes lenhosos? O estudo foi realizado em onze reflorestamentos com espécies nativas e idades similares, em meio a uma matriz agrícola no entorno do Reservatório da Capivara, Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. Para cada local foram estimadas as densidades de formigueiro (ativos, inativos e totais), as métricas de paisagem e a diversidade de regenerantes lenhosos. No intervalo de tempo avaliado, a densidade de ninhos ativos e totais permaneceram constantes e a de inativos aumentou. Os sítios de restauração mais distantes de fragmentos florestais e aqueles com menos habitat florestal no seu entorno apresentaram maior densidade de ninhos ativos em 2014 e após cinco anos maior densidade de ninhos inativos. Em 2014, a densidade de ninhos ativos influenciou negativamente a riqueza, a abundância e a composição florística dos sítios de restauração. Já, a densidade de ninhos totais influenciou negativamente a riqueza e a composição florística em 2014 e em 2019. Os resultados sugerem que, embora a paisagem seja permeável aos inimigos naturais generalistas, o aumento do isolamento é um fator que contribui para o relaxamento do controle *top-down* e, em parte, para a manutenção da abundância de *A. sexdens*. A relação positiva da densidade de ninhos inativos com a paisagem circundante, e o fato de todos os sítios de restauração apresentarem alta disponibilidade de recursos palatáveis, sugere a ocorrência de controle químico por parte dos produtores rurais. A constante abundância de *A. sexdens* influenciou negativamente a regeneração natural da vegetação lenhosa, atuando como possível filtro ecológico que afeta a trajetória da restauração.

PALAVRAS-CHAVE: controle *bottom-up*; controle *top-down*; Floresta Estacional Semidecidual; formigas cortadeiras; saúvas.

1.1 INTRODUÇÃO

A conversão de florestas tropicais em paisagens antrópicas, tem causado alterações no funcionamento dos ecossistemas, nas composições da biota e nas interações entre as espécies (MACEDO-REIS; QUESADA; NEVES, 2019; MEDEIROS *et al.*, 2019). Nos Neotrópicos, por exemplo, são relatados aumentos na abundância das formigas cortadeiras em fragmentos florestais, possivelmente em função do aumento da disponibilidade de recursos e do menor

controle pelos inimigos naturais (SILVA *et al.*, 2009; TERBORGH *et al.*, 2001). Nestas condições, os ninhos das formigas cortadeiras têm pequenas áreas de forrageamento, as plantas sofrem altas taxas de herbivoria e ocorre maior sobrevivência de rainhas após a revoadada (RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001; SILVA *et al.*, 2009; URBAS *et al.*, 2007). De forma similar, em áreas de restauração ecológica, as formigas cortadeiras causam impacto negativo sobre a regeneração natural, atuando como filtros ecológicos (COSTA; VASCONCELOS; BRUNA, 2016; FERREIRA, 2015; GARCIA *et al.*, 2020) e vem aumentando a abundância em reflorestamentos com paisagens circundantes menos florestadas (GARCIA *et al.*, 2023). Contudo, ainda há poucos estudos acerca dos fatores que permeiam esses invertebrados nessas áreas, especialmente os que versam sobre a abundância das formigas cortadeiras e as alterações desses fatores ao longo do tempo.

As formigas cortadeiras são espécies dos gêneros *Atta* Fabricius (1804) e *Acromyrmex* Mayr (1865) (Hymenoptera, Formicidae, Myricinae, tribo Attini), conhecidas como saúvas e quenquéns, respectivamente. Em seus ninhos elas cultivam, com material vegetal fresco, um “jardim de fungos” dos quais se alimentam (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014). Elas são herbívoros abundantes na região Neotropical e consideradas generalistas, por serem capazes de coletar cerca de 50% das espécies vegetais (WIRTH *et al.*, 2003) em suas áreas de forrageamento. A dispersão ocorre através do voo nupcial quando, após copular, as fêmeas procuram lugares para estabelecer os novos ninhos (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014). Os ambientes com menor cobertura arbórea e de serapilheira são os preferidos para estabelecimento de colônias (VASCONCELOS, 1990; VASCONCELOS; VIEIRA-NETO; MUNDIM, 2006), sendo um dos motivos da alta proliferação de *Atta* em habitats perturbados. O controle populacional ocorre principalmente via predação por insetívoros, sendo mais eficiente quando as fêmeas são capturadas em voo ou logo após, quando seus ninhos ainda são incipientes (HELMS, 2018; RAO, 2000; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS, 2010). Caso o ninho se desenvolva, a longevidade das colônias de *Atta* é de cerca de oito anos (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009), o que ressalta a relevância do seu monitoramento ao longo do tempo.

No contexto da restauração ecológica, as saúvas são herbívoros importantes que causam falhas no recrutamento de plântulas e indivíduos jovens e no desenvolvimento de indivíduos adultos (FERREIRA, 2015; GARCIA *et al.*, 2020; MASSAD *et al.*, 2011; MASSAD, 2012; MONTAGNINI *et al.*, 1995). Em reflorestamentos com espécies nativas, elas podem aumentar os custos durante a fase de implantação (MONTAGNINI *et al.*, 1995), devido à necessidade de controle químico. Apesar do controle químico das saúvas durante a fase inicial da restauração, essas formigas ainda são registradas nas fases subsequentes

(FERREIRA, 2015; GARCIA *et al.*, 2020; MASSAD *et al.*, 2011; MONTAGNINI *et al.*, 1995). Até o momento, sabe-se que a densidade de ninhos de *Atta*, a partir de amostragens da borda para o interior em fragmentos florestais, diminuem após 30-40 anos em florestas em regeneração (SILVA *et al.*, 2009). Já em áreas de borda de fragmentos florestais, a alta abundância de *Atta* é persistente num intervalo de tempo de quatro anos, representando populações estáveis e hiperabundantes (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009). No entanto, a dinâmica temporal das populações de *Atta* em áreas de restauração ecológica com espécies nativas não tem sido estudada. Não sabemos se as abundâncias dessas formigas nesses ambientes são um fenômeno de transição ou uma característica persistente de paisagens fragmentadas.

Em paisagens fragmentadas, concomitantemente, há um aumento na abundância de plantas de rápido crescimento nos fragmentos florestais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; LÔBO *et al.*, 2011) e de culturas agrícolas na matriz, ambas têm sido descritas como recursos favoritos para as saúvas (BLANTON; EWEL, 1985; FARJI-BRENER, 2001; RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001). Isso contribui para o aumento da densidade de ninhos e herbivoria (RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001; SILVA *et al.*, 2009; URBAS *et al.*, 2007), bem como para a persistência desses invertebrados ao longo do tempo (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009). A constante taxa de herbivoria, segundo Ferreira (2015) e Garcia *et al.* (2020), pode afetar a sobrevivência e o desenvolvimento das espécies vegetais mais preferidas pelas saúvas. Isso sugere que as saúvas podem influenciar negativamente a diversidade das plantas nos locais de restauração, alterando a trajetória sucessional e atuando como filtro ecológico (COSTA; VASCONCELOS; BRUNA, 2016; FERREIRA, 2015; GARCIA *et al.*, 2020), comprometendo espécies de plantas preferidas e beneficiando indiretamente espécies não palatáveis (SILVA *et al.*, 2012). Até o momento, existem apenas previsões acerca do efeito da constante abundância das saúvas nas áreas em restauração, sendo necessário avaliar a trajetória sucessional, especialmente de áreas inseridas em paisagens agrícolas.

Por outro lado, o controle exercido pelos inimigos naturais, principalmente insetívoros e parasitóides, também diminui em locais isolados e com matrizes menos permeáveis, tanto em fragmentos florestais (BARRERA *et al.*, 2017; TERBORGH *et al.*, 2001) quanto em reflorestamentos com espécies nativas (GARCIA *et al.*, 2023). Muitos grupos de organismos que afetam as saúvas têm suas populações diminuídas em habitats fragmentados, incluindo mamíferos (RAO, 2000; TERBORGH *et al.*, 2001), aves insetívoras (ANJOS *et al.*, 2019) e insetos parasitóides (BARRERA *et al.*, 2017; GALVÃO *et al.*, 2019). Essa redução na abundância pode ocorrer através da perda de habitat (BARRERA *et al.*, 2017; TERBORGH *et*

al., 2001), devido a influência dos efeitos de borda (ALMEIDA; WIRTH; LEAL, 2008) ou matrizes menos permeáveis (ANJOS *et al.*, 2019).

Sabendo que as paisagens fragmentadas sofrem com constantes alterações, é importante avaliar qual ou se ambos os processos (controle *bottom-up* e *top-down*) estão influenciando a densidade de ninhos de *Atta* em áreas de restauração ao longo do tempo. Ainda mais considerando os recentes compromissos globais da década de restauração de ecossistemas em todo o mundo (FAO, 2020). Assim, o objetivo deste estudo foi comparar a densidade de ninhos de *A. sexdens*, espécie de *Atta* ocorrente nos locais de estudo, num intervalo de tempo de cinco anos em sítios de restauração com espécies nativas da Mata Atlântica. Foi avaliada também a influência da paisagem do entorno, como fonte de inimigos naturais e de rainhas após a revoada, sobre a densidade de ninhos nesse intervalo de tempo. Além da influência dessa densidade, uma vez que está relacionada a herbivoria das formigas, sobre a regeneração da vegetação lenhosa presente nos sítios de restauração. Questionamos se ao longo deste intervalo de tempo 1) a densidade de ninhos de *A. sexdens* mudou? 2) a paisagem do entorno dos sítios de restauração influenciou a densidade de ninhos de *A. sexdens*? 3) os sítios de restauração com maior densidade de ninhos de *A. sexdens* apresentaram menor diversidade de regenerantes lenhosos?

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Locais de estudo

Foram selecionados 11 sítios de restauração localizados nas APPs do reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivara, no rio Paranapanema, entre os estados do Paraná e São Paulo, nos municípios de Alvorada do Sul, Primeiro de Maio, Sertaneja, Sertanópolis e Rancho Alegre (Figura 1; Apêndice A).

De acordo com Nitsche *et al.* (2019), o clima da região é o de Köppen, com temperatura média anual entre 22°C e 23°C, temperatura no inverno abaixo de 19°C e temperatura no verão acima de 25°C. O verão é quente, as geadas são raras e a chuva é concentrada no verão, mas sem estação seca definida. A precipitação média anual varia de 1200 a 1400 mm, a umidade relativa do ar de 65% a 70% e a evapotranspiração potencial é superior a 1000 mm. Os solos são Nitossolos Vermelhos Eutroféricos e Latossolos (STIPP, 2002; BHERING *et al.*, 2007), de grande fertilidade natural. A vegetação original era FES da Mata Atlântica (IBGE, 2012), agora reduzida a fragmentos florestais, totalizando menos de

3% da cobertura vegetal original (TOREZAN, 2003). A região é agora dominada por monoculturas de milho e soja.

As atividades de restauração foram realizadas pela empresa da usina, com auxílio de um consórcio entre os municípios afetados e funcionários da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Todos os sítios de restauração possuem idades (2014: nove a 12 anos; 2019: 14 a 17 anos), espaçamento (3 x 2 m) e composição de mudas plantadas (com média de 45 espécies e alta proporção de espécies pioneiras – Apêndice G) semelhantes, mas estão situados a distâncias diferentes do fragmento florestal mais próximo (Tabela 1). Antes do plantio a terra foi arada e roçada mecanicamente. O controle químico das saúvas (usando iscas formicidas de fipronil) foi mantido por dois anos após o plantio, de forma que o estabelecimento dos ninhos se deu posteriormente a esse período. Outros pesticidas não foram usados. Nenhum fertilizante foi aplicado.

Figura 1- Localização dos sítios de restauração no Brasil, norte do estado do Paraná, reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, rio Paranapanema. Os círculos brancos indicam os sítios de restauração com espécies nativas amostradas. Manchas verdes escuras são fragmentos de Mata Atlântica.

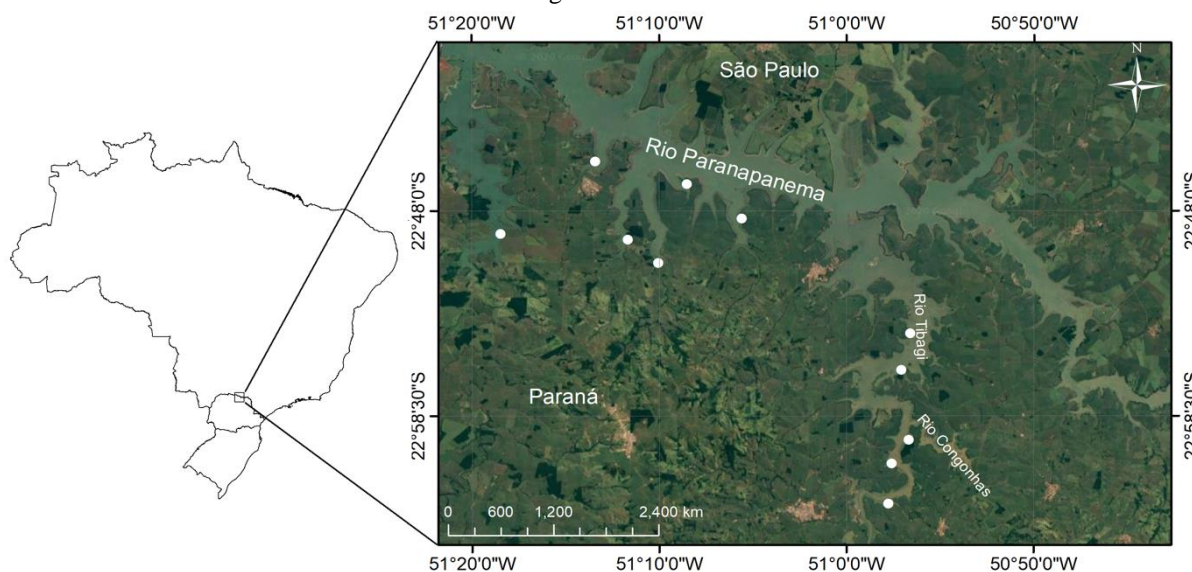


Tabela 1- Área, ano de plantio, idade, largura da área de preservação permanente da margem do reservatório, distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e coordenadas geográficas dos sítios de restauração com espécies nativas (SR) amostrados, reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. *datum SAD69.

SR	Área (ha)	Ano de plantio	Idade 2014 (anos)	Idade 2019 (anos)	Largura (m)	D (m)	Coordenadas geográficas*
1	04,76	2002	12	17	40-80	1555	22° 49' 10,99" S - 51° 18' 27,10" W
2	06,43	2003	11	16	40-90	976	22° 45' 28,64" S - 51° 13' 23,91" W
3	07,80	2004	10	15	40-100	10	22° 49' 24,55" S - 51° 11' 39,65" W
4	04,38	2004	10	15	40-90	20	22° 50' 40,66" S - 51° 10' 01,81" W
5	30,00	2002	12	17	40-100	1747	22° 46' 18,10" S - 51° 10' 08,52" W
6	07,16	2004	10	15	60-100	3313	22° 48' 14,76" S - 51° 05' 36,14" W
7	12,05	2005	9	14	90-140	1400	22° 54' 29,03" S - 50° 56' 40,12" W
8	11,79	2003	11	16	100-250	5	22° 59' 46,32" S - 50° 56' 37,99" W
9	07,43	2004	10	15	45-125	1690	23° 03' 01,40" S - 50° 57' 46,09" W
10	14,04	2003	11	16	40-160	5	22° 56' 12,93" S - 50° 57' 07,61" W
11	10,46	2004	10	15	40-65	557	23° 01' 06,63" S - 50° 57' 24,74" W

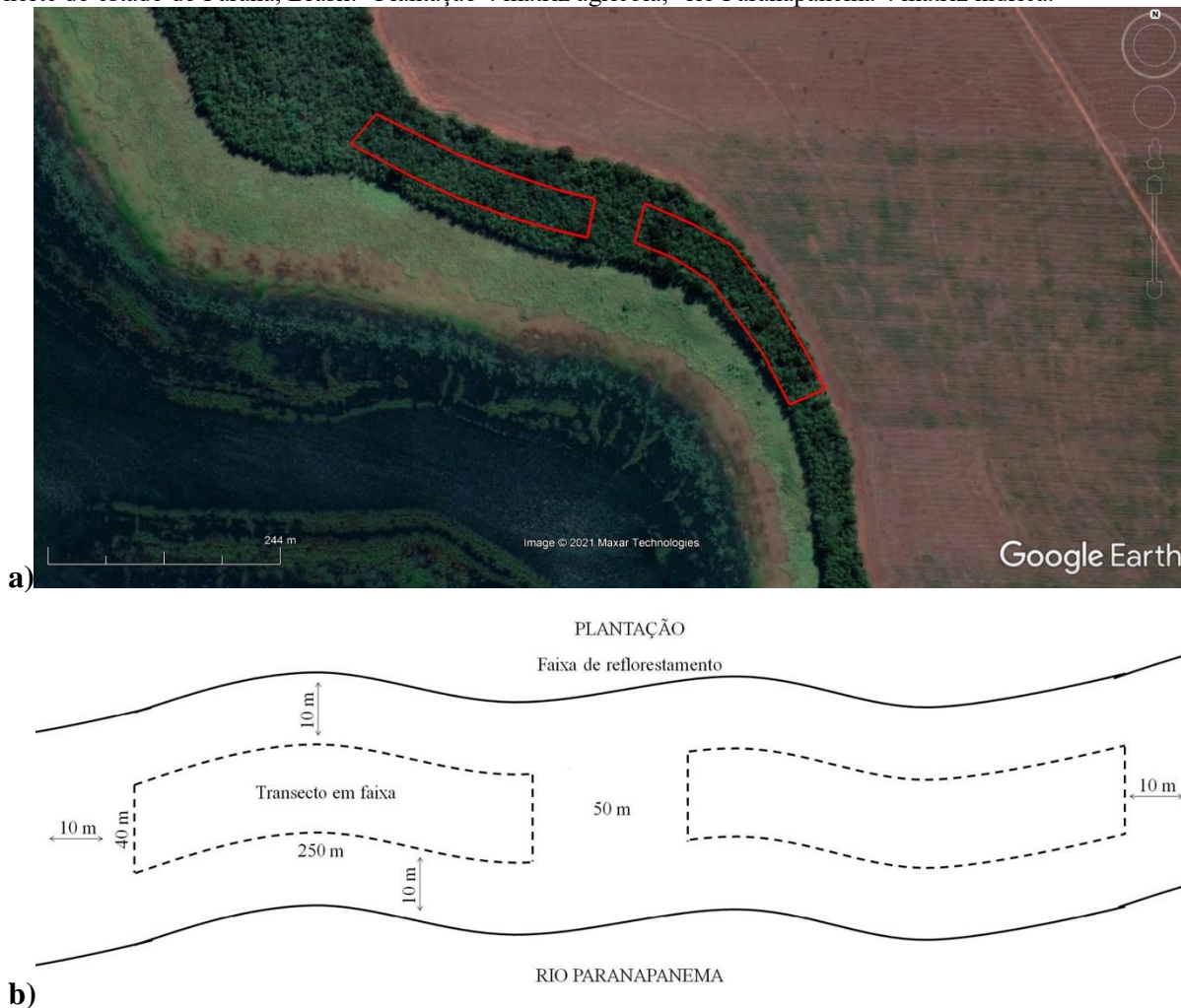
1.2.2 Densidade de ninhos

A densidade de ninhos de *Atta* foi estimada, em 2014 e 2019, em cada sítio de restauração, por meio de dois transectos com 250 m de comprimento e 40 m de largura cada um (um hectare de amostragem por transecto), a pelo menos 10 m da borda e 50 m entre os transectos (Figura 2). O método de transecto foi adaptado do descrito por Jaffe e Vilela (1989) e Wirth *et al.* (2003). Em 2014 a amostragem foi realizada nos meses de junho e julho, e em 2019 entre os meses de agosto a novembro. Em cada transecto, os ninhos foram localizados e georreferenciados com GPS (*Global Positioning System*). Os ninhos foram classificados como ativos ou inativos, sendo que no caso dos ativos também foram classificados como novos ou juvenis/adultos. Foram consideradas colônias novas cujo monte de terra tinha até 2 m² e não possuía casta de defesa (soldados); as demais foram consideradas colônias juvenis/adultas (AUTUORI, 1941). Ninhos novos são vulneráveis a vários fatores bióticos (por exemplo: controle por microrganismos) e abióticos (por exemplo: chuvas fortes e abundantes e atributos do solo, como a granulometria ou a compactação) que causam alta mortalidade de colônias (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS, 2010). Portanto, apenas colônias estabelecidas (juvenis/adultas) foram incluídas na análise, como é comumente feito ao estudar colônias de *Atta* (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009; SILVA *et al.*, 2009; WIRTH *et al.*, 2003). Esse critério de inclusão também anula possíveis interferências da variação sazonal na coleta de dados, devido colônias juvenis/adultas possuírem no mínimo um ano de vida e área superficial do ninho >2 m² visíveis na amostragem de campo.

Dez operárias, de preferência soldados, foram coletadas de cada ninho amostrado nos transectos para identificação da espécie. Todo o material coletado foi acondicionado em potes com álcool 70%. As amostras de formigas foram identificadas com a ajuda de especialista e todas pertencem à espécie *A. sexdens*.

Para o cálculo da densidade de ninhos (ninho/ha) usando os softwares QGIS e “*Google Earth Pro*”, após inserção dos dados dos ninhos georreferenciados, foi considerado a margem de erro de cinco metros do GPS e adotou-se duas bordas do transecto para inclusão dos ninhos localizados nas bordas.

Figura 2- Imagem de satélite (a) e esquema (b) dos transectos em faixa amostrados nos sítios de restauração com espécies nativas (“faixa de reflorestamento”), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, norte do estado do Paraná, Brasil. “Plantação”: matriz agrícola; “rio Paranapanema”: matriz hídrica.



1.2.3 Índice de fontes de rainhas

Dois polígonos, um com raio de busca de 500 m e outro de 1000 m, ao redor dos transectos, foram desenhados para estimar possíveis fontes de rainhas após as revoadas para a fundação de novos ninhos nos sítios de restauração. Foram quantificados os seguintes elementos das paisagens circundantes: a) bordas de fragmentos florestais (perímetro) (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009; WIRTH *et al.*, 2007; WIRTH *et al.*, 2008); b) áreas de plantios monoespecíficos de *Pinus* ou *Eucalyptus* (polígono) (ZANETTI *et al.*, 2014); c) os próprios sítios de restauração (polígono); d) bordas de estradas rurais (VASCONCELOS; VIEIRA-NETO; MUNDIM, 2006; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS; BRUNA, 2016) perenes, sem plantio agrícola ao redor que passe o arado anualmente e revolve a terra impossibilitando o estabelecimento de ninhos (polígono); e) pomares, jardins e árvores isoladas (polígono) (MONTROYA-LERMA *et al.*, 2012). Como os sítios de restauração

possuem no mínimo nove anos de implantação, os próprios ninhos adultos contidos neles servem de fonte para novos ninhos.

A partir desses dados, foi calculado um índice multimétrico (ARNAN *et al.*, 2018; LEGENDRE; LEGENDRE, 1998) para cada sítio de restauração, para cada raio de busca (500 m e 1000 m) e para cada ano (2014 e 2019), usando a fórmula:

$$I = [\sum (\text{valor observado} - \text{valor mínimo}) / (\text{valor máximo} - \text{valor mínimo})] / n$$

Onde “I” é o índice de fontes de rainhas; valor observado é o valor registrado para o elemento da paisagem; valor mínimo é o valor mínimo observado para o elemento da paisagem considerando todos os sítios de restauração; e valor máximo é o valor máximo observado para o elemento da paisagem considerando todos os sítios de restauração; “n” é o número de elementos das paisagens considerados no índice. Assim, esta fórmula padroniza os valores de cada elemento da paisagem circundante entre 0 e 1, e então eles são ponderados igualmente. O índice geral “I” varia de 0 (valores de zero para todos os componentes do índice) a 1 (valores máximos para todos os componentes do índice).

É importante ressaltar que os elementos das paisagens circundantes considerados no “I”, também podem ser fontes de inimigos naturais de *Atta*, contudo, isso é abordado no tópico “paisagem circundante”.

1.2.4 Paisagem circundante

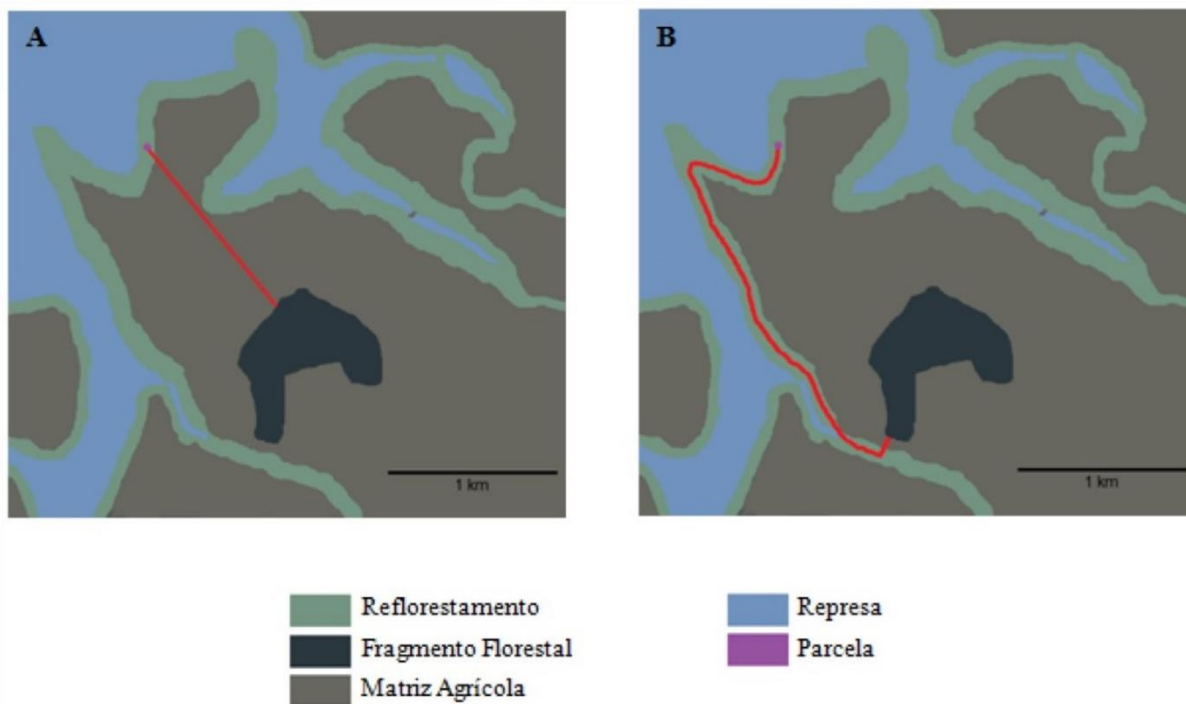
Os dois polígonos mencionados anteriormente, de 500 e 1000 m, também foram usados para estimar métricas de paisagem circundante. Em 2014 e 2019, foram avaliadas as distâncias da borda dos polígonos ao fragmento florestal mais próximo com no mínimo um hectare, área de habitat florestal circundante e o índice de proximidade. A distância até o fragmento mais próximo foi calculada em linha reta (D) (BENCHIMOL; PERES, 2015; PEREIRA; OLIVEIRA; TOREZAN, 2013; STORCK-TONON *et al.*, 2020; HOHLENWERGER *et al.*, 2022; Figura 3), refletindo melhor os padrões de deslocamento de animais como pássaros e parasitóides. Também foi calculada a distância até o fragmento mais próximo por meio de corredores de vegetação nativa (D_v) (LEES; PERES, 2008; PEREIRA; OLIVEIRA; TOREZAN, 2013; Figura 3), representando uma abordagem mais realista das prováveis trajetórias de animais terrestres, como tatus ou lagartos. Foram considerados corredores de vegetação nativa qualquer vegetação florestal, incluindo remanescentes

florestais, florestas secundárias e sítios de restauração (PEREIRA; OLIVEIRA; TOREZAN, 2013).

A área de habitat florestal circundante (V) (BENCHIMOL; PERES, 2015; STORCK-TONON *et al.*, 2020; HOHLENWERGER *et al.*, 2022) foi estimada pela proporção da paisagem ocupada por fragmentos florestais, e o índice de proximidade (IP) foi estimado pela razão entre a área total do habitat circundante e o quadrado da distância entre o transecto e o fragmento florestal (BENCHIMOL; PERES, 2015; MCGARIGAL; MARKS, 1994; STORCK-TONON *et al.*, 2020). O IP combina uma medida de isolamento (da mesma forma que D) e área de habitat florestal circundante (da mesma forma que V). Os sítios de restauração não foram considerados nos cálculos de V e IP, apenas remanescentes de Mata Atlântica. Como os inimigos naturais das formigas incluíam grupos heterogêneos, o V e o IP foram estimados para cada polígono usando raios de busca de 500 e 1000 m. A medida de 500 m representa uma escala de paisagem local, e 1000 m foi a maior distância possível sem sobreposição de amostras.

Para mensurar as variáveis V e IP foi utilizado um mapa temático baseado em imagens orbitais de resolução de 10 m (bandas dois, três, quatro e oito do Instrumento Multiespectral Sensor, satélite Sentinel-2), data das imagens são de 12 de julho e 01 de agosto de 2016 e de 19 e 29 de novembro de 2019. O software livre QGIS 3.12.0 foi usado para processar as imagens. Tanto as variáveis anteriores quanto as variáveis D e Dv também foram estimadas com o auxílio do “*Google Earth Pro*”, as interpretações dos elementos de paisagem foram visuais e com auxílio de observações a campo quando necessário.

Figura 3- Esquema para estimar as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (A) e através de corredores de vegetação (B), em 11 sítios de restauração com espécies nativas localizados no reservatório da Usina Hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Adaptado de Pereira, Oliveira e Torezan (2013).



1.2.5 *Regenerantes lenhosos*

Os dados de riqueza e abundância de regenerantes lenhosos (juvenis de espécies arbustivas e arbóreas), foram amostrados, em 2014 e 2019, em 10 parcelas permanentes de 10 x 10 m, distribuídas homogeneamente no centro dos sítios de restauração, de maneira que as parcelas ficassem, pelo menos, 20 m entre si. Nas parcelas, foram coletados indivíduos com altura ≥ 1 m, medidos com o auxílio de uma fita métrica. Adotou-se esse critério de inclusão para evitar formas jovens não estabelecidas ou efêmeras, ainda sujeitas a altíssima mortalidade. Por outro lado, não adotou-se um limite superior de amostragem, por exemplo, até diâmetro à altura do peito (DAP) ≤ 2 cm, supondo que os indivíduos regenerantes ≥ 1 m estejam estabelecidos nos sítios de restauração num tempo similar ao tempo de estabelecimento dos ninhos das saúvas. Por esse motivo os indivíduos arbóreos plantados foram retirados das análises, sendo considerados somente os não plantados. A identificação das espécies regenerantes foi feita em campo, porém as não identificadas foram coletadas amostras, feitas exsiccatas e identificadas por comparação no Herbário da UEL (FUEL).

1.2.6 *Análise dos dados*

As variáveis foram submetidas ao teste de Levene (ZAR, 2010), para testar a homogeneidade das variâncias e ao teste de Shapiro-Wilk (ZAR, 2010), para testar a

normalidade dos dados. Os resultados foram considerados significativos quando $\alpha < 0,05$. Todas as análises foram feitas no programa R versão 3.6.1 (R CORE TEAM, 2019).

Para avaliar se houve diferença na densidade de ninhos ativos, inativos e totais entre os anos de 2014 e 2019, foi realizado um teste t para amostras pareadas (ZAR, 2010). Posteriormente, foi calculada a média e o intervalo de confiança das diferenças entre as densidades de ninhos de 2019 e de 2014, tanto para os ninhos ativos quanto inativos e totais, com o intuito de analisar se houve diferença significativa entre os anos para cada sítio de restauração.

O índice de fontes de rainhas (“I”), como variável independente, foi relacionado com as densidades de ninhos ativos, inativos e totais, como variáveis dependentes, tanto para o raio de busca de 500 m (I_{500}) quanto para o de 1000 m (I_{1000}), bem como para o ano de 2014 e 2019, por meio de regressões lineares simples (ZAR, 2010). Os I_{500} e I_{1000} foram altamente correlacionados ($r= 0,88$), não podendo ser inseridos no mesmo modelo estatístico. Depois, foi calculada a diferença de 2019 para 2014 para todas as variáveis e aplicado o mesmo teste estatístico.

Para analisar a influência da paisagem circundante sobre a densidade de ninhos ativos, inativos e totais, foram realizadas regressões lineares simples entre as métricas da paisagem (D, D_v , V, IP) como variáveis independentes e a densidade de ninhos (ativos, inativos e totais) como variável dependente. Todas as variáveis foram transformadas usando $\log(x + 1)$ (ZAR, 2010), pois havia excesso de valores nulos e também para atender às premissas de normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias. Foram empregadas regressões lineares simples, devido as métricas da paisagem serem altamente correlacionadas (Apêndice C).

Nas análises anteriores não foi incluído o tamanho dos sítios de restauração, porque são faixas de terra quase contínuas ao longo das margens dos reservatórios das usinas hidrelétricas, portanto, não haveria uma forma objetiva de estimar o tamanho. A largura dos sítios de restauração foi analisada e não apresentou correlação significativa com as outras variáveis, por isso também não foi incluída. Também não foram realizadas comparações entre 2019 e 2014, pois não houve alteração significativa da paisagem. A diferença entre os anos foi considerada insignificante em termos de desenvolvimento da vegetação ou mudança de uso da terra.

A fim de analisar a influência da herbivoria de *A. sexdens* sobre a vegetação nos sítios de restauração, nos anos de 2014 e 2019, foram realizados modelos lineares mistos (LMMs) e generalizados (GLMMs) (ZUUR *et al.*, 2009) com os dados de riqueza e abundância de

regenerantes lenhosos (variáveis respostas) e a densidade de ninhos ativos e totais (variáveis explicativas). Essa última variável foi considerada porque os indivíduos vegetais foram amostrados acima de um metro e, provavelmente, estavam estabelecidos nos sítios de restauração quando os ninhos inativos ainda estavam ativos. Os sítios de restauração e a largura média de cada um destes foram incluídos como variáveis aleatórias. A inclusão das variáveis aleatórias foi necessária, pois cada sítio apresenta variações espaciais e temporais (locais e em nível de paisagem), não mensuradas no presente estudo, que podem estar influenciando as variáveis respostas. Nas análises foram considerados 10 sítios de restauração; um local foi excluído devido à ausência de dados para o ano de 2014. Para os LMMs, foi usado o pacote *lmer4* (BATES *et al.*, 2014), função *lmer*, em virtude dos resíduos apresentarem distribuição normal e homocedasticidade. Já para os GLMMs, foi usada a função *glmer* do mesmo pacote. Foi usado o método de máxima verossimilhança para seleção do melhor modelo. Nesses modelos foi adotada a família Poisson para a distribuição dos dados e a função de ligação *log* (ZUUR *et al.*, 2009).

De forma complementar, as análises da vegetação, para verificar se há distinção florística entre os anos, foram comparadas as composições florísticas de 2014 e 2019 para cada sítio de restauração, por meio da análise multivariada de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998) seguida da análise de similaridade (ANOSIM) (CLARKE; WARWICK, 2001). Foi usada a função *metaMDS* do pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2011) e o coeficiente de Bray-Curtis. A ANOSIM resulta numa estatística “R”, que é a medida de dissimilaridade entre os grupos comparados. Os valores de R próximos a zero indicam uma dissimilaridade baixa, enquanto que os valores de R mais próximos de um indicam alta dissimilaridade (CLARKE; WARWICK, 2001).

Com os dados das composições florísticas dos 10 reflorestamentos juntos foram aplicadas novas NMDS, e ajustadas as densidades de ninhos ativos e totais nas ordenações produzidas, por meio da função *envfit* do pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2011). Este procedimento avalia a influência da densidade de ninhos sobre as composições das comunidades vegetais estudadas. Isso foi produzido para os anos de 2014 e 2019 separadamente.

Por fim, foram realizadas comparações entre 2019 e 2014, analisando se as variações nas densidades de ninhos ativos e totais influenciaram as variações na riqueza, na abundância e na composição florística. Para as relações entre a variação na riqueza ou na abundância com a variação na densidade de ninhos (ativos e totais) foram empregados os mesmos LMMs e

GLMMs descritos anteriormente. Já para as variações na composição florística, foi calculado o índice de similaridade de Bray-Curtis (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), usando a função *vegdist* do pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2011), para cada sítio de restauração, depois foram realizadas regressões lineares simples entre os índices e as variações na densidade de ninhos ativos e totais.

1.3 RESULTADOS

1.3.1 *Densidade de ninhos*

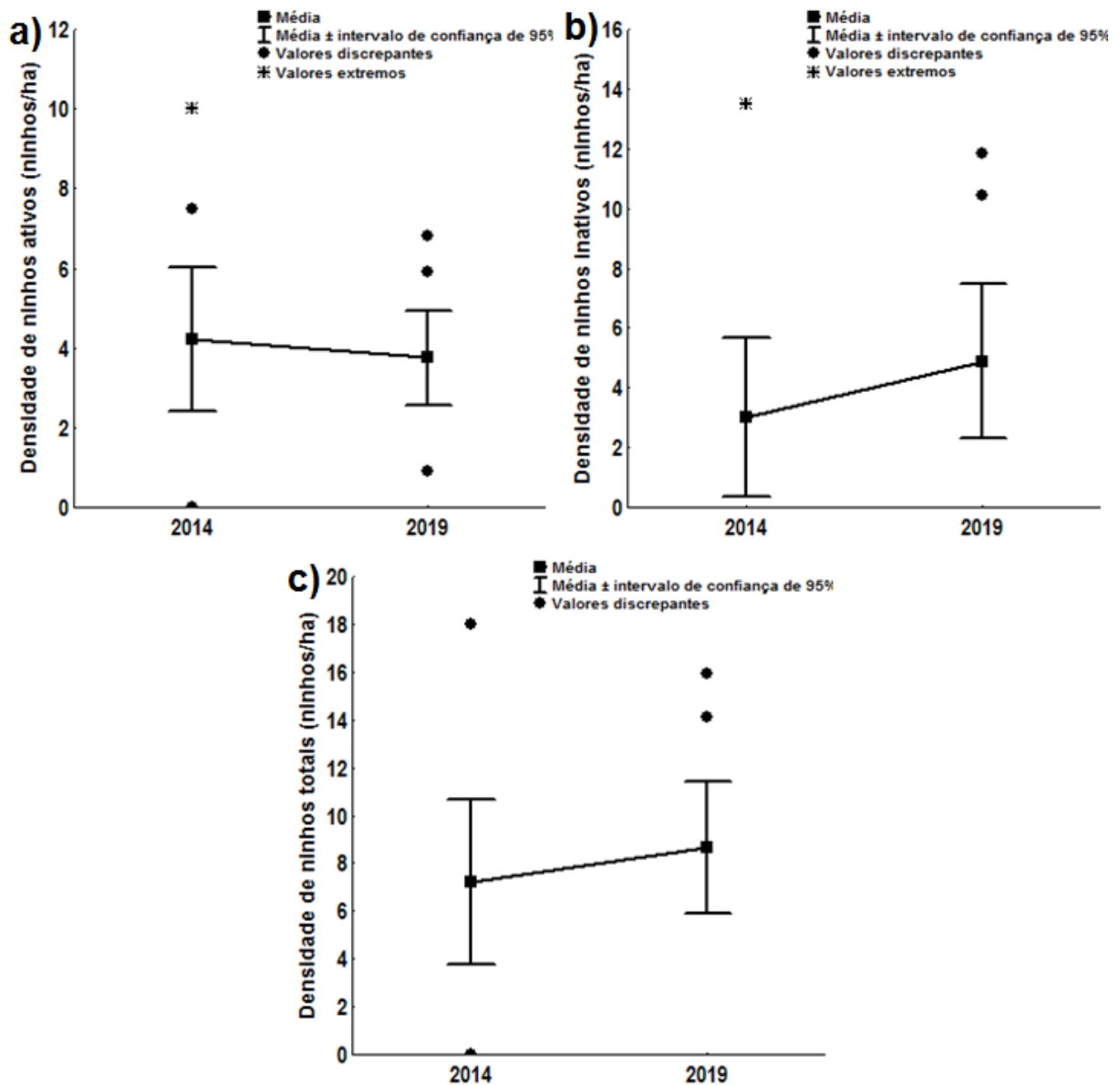
Nos 11 sítios de restauração, em 2014, foram amostrados 93 ninhos ativos, variando de nenhum ninho a 10 ninhos/ha, e 66 ninhos inativos, variando de nenhum a 13,5 ninhos/ha, totalizando 159 ninhos (ativos e inativos), variando de nenhum ninho a 18 ninhos/ha. Já em 2019 foram catalogados 91 ninhos ativos, variando de 0,91 a 6,82 ninhos/ha, e 118 ninhos inativos, variando de 0,45 a 11,82 ninhos/ha, totalizando 209 ninhos (ativos e inativos), variando de 4,09 a 15,91 ninhos/ha (Tabela 2).

Apesar de não haver diferença na densidade de ninhos ativos entre as datas de amostragem ($p= 0,56$; Figura 4), foi possível constatar redução na densidade de ninhos em três sítios de estudo, enquanto um dos locais estudados apresentou aumento (Tabela 2). Por outro lado, houve diferença na densidade de ninhos inativos ($p= 0,04$; Figura 4), sendo que em dois sítios houve aumento e um redução (Tabela 2). Também não houve diferença na densidade de ninhos totais ($p= 0,05$; Figura 4), mas, analisando individualmente os sítios, três apresentaram redução e dois apresentaram aumento (Tabela 2).

Tabela 2- Densidade de ninhos de *Atta sexdens* (ninhos ativos, inativos e totais por ha), amostrados nos anos de 2014, 2019 e a diferença entre eles, em 11 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram considerados significativos, segundo o teste t para amostras pareadas ou valores discrepantes da média e o intervalo de confiança. IC: intervalo de confiança.

Condição do ninho	Ativos			Inativos			Totais			
	SR \ Ano	2014	2019	diferença	2014	2019	diferença	2014	2019	diferença
1		3,5	3,18	- 0,32	0	3,18	3,18	3,5	6,36	2,86
2		3	2,73	- 0,27	0	1,82	1,82	3	4,55	1,55
3		2	2,27	0,27	4	5	1	6	7,27	1,27
4		4	2,27	- 1,73	1	1,82	0,82	5	4,09	-0,91
5		5,5	3,64	- 1,86	3,5	5,91	2,41	9	9,55	0,55
6		10	6,82	- 3,18	2	7,27	5,27	12	14,09	2,09
7		7,5	4,09	- 3,41	4	5,45	1,45	11,5	9,55	-1,96
8		0	5,91	5,91	0	0,45	0,45	0	6,36	6,36
9		4,5	5,45	0,95	13,5	10,45	- 3,05	18	15,91	-2,1
10		3,5	4,09	0,59	0	0,45	0,45	3,5	4,55	1,04
11		3	0,91	- 2,09	5	11,82	6,82	8	12,73	4,73
Média		4,23	3,76	- 0,47	3	4,88	1,88	7,23	8,64	1,41
IC 95%		2,63 a 5,82	2,72 a 4,80	- 1,99 a 1,06	0,65 a 5,35	2,61 a 7,14	0,33 a 3,42	3,77 a 10,69	5,89 a 11,39	-0,34 a 3,16

Figura 4- Densidade de ninhos ativos (a), inativos (b) e totais (c) de *Atta sexdens* amostrados nos anos de 2014 e 2019, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.



1.3.2 Índice de fontes de rainhas

Os elementos da paisagem circundante considerados como possíveis fontes de rainhas de *A. sexdens* para os sítios de restauração não influenciaram a densidade de ninhos, seja ativos, inativos ou totais (Apêndice D), em 2014 e em 2019, tanto para o raio de busca de 500 m quanto para o de 1000 m (Tabela 3).

Tabela 3- Relação entre as densidades de ninhos ativos (DNa, ninhos/ha), inativos (DNi, ninhos/ha) e totais (DNt, ninhos/ha) de *Atta sexdens* e o índice de fontes de rainhas (I), utilizando raios de busca de 500 m (I₅₀₀) e 1000 m (I₁₀₀₀), nos anos de 2014, 2019 e a diferença entre eles, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.

Variável dependente	Variável independente	r	R ²	p
DNa (2014)	I ₅₀₀	-0,46	0,21	0,15
	I ₁₀₀₀	-0,56	0,32	0,07
DNi (2014)	I ₅₀₀	-0,03	< 0,01	0,92
	I ₁₀₀₀	0,03	< 0,01	0,92
DNt (2014)	I ₅₀₀	-0,29	0,08	0,39
	I ₁₀₀₀	-0,32	0,10	0,33
DNa (2019)	I ₅₀₀	0,10	0,01	0,78
	I ₁₀₀₀	-0,43	0,19	0,18
DNi (2019)	I ₅₀₀	-0,43	0,18	0,19
	I ₁₀₀₀	-0,24	0,06	0,48
DNt (2019)	I ₅₀₀	-0,36	0,13	0,28
	I ₁₀₀₀	-0,41	0,17	0,21
DNa (diferença)	I ₅₀₀	-0,37	0,14	0,27
	I ₁₀₀₀	0	0	1
DNi (diferença)	I ₅₀₀	0,13	0,02	0,71
	I ₁₀₀₀	-0,13	0,02	0,70
DNt (diferença)	I ₅₀₀	-0,24	0,06	0,48
	I ₁₀₀₀	-0,13	0,02	0,69

1.3.3 Controle top-down de *A. sexdens*

Em 2014 foi observada relação positiva entre a densidade de ninhos ativos e as distâncias em linha reta (D: $r = 0,68$, $p = 0,02$) e por meio da vegetação (D_v: $r = 0,66$, $p = 0,03$) (Tabela 4, Figura 5), demonstrando que quanto maior a distância entre os fragmentos florestais e os sítios de restauração, maior a densidade de ninhos ativos presente neles. Em contrapartida, houve relação negativa entre a densidade de ninhos ativos e a proporção de vegetação florestal e o índice de proximidade (IP₅₀₀: $r = -0,70$, $p = 0,01$; V₅₀₀: $r = -0,68$, $p = 0,02$; IP₁₀₀₀: $r = -0,80$, $p < 0,01$; V₁₀₀₀: $r = -0,72$, $p = 0,01$; Tabela 4, Figura 6). Quanto mais

próximos e maiores forem os fragmentos florestais contidos na paisagem circundante dos sítios de restauração, menor será a densidade de ninhos ativos presentes neles.

No entanto, em 2019, não houve qualquer relação entre as métricas da paisagem circundante (D: $r= 0,10$; $p= 0,77$; D_v: $r= 0,09$; $p= 0,80$; IP₅₀₀: $r= 0,16$, $p= 0,65$; V₅₀₀: $r= 0,02$, $p= 0,96$; IP₁₀₀₀: $r= 0,10$, $p= 0,77$; V₁₀₀₀: $r= -0,27$, $p= 0,58$) e as densidades de ninhos ativos registradas nos sítios de restauração (Tabela 4). De 2014 para 2019, houve apenas pequenas mudanças nas paisagens avaliadas, englobando a diminuição na D_v em dois sítios e o aumento no IP₁₀₀₀ e V₁₀₀₀ em um sítio (Tabela 4).

Sobre a densidade de ninhos inativos, em 2014, não houve relação nenhuma com as métricas da paisagem circundante dos sítios de restauração (D: $r= 0,39$, $p= 0,24$; D_v: $r= 0,34$, $p= 0,30$; IP₅₀₀: $r= -0,34$, $p= 0,31$; V₅₀₀: $r= -0,32$, $p= 0,65$; IP₁₀₀₀: $r= -0,15$, $p= 0,66$; V₁₀₀₀: $r= -0,42$, $p= 0,20$; Tabela 4).

Todavia, em 2019, houve relação positiva entre a distância em linha reta (D: $r= 0,70$, $p= 0,02$) e por meio da vegetação (D_v: $r= 0,67$, $p= 0,02$) e a densidade de ninhos inativos (Tabela 4; Figura 5), sugerindo que quanto maior a distância entre os fragmentos florestais e os sítios de restauração, maior a densidade de ninhos inativos presentes neles. Ao contrário, houve relação negativa entre a densidade de ninhos inativos e a proporção de vegetação florestal e o índice de proximidade (IP₅₀₀: $r= -0,62$, $p= 0,04$; V₅₀₀: $r= -0,62$, $p= 0,04$; IP₁₀₀₀: $r= -0,36$, $p= 0,28$; V₁₀₀₀: $r= -0,64$, $p= 0,03$; Tabela 4, Figura 7). Dessa forma, quanto mais próximos e maiores forem os fragmentos florestais contidos nas paisagens circundantes dos sítios de restauração, menor será a densidade de ninhos inativos presentes neles.

Analisando a densidade de ninhos totais, em 2014, foi observada influência positiva da paisagem circundante (D: $r= 0,63$, $p= 0,03$; D_v: $r= 0,60$, $p= 0,05$; Tabela 4, Figura 8). Quanto maior a distância entre os fragmentos florestais e os sítios de restauração, maior a densidade de ninhos totais presente neles. Por outro lado, houve relação negativa entre a densidade de ninhos totais e a proporção de vegetação florestal e o índice de proximidade (IP₅₀₀: $r= -0,63$, $p= 0,04$; V₅₀₀: $r= -0,60$, $p= 0,05$; IP₁₀₀₀: $r= -0,61$, $p= 0,04$; V₁₀₀₀: $r= -0,67$, $p= 0,03$; Tabela 4, Figura 8). Quanto mais próximos e maiores forem os fragmentos florestais contidos na paisagem circundante dos sítios de restauração, menor será a densidade de ninhos totais presentes neles.

Apesar disso, em 2019, não houve influência da paisagem circundante sobre a densidade de ninhos totais (D: $r= 0,37$, $p= 0,05$; D_v: $r= 0,34$, $p= 0,06$; IP₅₀₀: $r= -0,39$, $p= 0,24$; V₅₀₀: $r= -0,52$, $p= 0,10$; IP₁₀₀₀: $r= -0,19$, $p= 0,58$; V₁₀₀₀: $r= -0,66$, $p= 0,03$, Tabela 4).

Tabela 4- Densidade de ninhos de *Atta sexdens* (ninhas ativos, inativos e totais por ha), distância em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v) entre os sítios de restauração e os fragmentos florestais mais próximos, índice de proximidade (IP) e área de habitat florestal (V), para raios de busca de 500 e 1000 m, nos anos de 2014 e 2019, em 11 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.

SR\Ano	Ativos		Inativos		Totais		D	D _v		IP ₅₀₀	V ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₁₀₀₀		
	2014	2019	2014	2019	2014	2019	(m)	(m)		(ha)	(ha)				
							2014	2019		2014	2019	2014	2019		
1	3,5	3,18	0	3,18	3,5	6,36	1555	4392	4320	0	0	0	-	0	-
2	3	2,73	0	1,82	3	4,55	976	1229	1103	0	0	0,19	0,21	18	20
3	2	2,27	4	5	6	7,27	10	10	-	13092	131	13092	-	131	-
4	4	2,27	1	1,82	5	4,09	20	20	-	0,77	18	0,35	-	53	-
5	5,5	3,64	3,5	5,91	9	9,55	1747	5540	-	0	0	0	-	0	-
6	10	6,82	2	7,27	12	14,09	3313	4206	-	0	0	0	-	0	-
7	7,5	4,09	4	5,45	11,5	9,55	1400	1509	-	0	0	0	-	0	-
8	0	5,91	0	0,45	0	6,36	5	5	-	42060	105	42060	-	105	-
9	4,5	5,45	13,5	10,45	18	15,91	1690	1877	-	0	0	0	-	0	-
10	3,5	4,09	0	0,45	3,5	4,55	5	5	-	12886	32	0,84	-	36	-
11	3	0,91	5	11,82	8	12,73	557	705	-	0	0	0,18	-	5	-

Figura 5- Relação entre a densidade de ninhos ativos (2014) e inativos (2019) de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_V), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.

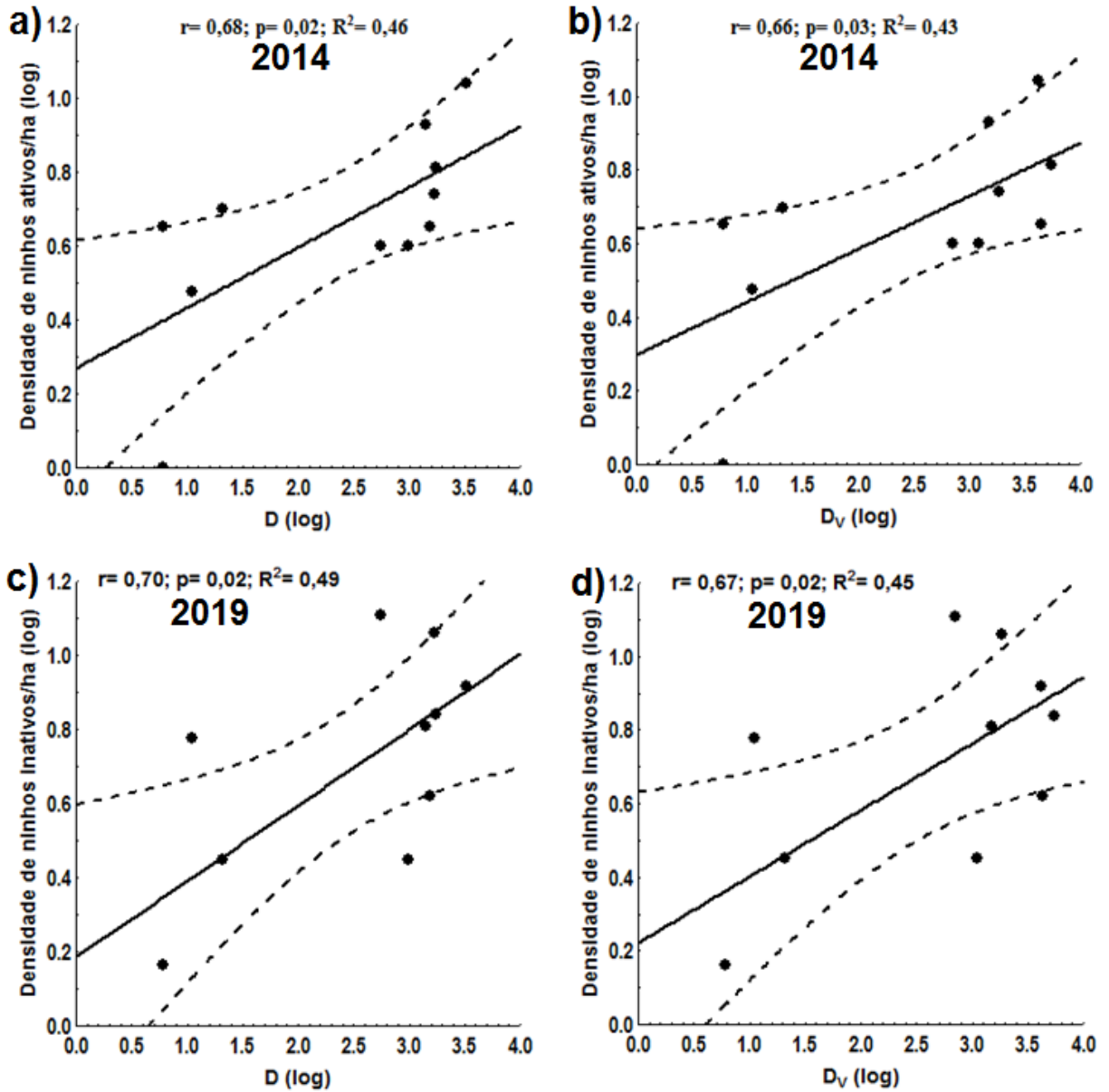


Figura 6- Relação entre a densidade de ninhos ativos de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e o índice de proximidade (IP) e a área de habitat florestal (V), utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.

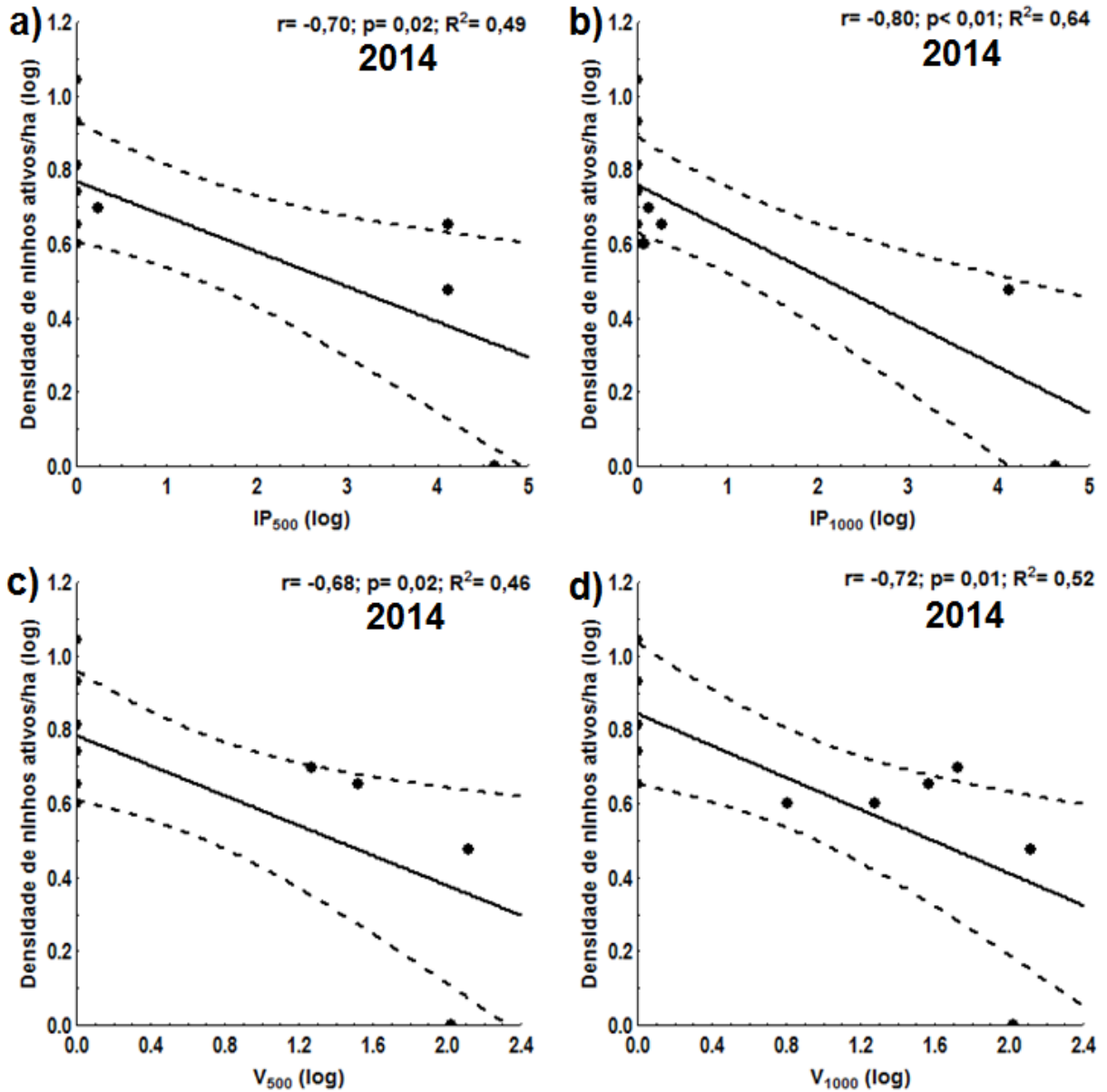


Figura 7- Relação entre a densidade de ninhos inativos de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e o índice de proximidade (IP) e a área de habitat florestal (V), utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.

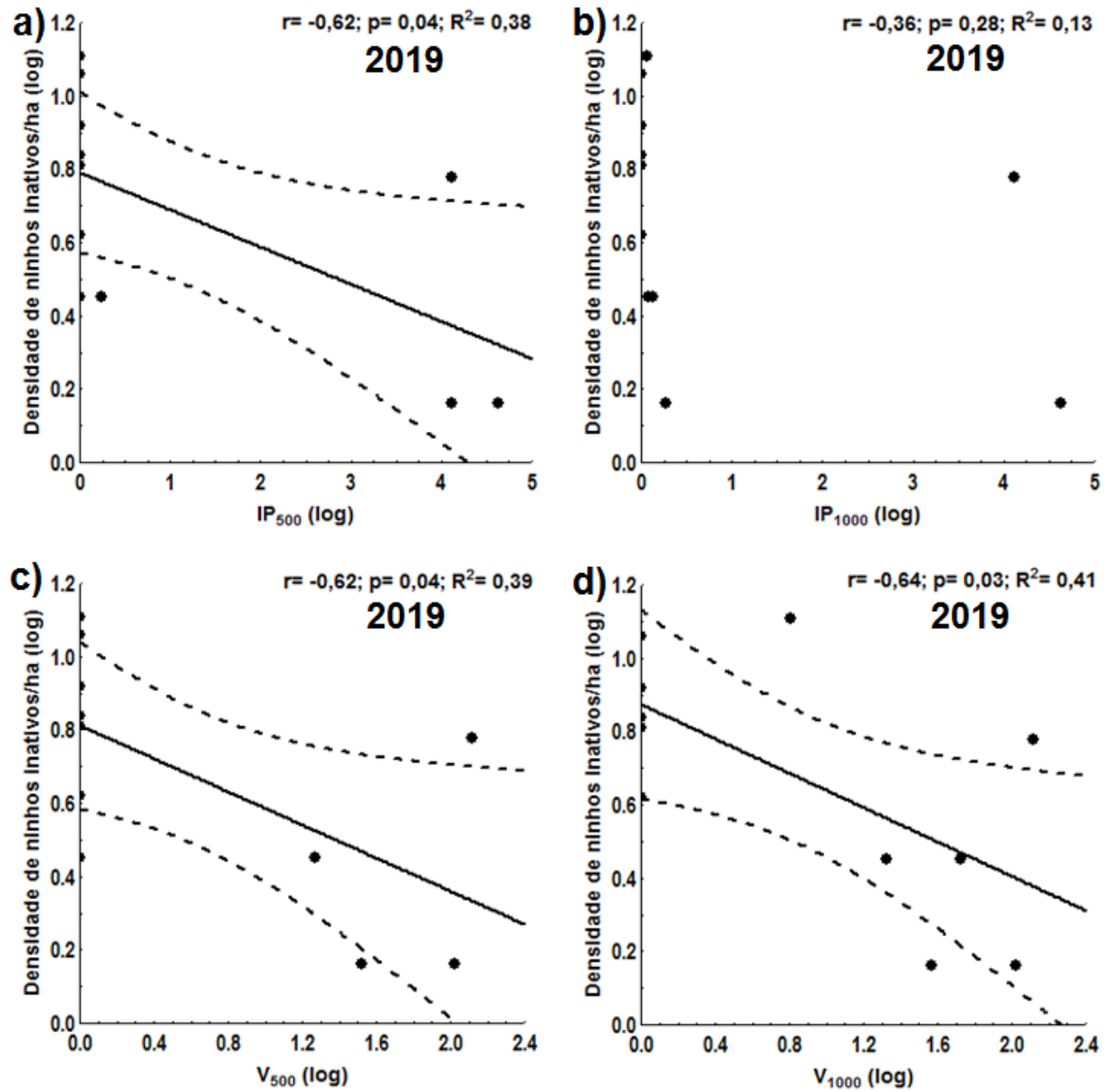
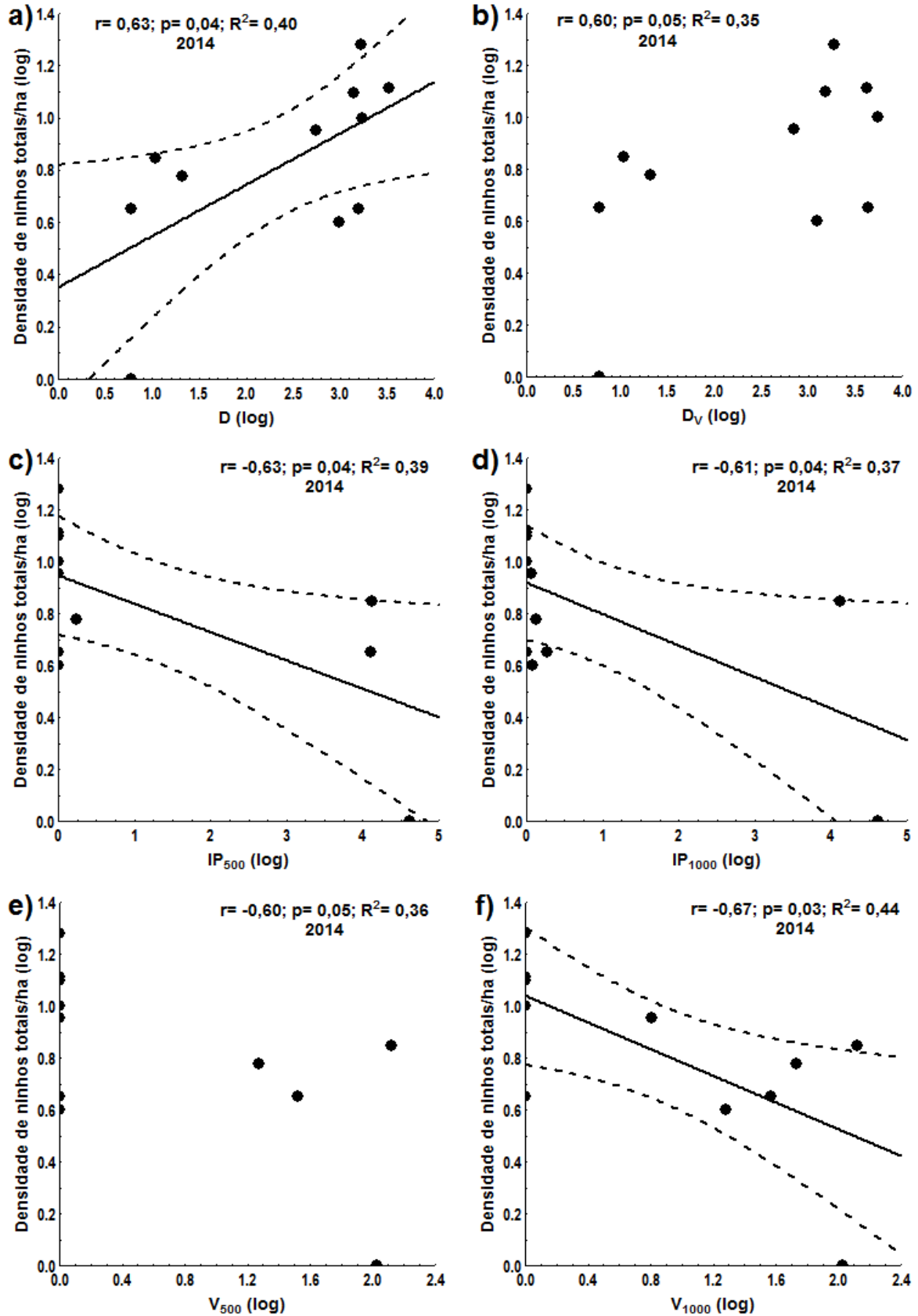


Figura 8- Relação entre a densidade de ninhos totais (2014) de *Atta sexdens* em sítios de restauração com espécies nativas e as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_V), e o índice de proximidade (IP) e a área de habitat florestal (V), utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. Linha contínua: média; linha tracejada: intervalo de confiança.



1.3.4 Controle top-down da vegetação

A densidade de ninhos ativos influenciou negativamente a riqueza ($r = -0,71$) e abundância ($r = -0,53$) de regenerantes lenhosos em 2014 (Tabela 5; Figura 9; Apêndice E). Em 2019, não houve nenhuma influência (Tabela 5; Apêndice E). Do mesmo modo, as ordenações produzidas demonstraram a influência da densidade de ninhos ativos sobre a composição florística dos 10 sítios de restauração no ano de 2014 ($R^2 = 0,50$, $p < 0,01$), sendo que esta influência não foi observada novamente em 2019 ($R^2 = 0,02$, $p = 0,44$). Entre 2014 e 2019, os sítios de restauração apresentaram diferenças na composição florística (Apêndice F). Essas diferenças entre 2014 para 2019 podem ser resultantes, em parte, da herbivoria por *A. sexdens*, já que a composição florística foi influenciada negativamente pela densidade de ninhos ativos em 2014.

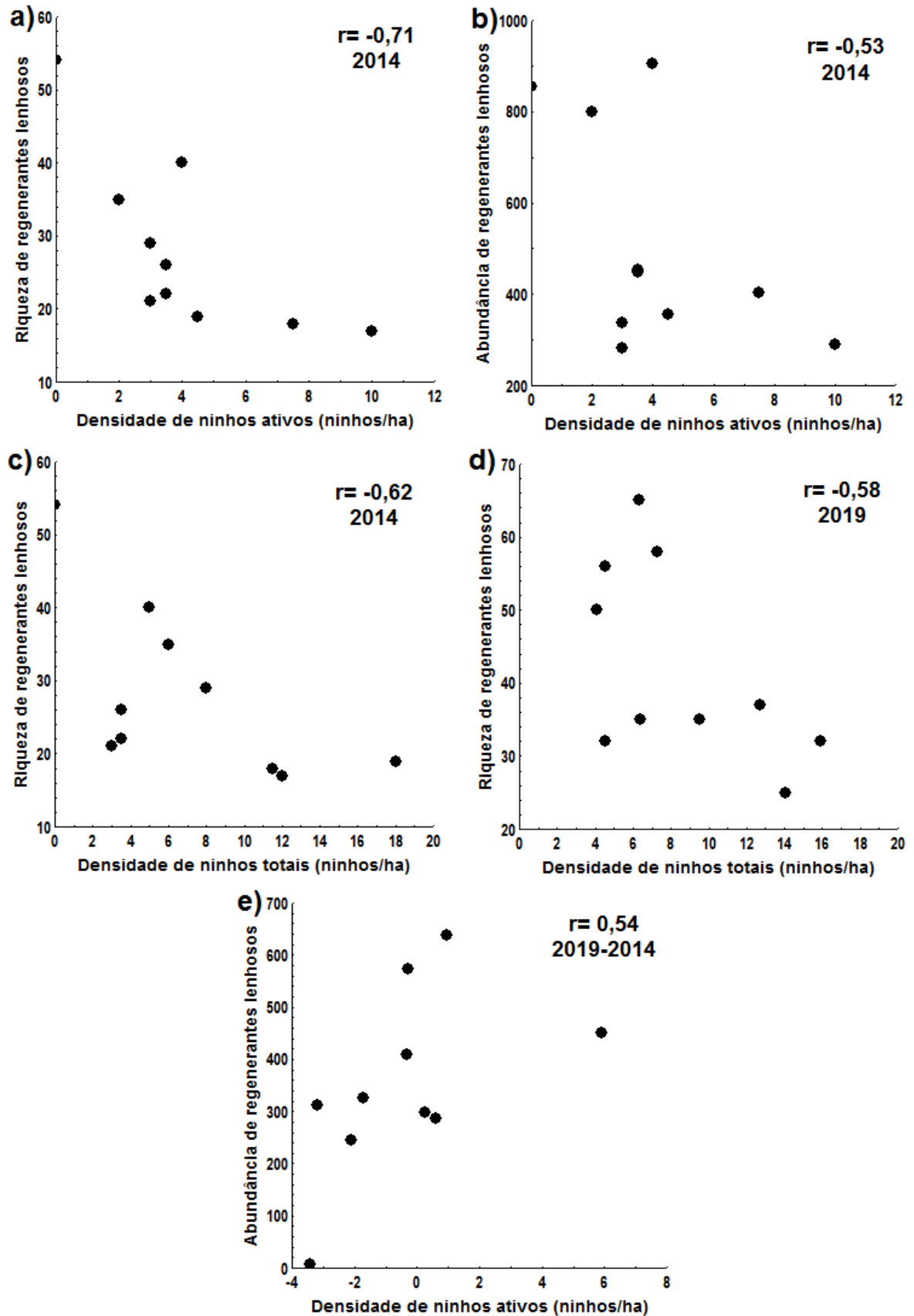
Similarmente, a densidade total de ninhos (ativos e inativos) influenciou negativamente a riqueza de regenerantes lenhosos ($r = -0,62$; Tabela 5; Figura 9); entretanto, não foi observada influência sobre a abundância em 2014 (Tabela 5). Os mesmos resultados foram encontrados em 2019: houve influência sobre a riqueza ($r = -0,58$; Tabela 5; Figura 9) e não houve sobre a abundância de regenerantes lenhosos (Tabela 5). Tanto em 2014 quanto em 2019, a composição florística dos reflorestamentos foi influenciada pela densidade de ninhos totais (2014: $R^2 = 0,17$, $p < 0,01$; 2019: $R^2 = 0,34$, $p < 0,01$). Além disso, de 2014 para 2019 os sítios de restauração apresentaram diferença na composição florística (Apêndice F).

A diferença na densidade de ninhos ativos entre 2014 e 2019 apresentou relação com a variação na abundância de regenerantes lenhosos ($r = 0,54$; Tabela 5; Figura 9), mas não com a variação na riqueza (Tabela 5). Já a variação na densidade de ninhos totais não apresentou relação com a variação na riqueza e na abundância de regenerantes lenhosos (Tabela 5). Também não houve influência da variação na densidade de ninhos sobre a variação na composição florística, nem considerando os ninhos ativos ($R^2 = 0,01$; $p = 0,79$) e nem os totais ($R^2 = 0,21$; $p = 0,19$).

Tabela 5- Resultados de modelos mistos lineares (LMMs) e generalizados (GLMMs), que examinaram a influência da densidade de ninhos ativos (DNa) e totais (DNa e DNt) de *Atta sexdens* sobre a riqueza e abundância de regenerantes lenhosos presentes em 10 sítios de restauração (SR) com espécies nativas, nos anos de 2014, 2019 e a variação entre eles (2019-2014), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. A variável “largura” é a largura média dos sítios de restauração no ponto de amostragem. Os valores em negrito foram considerados significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X²: qui-quadrado. *GLMMs.

Variável resposta	Variável explicativa	Variáveis aleatórias	GL	DR	X ²	P
Riqueza (2014)	DNa	SR e largura	1	69,61	10,42	< 0,01
Abundância (2014)*	DNa	SR e largura	1	130,52	4,27	0,04
Riqueza (2014)	DNt	SR e largura	1	71,94	6,18	0,01
Abundância (2014)*	DNt	SR e largura	1	131,51	2,92	0,09
Riqueza (2019)	DNa	SR e largura	1	79,35	0,12	0,73
Abundância (2019)	DNa	SR e largura	1	140,89	0,01	0,95
Riqueza (2019)	DNt	SR e largura	1	75,41	5,11	0,02
Abundância (2019)	DNt	SR e largura	1	139,19	1,86	0,17
Riqueza (2019-2014)*	DNa	SR e largura	1	64,10	0,21	0,65
Abundância (2019-2014)	DNa	SR e largura	1	127,47	4,32	0,04
Riqueza (2019-2014)*	DNt	SR e largura	1	63,34	0,99	0,32
Abundância (2019-2014)	DNt	SR e largura	1	130,82	0,12	0,73

Figura 9- Relação entre a densidade de ninhos ativos e totais (ativos e inativos) de *Atta sexdens* e a riqueza e abundância de regenerantes lenhosos presentes em 10 sítios de restauração com espécies nativas, nos anos de 2014, 2019 e a variação entre eles (2019-2014), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.



1.4 DISCUSSÃO

De modo geral, nos sítios de restauração, após cinco anos, manteve-se constante a densidade de ninhos de *A. sexdens* ativos, com ligeiro aumento do número de ninhos inativos. A paisagem do entorno dos sítios de restauração influenciou a densidade de ninhos ativos em 2014 e a de inativos em 2019. Ou seja, reflorestamentos mais distantes de fragmentos florestais e com menos habitat florestal no seu entorno apresentaram maior densidade de ninhos ativos em 2014 e, após cinco anos, mais ninhos inativos. Esses resultados sugerem, além da influência negativa da perda e isolamento de habitat florestal na dinâmica populacional dos inimigos naturais de *A. sexdens*, que outros fatores, não controlados neste estudo, estão influenciando o balanço de ninhos ativos e inativos, não sendo possível descartar a ocorrência de controle químico por parte dos produtores rurais vizinhos.

Estas explicações baseadas em controle *top-down* (tanto da modulação da abundância de inimigos naturais pela estrutura da paisagem, quanto do controle químico por fazendeiros) são reforçadas pela virtual exclusão de controle *bottom-up*, uma vez que, para todos os locais amostrados, a disponibilidade de recursos para formigas (plantas palatáveis em campos de cultivo agrícola e em sítios de restauração) é uniformemente alta.

Assim, o aumento do isolamento ou a menor quantidade de habitat florestal na paisagem circundante pode contribuir para relaxar o controle *top-down* com maior abundância de *A. sexdens*. O relaxamento nos controles *top-down* e *bottom-up* pode ter favorecido o aumento da abundância de *A. sexdens*, que por sua vez influenciou negativamente a riqueza, a abundância e a composição florística dos reflorestamentos, fazendo com que houvesse alterações na regeneração natural, atuando como possíveis filtros bióticos.

Quanto à densidade de ninhos ativos de *A. sexdens* nos sítios de restauração, em 2014 houve média de 4,23 ninhos/ha e em 2019 de 3,76 ninhos/ha, valores semelhantes aos reportados em vários estudos sobre formigas do gênero *Atta* em paisagens tropicais com características similares (RAO, 2000; RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001; SILVA *et al.*, 2009; WIRTH *et al.*, 2007). Rao (2000) e Rao *et al.* (2001) registraram média de 3,2 ninhos/ha em ilhas de pequeno e médio tamanho localizadas num lago de usina hidrelétrica na Venezuela. Wirth *et al.* (2007) registraram densidade média de 4,94 ninhos/ha em áreas sob efeito de borda de fragmentos florestais conservados na Mata Atlântica. Silva *et al.* (2009) registraram 2,01 ninhos/ha em florestas secundárias, com idades de 25 a 27 anos de regeneração, na Mata Atlântica. Esses resultados indicam que o drástico crescimento populacional das saúvas não é só uma característica de florestas secundárias e fragmentos

florestais de diversos tamanhos e suas áreas de borda, mas também de sítios de restauração com espécies nativas. Até o momento, Garcia *et al.* (2023) quantificaram a abundância de *A. sexdens* em áreas de restauração ecológica, ao contrário dos demais trabalhos que apenas quantificaram os impactos negativos da herbivoria sobre o crescimento dos indivíduos vegetais (FERREIRA, 2015; GARCIA *et al.*, 2020; MASSAD *et al.*, 2011; MASSAD, 2012; MONTAGNINI *et al.*, 1995). Destaca-se ainda que a densidade máxima de 10 ninhos ativos/ha registrada no presente estudo foi superior à densidade máxima de cerca de nove ninhos/ha registrada em áreas com características semelhantes (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009).

No intervalo de cinco anos a densidade de ninhos ativos manteve-se praticamente constante, de forma similar aos resultados reportados por Meyer, Leal e Wirth (2009), que fizeram um monitoramento de *Atta*, durante quatro anos, em áreas de borda de fragmentos florestais na Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. Deste modo, pode-se inferir que as preferências para estabelecimento de colônias, no caso dos ninhos estabelecidos após 2014, e para a manutenção e expansão dos ninhos (reamostrados) nos sítios de restauração, também permaneceram constantes no período de tempo avaliado. Os habitats estudados consistem em faixas lineares de APPs, nas margens de um reservatório de usina hidrelétrica, apresentando tamanhos e formas semelhantes (Apêndice A), de forma que toda a área dos sítios de restauração estaria sujeita a efeitos de borda (MOTA, 2013), o que pode contribuir para criar condições microclimáticas favoráveis para herbívoros (WIRTH *et al.*, 2008) e aumentar a probabilidade de estabelecimento de novas colônias. Vieira-Neto e Vasconcelos (2010) acrescentam que as propriedades do solo influenciam espécies de formigas que nidificam no solo havendo maior preferência para os que não sofrem alagamentos, e que possuem altas temperaturas e umidades para o cultivo do jardim de fungo. Vasconcelos (1990) adiciona que as rainhas preferem nidificar em ambientes com menor cobertura arbórea, sugerindo que a quantidade de luz solar incidente pode ser um fator importante na escolha do habitat pelas rainhas fundadoras. Deste modo, as áreas de restauração apresentam alta quantidade de locais disponíveis para estabelecimento de colônias, o que, em parte, favorece a constante presença de *A. sexdens* nos sítios avaliados.

Estes reflorestamentos também possuem alta abundância de espécies pioneiras (Apêndice G) e são cercados por uma matriz agrícola. Tanto as espécies nativas pioneiras, quanto as plantas cultivadas têm menos defesas estruturais e químicas, além de maior valor nutricional do que as espécies não pioneiras (MASSAD, 2012). Assim, ocorre uma complementação de recursos entre as diferentes unidades da paisagem (reflorestamentos e

campo agrícola), o que permite reduzir o gasto de energia em busca de alimentos e maximizar o ganho de recursos de melhor qualidade nutricional (MUELLER *et al.*, 2009). Poutasse (2010) também encontrou áreas de forrageamento complementares para *A. colombica* entre diferentes tipos de vegetação (plantios de banana e bambu, florestas secundárias e primárias) numa reserva ecológica na Costa Rica. Esse comportamento é possibilitado pela alta capacidade das saúvas de gerarem redes de trilhas altamente flexíveis e longas, ajustadas espacialmente de acordo com o melhor forrageamento (SILVA *et al.*, 2013). Isso resulta em alta quantidade e qualidade dos recursos disponíveis para forrageamento e, portanto, relaxamento do controle *bottom-up* (FARJI-BRENER, 2001; RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001; URBAS *et al.*, 2007). Além disso, *A. sexdens* apresenta um comportamento de forrageamento mais generalista quando comparada a outras espécies do gênero, forrageando oportunisticamente e se adaptando a diversos tipos de habitat (RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001; SOUSA-SOUTO; SCHOEREDER; LIMA, 2008).

A capacidade de dispersão das rainhas de *Atta* após a revoada até os locais de estudo também pode ser um fator importante na distribuição dos ninhos (HELMS, 2018). Foi hipotetizado que, quanto maior a quantidade de unidades da paisagem circunvizinha que podem funcionar como fontes de rainhas (por conterem ninhos adultos que produzem indivíduos reprodutivos alados para a revoada; HELMS, 2018), maior seria a densidade de ninhos registradas nos sítios de restauração. Entretanto, não houve nenhuma relação nos dados utilizados no presente estudo. Portanto, sugerimos que, no período de tempo analisado, as paisagens circundantes não são um fator limitante para a dispersão de fêmeas de *A. sexdens*, embora sejam provavelmente limitantes para os inimigos naturais da espécie. Assim, conseqüentemente, não seria esperada uma densidade de ninhos constante como foi registrada, mas uma tendência de aumento. É importante mencionar que antes da restauração ter início, as áreas eram utilizadas para cultivos agrícolas, e as saúvas se estabeleceram a partir de elementos da paisagem do entorno após a fase de implantação do plantio, que incluiu uso de formicida e que durou cerca de dois anos.

Considerando a alta homogeneidade da composição de espécies, idade, solo e outras características ambientais dos sítios de restauração, a quantidade de habitat florestal circundante é possivelmente um fator importante que afeta o controle *top-down* de *A. sexdens*. Os inimigos naturais de *Atta* atuam em diferentes fases do ciclo de vida da colônia, desde o voo nupcial, fundação e estabelecimento do ninho e durante a atividade de forrageamento. Esses inimigos naturais englobam predadores invertebrados como outras espécies de formigas, aranhas, besouros e ácaros (AQUINO *et al.*, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2015; ERTHAL

JR.; TONHASCA JR., 2001); vertebrados como sapos, lagartos, pássaros, saguis, tatus e tamanduás (CAMACHO *et al.*, 2012; RAO, 2000; ROCHA; FERRARI; BELTRÃO-MENDES, 2021; RODRIGUES *et al.*, 2019; TERBORGH *et al.*, 2001); parasitóides como moscas da família Phoridae e vespas (ALMEIDA; WIRTH; LEAL, 2008; BARRERA *et al.*, 2017; GALVÃO *et al.*, 2019) e microrganismos do solo como bactérias e fungos (TRAVAGLINI *et al.*, 2016; URIBE-LONDOÑO; ROMERO-TABAREZ; ORTIZ-REYES, 2019). Todos eles são importantes para a manutenção do controle populacional de *Atta* em uma ampla gama de ecossistemas. No entanto, a eficiência do controle populacional é maior na fase inicial, quando as fêmeas são predadas durante o voo nupcial, ou no solo, ou quando o ninho está incipiente e raso (HELMS, 2018; RAO, 2000; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS, 2010), do que após o estabelecimento da colônia.

Sabendo disso, não há levantamentos específicos sobre os inimigos naturais de *A. sexdens* ou sobre o seu potencial de predação ou parasitismo realizado especificamente nos sítios de restauração inventariados. No entanto, levantamentos de fauna foram realizados nos mesmos locais de restauração estudados aqui, e potenciais espécies de inimigos naturais foram identificadas. É importante destacar que todas as amostragens faunísticas foram realizadas em sítios de restauração adjacentes a fragmentos florestais (LIMA, 2012; LIMA, 2018; SANTOS JR. *et al.*, 2016; SILVA, 2016), não sendo razoável esperar que a fauna dos sítios de restauração mais distantes seja semelhante àquela dos conectados, pelo menos para a maioria das espécies, destacando a importância de maior conectividade na paisagem para o controle biológico de *A. sexdens*. Dentre as espécies, foram listados besouros do gênero *Canthon* Hoffmannsegg, 1818 (SILVA, 2016), que são predadores das rainhas para alimentar suas larvas (AQUINO *et al.*, 2018; ARAÚJO *et al.*, 2015). Além disso, muitas espécies de anuros foram listadas como comuns nos sítios de restauração, fragmentos florestais adjacentes e lagos próximos (LIMA, 2012), a maioria delas sendo insetívoras generalistas. Lima (2018) registrou *Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758, tatu de nove bandas, considerado abundante; *Euphractus sexcinctus* Linnaeus, 1758, tatu-seis-bandas e *Tamandua tetradactyla* Linnaeus, 1758, tamanduá-bandeira, ambos menos abundantes, tanto em fragmentos florestais como nos sítios de restauração adjacentes. Por fim, entre as aves, existem espécies insetívoras e onívoras que usam a matriz para forrageamento (ANJOS *et al.*, 2019). Em um estudo na mesma região e incluindo alguns dos sítios de restauração amostrados neste estudo, Santos Jr. *et al.* (2016) sugerem que, pelo menos até atingirem os 12 a 15 anos de idade, os locais de restauração suportam apenas espécies de áreas abertas ou florestais generalistas. Essas aves

tem um papel crucial no controle de *Atta* na fase de voo nupcial, pois incluem animais que capturam insetos em voo ou no solo (CAMACHO *et al.*, 2012).

Além dos predadores, as moscas da família Phoridae, importantes parasitóides das formigas cortadeiras, ocorrem em maior abundância sob altos níveis de umidade e temperaturas moderadas, evitando ambientes sob efeito de borda ou alta perturbação (ALMEIDA; WIRTH; LEAL, 2008; BARRERA *et al.*, 2017; GALVÃO *et al.*, 2019). Por esse motivo, é possível que esse grupo esteja ausente ou em baixa abundância nos locais de restauração, que apresentam microclimas mais secos e quentes do que os fragmentos florestais (MOTA, 2013). Elizalde e Superina (2018) complementam que os parasitóides e os tatus atuam de maneiras diferentes no controle populacional, mostrando efeitos negativos complementares na supressão das formigas cortadeiras, um elemento fundamental para inimigos naturais no controle biológico. Corroborando isso, foram constatadas evidências de tatus em todos os reflorestamentos visitados, inclusive com escavações nos próprios ninhos. Contudo, devido à densidade praticamente constante das saúvas de 2014 a 2019, apenas esses animais podem não ter sido eficazes em eliminar colônias que excedem um tamanho crítico. Assim, o efeito de longo prazo dos tatus pode consistir apenas na atenuação do aumento na abundância de *A. sexdens*, similar ao sugerido por Terborgh *et al.* (2006).

Por outro lado, embora as densidades de ninhos ativos e totais tenham se mantido constantes durante os cinco anos, a densidade de ninhos inativos aumentou significativamente nos mesmos reflorestamentos, de uma forma correlacionada com a paisagem circundante. Sugere-se que outros tipos de controle, provavelmente o químico por meio de iscas granuladas, estejam ocorrendo ao acaso nos sítios de restauração. É possível que a alta abundância de colônias ativas e a maior proximidade com a matriz agrícola tenham sido fatores para o uso destas iscas. Outra possível explicação, são os pesticidas aplicados nos cultivos agrícolas que podem chegar aos formigueiros por meio do material coletado pelas formigas, contribuindo para o aumento significativo de ninhos inativos nos reflorestamentos.

Os relaxamentos nos controles *top-down* e *bottom-up* permitiram que a alta e constante abundância de *A. sexdens* influenciasse negativamente a composição florística dos reflorestamentos, alterando a regeneração natural e atuando como possíveis filtros bióticos. Outros estudos também encontraram resultados similares (COSTA; VASCONCELOS; BRUNA, 2016; RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001; SILVA *et al.*, 2012; TERBORGH *et al.*, 2006). Rao, Terborgh e Nuñez (2001), por exemplo, reportaram que pequenas ilhas (média de 5,6 colônias/ha) mostraram fortes mudanças nas riquezas e abundâncias de espécies quando comparadas com grandes ilhas com menor densidade de herbívoros (média de 0,72

colônias/ha), sendo que *Atta* foi considerado o principal fator na redução de mudas e adultos de espécies preferidas. Garcia *et al.* (2020), trabalhando nos mesmos sítios de restauração com as maiores densidades de ninhos, inferiram que a herbivoria influenciou negativamente a capacidade de resposta das espécies mais atacadas, conseqüentemente reduzindo a taxa de crescimento e a sobrevivência. Em longo prazo, o potencial reprodutivo desses indivíduos também poderia ser afetado, reduzindo a produção de sementes e/ou recrutamento de plântulas, afetando a composição de espécies da comunidade como um todo, que foi confirmado no presente estudo.

Em busca de possíveis conseqüências da herbivoria em longo prazo nos reflorestamentos, foram comparados os indivíduos vegetais amostrados em 2014 e 2019, tanto plantados quanto regenerantes (Apêndice G). Os indivíduos das espécies *Trema micrantha*, *Inga marginata*, *I. vera* e *Senna multijuga*, que foram plantados, estavam mortos em 2019. Além disso, as espécies *Ceiba speciosa* e *Phytolacca dioica*, que também tiveram mudas plantadas, não apresentaram regenerantes nas amostragens de 2014 e 2019. Ferreira (2015) reportou resultados parecidos, em que *C. speciosa* e *Enterolobium contortisiliquum* tiveram mudas plantadas, mas não foram amostradas na regeneração após 24 anos, sendo que essas espécies foram classificadas no grupo das mais atacadas no experimento de herbivoria. Não é possível afirmar que a morte dos indivíduos das espécies plantadas ou das que não possuem regenerantes nos reflorestamentos avaliados foi causada pela ação da herbivoria pelas saúvas. Porém, os resultados do presente estudo sugerem que esta explicação não pode ser descartada.

Finalmente, os resultados apresentados fornecem suporte para a ideia de que a presença de *A. sexdens* é um fator importante na dinâmica da restauração ecológica na Mata Atlântica, agindo como filtros ecológicos. Estes resultados também contribuem para elucidar como os impactos de um herbívoro generalista varia espaço-temporalmente, e como a diversidade de plantas em áreas de restauração respondem às mudanças induzidas pelo homem nas paisagens. A densidade constante de *A. sexdens* pode alterar as relações de importância das forças *bottom-up* e *top-down* atuando sobre as comunidades vegetais e, portanto, deve ser considerado no planejamento da restauração ecológica, e não apenas nas fases iniciais, mas como um fator importante a longo prazo. Uma possibilidade a ser investigada seria, no contexto em que as saúvas forem um problema, promover ajustes nos métodos de restauração, selecionando espécies vegetais menos palatáveis para a herbivoria das formigas. Assim, espera-se que as informações do presente estudo sirvam de subsídio para o planejamento e para o manejo da restauração ecológica na Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W.R.; WIRTH, R.; LEAL, I.R. Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic Forest. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, LOCAL, v. 129, n. 3, p. 251–257, 2008.
- ANJOS, L.; BOCHIO, G.M.; MEDEIROS, H.R.; ALMEIDA, B.A.; LINDSEY, B.R.A.; CALSAVARA, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TOREZAN, J.M.D. Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 11, p. 6318–6328, 2019.
- AQUINO, P.S.R.; JESUS, F.G.D.; ROCHA, E.C.; LUCIA, T.M.C.D.; ZANUNCIO, J.C.; ARAÚJO, M.D.S. Predation rates of a beetle (*Canthon virens*) that kills female leaf-cutting ants (*Atta* spp.). **International Journal of Agriculture & Biology**, v. 20, p. 1247–1250, 2018
- ARAÚJO, M.S.; RODRIGUES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; JESUS, F.G. Controle biológico de formigas-cortadeiras: o caso da predação de fêmeas de *Atta* spp. por *Canthon virens*. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 2, n. 3, p. 8–12, 2015.
- ARNAN, X.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; ANDRADE, J.F.; BARROS, M.F.; CÂMARA, T.; JAMELLI, D.; KNOECHELMANN, C.M.; MENEZES, T.G.C.; MENEZES, A.G.S.; OLIVEIRA, F.M.P.; PAULA, A.S.; PEREIRA, S.C.; RITO, K.F.; SFAIR, J.C.; SIQUEIRA, F.F.S.; SOUZA, D.G.; SPECHT, M.J.; VIEIRA, L.A.; ARCOVERDE, G.B.; ANDERSEN, A.N. A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. **Ecological Indicators**, v. 94, n. 1, p. 274–282, 2018.
- AUTUORI, M. Contribuição para o conhecimento da saúva (*Atta* sp. – Hymenoptera - Formicidae) I. Evolução do sauveiro (*Atta sexdens rubropilosa* Forel, 1908). **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 12, p. 197-229, 1941.
- BARRERA, C.A.; BECKER, E.L.; ELIZALDE, L.; QUEIROZ, J.M. Parasitoid phorid flies of leaf-cutting ants are negatively affected by loss of forest cover. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 164, n. 1, p. 66-77, 2017.
- BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S.; CHRISTENSEN, R.H.B.; SINGMANN, H.; DAI, B.; GROTHENDIECK, G. lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, 2014.
- BENCHIMOL, M.; PERES, C.A. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. **Biological Conservation**, v. 187, p. 61–72, 2015.
- BHERING, B.; SANTOS, H.G.; MANZATTO, C.V.; BOGNOLA, I.; FASOLO, P.J.; CARVALHO, A.P.; RAUEN, M.J. **Mapa de solos do estado do Paraná**. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2007.
- BLANTON, C.M.; EWEL, J.J. Leaf-cutting ant herbivory in successional and agricultural tropical ecosystems. **Ecology**, v. 66, n.3, p. 861-869, 1985.

CAMACHO, I.; HONORATO, R.S.; FERNANDES, B.C.; BOECHAT, R.F.; FILHO, C.S.; KANEGAE, M.F. Aves de rapina diurnas forrageando tanajuras (*Atta* sp.) em revoada em uma paisagem fragmentada de floresta atlântica, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 1, p. 19-21, 2012.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. **Change in marine communities**: an approach to statistical analysis and interpretation. 2 ed. Auckland, Nova Zelândia: PRIMER-E Ltd., 2000.

COSTA, A.N.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M. Biotic drivers of seedling establishment in Neotropical savannas: selective granivory and seedling herbivory by leaf-cutter ants as an ecological filter. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 1, p. 132-141, 2016.

ELIZALDE, L.; SUPERINA, M. Complementary effects of different predators of leaf-cutting ants: implications for biological control. **Biological Control**, v. 128, p. 111-117, 2008.

ERTHAL JÚNIOR, M.; TONHASCA JÚNIOR, A. *Attacobius attarum* Spiders (Corinnidae): myrmecophilous predators of immature forms of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* (Formicidae). **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 374-376, 2001.

FAO- Food and Agriculture Organization of the United Nations. Restoring the earth – the next decade. **Unasylva**, v. 71, n. 252, 2020

FARJI-BRENER, A.G. Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. **Oikos**, v. 92, p. 169–177, 2001.

FERREIRA, B.Z. **Herbivoria por *Atta sexdens rubropilosa* Forel, 1908 sobre espécies arbóreas em restauração florestal**. 2015. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu, 2015.

GALVÃO, A.R.A.; BAILEZ, O.; VIANA-BAILEZ, A.M.; ABIB, P.H.; PIMENTEL, F.A.; PEREIRA, T.P.L. Parasitism by phorids on leaf cutter ants *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758) (Hymenoptera: Formicidae) in natural and agricultural environments. **Zoological Science**, v. 36, n. 5, p. 357-364, 2019.

GARCIA, J.M.; BORDIGNON, A.M.; GONZAGA, G.S.; TOREZAN, J.M.D. Tree seedling responses to leaf-cutting ants herbivory in Atlantic Forest restoration sites. **Biotropica**, v. 52, n. 5, p. 884-895, 2020.

GARCIA, J.M.; BORDIGNON, A.M.; GONZAGA, G.S.; TOREZAN, J.M.D. Nest density of *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758) in Atlantic Forest restoration sites depends on the surrounding landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v. 39, p. 1-6, 2023.

HELMS, J.A. The flight ecology of ants (Hymenoptera: Formicidae). **Mirmecological News**, v. 26, p. 19-30, 2018.

HOHLENWERGER, C.; TAMBOSI, L.R.; METZGER, J.P. Forest cover and proximity to forest affect predation by natural enemies in pasture and coffee plantations differently. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 333, p. 1-11, 2022.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico em Geociências. I - Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2012.

JAFFE, K.; VILELA, E. On nest densities of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes* in tropical primary forest. **Biotropica**, v. 21, n. 3, p. 234-236, 1989.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

LEAL, I.R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in human-modified Neotropical forests. **Biotropica**, v. 46, n. 5, p. 516-528, 2014.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2 ed. Amsterdam, Holanda: Elsevier Science B.V. 1998.

LEES, A.C.; PERES, C.A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.

LIMA, F.C.M. **Mamíferos de médio e grande porte em sítios de restauração ecológica da Mata Atlântica**: características da paisagem e diversidade funcional. 2018. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2018.

LIMA, M.Z. **Comparação da anurofauna em remanescentes florestais e em reflorestamentos no Reservatório Capivara, Rio Paranapanema, Paraná, Brasil**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F.P.L.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 287–296, 2011.

MACEDO-REIS, L.E.; QUESADA, M.; NEVES, F.S. Forest cover drives insect guild diversity at different landscape scales in tropical dry forests. **Forest Ecology and Management**, v. 443, n. 1, p. 36–42, 2019

MASSAD, T.J. Interactions in tropical reforestation – how plant defence and polycultures can reduce growth-limiting herbivory. **Applied Vegetation Science**, v. 15, n. 3, p. 338–348, 2012.

MASSAD, T.J.; CHAMBERS, J.Q.; ROLIM, S.G.; JESUS, R.M.; DYER, L.A. Restoration of pasture to forest in Brazil's Mata Atlântica - the roles of herbivory, seedling defenses, and plot design in reforestation. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, 257–267, 2011.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats**: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure. Portland: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1994.

MEDEIROS, H.R.; MARTELLO, F.; ALMEIDA, E.A.B.; MENGUALE, X.; HARPER, K.A.; GRANDINETE, Y.C.; METZGER, J.P.; RIGHI, C.A.; RIBEIRO, M.C. Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. **Biological Conservation**, v. 238, p. 1-12, 2019.

MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Persisting hyper-abundance of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) at the edge of an old Atlantic Forest fragment. **Biotropica**, v. 41, n. 6, p. 711-716, 2009.

MONTAGNINI, F.; GONZALEZ, E.; PORRAS, C.; RHEINGANS, R. Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics - a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. **Commonwealth Forestry Review**, v. 74, n. 4, p. 306-314, 1995.

MONTOYA-LERMA, J.; GIRALDO-ECHEVERRI, C.; ARMBRECHT, I.; FARJIBRENER, A.; CALLE, Z. Leaf-cutting ants revisited: towards rational management and control. **International Journal of Pest Management**, v. 58, n. 3, p. 225-247, 2012.

MOTA, M.C. **Efeitos da largura da mata ciliar em restauração sobre a comunidade vegetal**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

MUELLER, T.; SELVA, N.; PUGACEWICZ, E.; PRINS, E. Scale-sensitive landscape complementation determines habitat suitability for a territorial generalist. **Ecography**, v. 32, n. 2, p. 345-353, 2009.

NITSCHKE, P.R.; CARAMORI, P.H.; RICCE, W.S.; PINTO, L.F.D. **Atlas climático do estado do Paraná**. Londrina, PR: Instituto Agronômico do Paraná, 2019.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOEC, E.; WAGNER, H. **Vegan**: community ecology package. R package version 2.4-4. 2018. Disponível em: <<https://github.com/vegandevs/vegan>>. Acesso em: 15 jul. 2020.

PEREIRA, L.C.S.M.; OLIVEIRA, C.C.C.; TOREZAN, J.M.D. Woody species regeneration in atlantic forest restoration sites depends on surrounding landscape. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 138-144, 2013.

POUTASSE, R. **The spatial distribution of Attine ant nests on the Firestone Center for Restoration Ecology, Costa Rica**. 2010. Tese (Doutorado em Biologia de Organismo) – Claremont Colleges, Los Angeles, 2010.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing. 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org>>. Acesso em: 15 jun. 2020.

RAO, M. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 2, p. 209-225, 2000.

RAO, M.; TERBORGH, J.; NUNEZ, P. Increased herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 624-633, 2001.

ROCHA, P.A.; FERRARI, S.F.; BELTRÃO-MENDES, R. Predation of leaf-cutter ants *Atta opaciceps* Borgmeier, 1939 by the white-tufted marmoset *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758): study case and review. **Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza**, v. 5, 2021.

RODRIGUES, T.F.; MANTELLATTO, A.M.B.; SUPERINA, M.; CHIARELLO, A.G. Ecosystem services provided by armadillos. **Biological Reviews**, v. 95, n. 1, p. 1-21, 2019.

SANTOS JÚNIOR, P.C.A.; MARQUES, F.C.; LIMA, M.R.; ANJOS, L. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p. 1-7, 2016.

SILVA, B.P. **Comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em reflorestamentos e remanescentes de Mata Atlântica do Sul do Brasil**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

SILVA, P.S.D.; BIEBER, A.G.D.; KNOCH, T.A.; TABARELLI, M.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Foraging in highly dynamic environments: leaf-cutting ants adjust foraging trail networks to pioneer plant availability. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 147, n. 2, p. 110-119, 2013.

SILVA, P.S.D.; BIEBER, A.G.D.; LEAL, I.R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Decreasing abundance of leaf-cutting ants across a chronosequence of advancing Atlantic forest regeneration. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, n. 2, p. 223-227, 2009.

SILVA, P.S.D.; LEAL, I.R.; WIRTH, R.; MELO, F.P.L.; TABARELLI, M. Leaf-cutting ants alter seedling assemblages across second-growth stands of Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 4, p. 361-368, 2012.

SOUSA-SOUTO, L.; SCHOEREDER, J.H.; LIMA, E.R. Why do leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) change their foraging pattern? **Sociobiology**, v. 52, p. 645-654, 2008.

STIPP, N.A.F. Principais tipos de solos da Bacia do rio Tibagi. p. 39-43. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: Eduel, 2002.

STORCK-TONON, D.; SILVA, R.J.; SAWARIS, L.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; SILVA, D.J.; PERES, C.A. Habitat patch size and isolation drive the near-complete collapse of Amazonian dung beetle assemblages in a 30-year-old forest archipelago. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 7, p. 2419-2438, 2020.

TERBORGH, J.; FEELEY, K.; SILMAN, M.; NUNEZ, P.; BALUKJIAN, B. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 2, p. 253-263, 2006.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, n. 5548, p. 1923-1925, 2001.

TOREZAN, J.M.D. **Fragmentação florestal e prioridades para a conservação da biodiversidade**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

TRAVAGLINI, R.V.; FORTI, L.C.; ARNOSTI, A.; CAMARGO, R.S.; SILVA, L.C.; CAMARGO-MATHIAS, M.I. Mapping the adhesion of different fungi to the external integument of *Atta sexdens rubropilosa* (Forel, 1908). **International Journal of Agriculture Innovations and Research**, v. 5, n. 1, p. 2319-1473, 2016.

URBAS, P.; ARAÚJO JÚNIOR, M.V.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 489–495, 2007.

URIBE-LONDOÑO, M.; ROMERO-TABAREZ, M.; ORTIZ-REYES, A. Bacterial extracts for the control of *Atta cephalotes* (Hymenoptera: Formicidae) and its symbiotic fungus *Leucoagaricus gongylophorus* (Agaricales: Agaricaceae). **Revista de Biología Tropical**, v. 67, n. 4, p. 1010-1022, 2019.

VASCONCELOS, H.L. Habitat selection by the queens of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* L. in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 2, p. 249-252, 1990.

VASCONCELOS, H.L.; VIEIRA-NETO, E.H.M.; MUNDIM, F.M.; Roads alter the colonization dynamics of a keystone herbivore in neotropical savannas. **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 661–665, 2006.

VIEIRA-NETO, E.H.M.; VASCONCELOS, H.L. Developmental changes in factors limiting colony survival and growth of the leaf-cutter ant *Atta laevigata*. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 538-544, 2010.

VIEIRA-NETO, E.H.M.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M. Roads increase population growth rates of a native leaf-cutter ant in Neotropical savannahs. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 4, p. 983-992, 2016.

WIRTH, R.; BEYSCHLAG, W.; HERZ, H.; RYEL, R.J.; HÖLLDOBLER, B. **The herbivory of leaf-cutting ants: a case study on *Atta colombica* in the tropical rainforest of Panama**. Ecological Studies. v. 164. Berlin, Alemanha: Springer-Verlag, 2003.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; ALMEIDA, W.R.; ARAÚJO JR., M.V.; BARBOSA, V.S.; LEAL, I.R. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* sp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 4, p. 501–505, 2007.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. Plant herbivore interactions at the forest edge. *In*: LÜTTGE, U.; BEYSCHLAG, W.; MURATA, J. **Progress in Botany**. v. 69. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. p. 423-448.

ZANETTI, R.; ZANUNCIO, J.C.; SANTOS, J.C.; SILVA, W.L.P.; RIBEIRO, G.T.; LEMES, P.G. An overview of integrated management of leaf-cutting ants (Hymenoptera: Formicidae) in brazilian forest plantations. **Forests**, v. 5, n. 3, p. 439-454, 2014.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall Inc, New Jersey, 2010.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Series: Statistics for Biology and Health. Springer-Verlag, New York, 2009.

CAPÍTULO 2: Densidade de ninhos de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758) em fragmentos florestais de Mata Atlântica no norte do estado do Paraná, Brasil

RESUMO

Sob a perda e fragmentação de habitats nas florestas tropicais ocorrem alterações na flora nativa e nas interações desta com as formigas cortadeiras, resultando num aumento da densidade de ninhos, diminuição das áreas de forrageamento e aumento das taxas de herbivoria. No entanto, ainda são obscuras as potenciais respostas das formigas cortadeiras nas paisagens altamente fragmentadas da Mata Atlântica no sul do Brasil. Neste cenário, foram feitas as seguintes perguntas: 1) O tamanho e a forma dos fragmentos florestais influenciam a densidade de ninhos de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758)? 2) A densidade de ninhos de *A. sexdens* é maior nas bordas dos fragmentos? 3) A área de habitat florestal no entorno dos fragmentos florestais influencia a densidade de ninhos de *A. sexdens*? Foram selecionados 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual circundados por matriz predominantemente agrícola, no norte do estado do Paraná, Brasil. Em cada local foram avaliadas as densidades de formigueiro (ativos, inativos e totais) a diferentes distâncias da borda e as métricas dos fragmentos (tamanho e forma) e da paisagem (distância da mancha de habitat mais próxima e quantidade de habitat no entorno). Não houve aumento na densidade de ninhos de *A. sexdens* em fragmentos florestais menores ou com forma mais irregular. Pelo contrário, houve aumento na densidade de ninhos com o aumento do tamanho do fragmento florestal, possivelmente decorrente do aumento do perímetro. Também houve maior densidade de ninhos em amostras mais próximas da borda do fragmento florestal. Quanto mais próximos e maiores os fragmentos florestais contidos na paisagem circundante, num raio de busca de 1000 m, menor a densidade de ninhos totais presentes neles. Isso sugere influência negativa da perda e do isolamento de habitat florestal na dinâmica populacional dos inimigos naturais das formigas cortadeiras. Os resultados deste estudo reforçam que o aumento de áreas sob efeito de borda nas paisagens altamente fragmentadas de Mata Atlântica no sul do Brasil também favorece a proliferação de *A. sexdens*. Do mesmo modo, embora a paisagem seja permeável aos inimigos naturais generalistas, como certas aves insetívoras, o aumento do isolamento é um fator que contribui para o relaxamento do controle *top-down* e, em parte, para a manutenção da abundância de *A. sexdens* nas bordas florestais.

PALAVRAS-CHAVE: controle *top-down*; efeito de borda; Floresta Estacional Semidecidual; herbivoria; saúvas.

2.1 INTRODUÇÃO

As paisagens naturais estão sendo rapidamente convertidas em paisagens modificadas pelo homem, principalmente na região tropical, que tinha cerca de 1966 milhões de hectares em 1990 para 1770 milhões de hectares em 2015 (KEENAN *et al.*, 2015). Entre os países da América do Sul, o Brasil ficou em primeiro lugar na perda líquida de área florestal entre 2010 e 2015 com 984 mil hectares por ano (KEENAN *et al.*, 2015). Um dos principais motivos é o avanço da fronteira agrícola que causa a perda, a fragmentação e a degradação de habitats florestais (LAURANCE, 2010). Isso gera diversas mudanças na configuração da paisagem que afetam as populações ali presentes, como, por exemplo, o aumento na abundância das

formigas cortadeiras (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014). Isso ocorre por meio das alterações físicas e biológicas promoverem maior regeneração de espécies pioneiras (TABARELLI *et al.*, 2010). Como estas são o recurso alimentar favorito das formigas cortadeiras (SILVA *et al.*, 2009; SILVA *et al.*, 2013), ocorre um aumento na densidade de ninhos desses invertebrados. Essa alta densidade também está relacionada à diminuição dos inimigos naturais, devido ao efeito do isolamento entre os fragmentos florestais e da baixa permeabilidade do habitat matriz para estes (TERBORGH *et al.*, 2001; PALMEIRIM *et al.*, 2021). Deste modo, nestes ecossistemas, as formigas cortadeiras têm áreas de forrageamento menores e taxas de herbivoria maiores (URBAS *et al.*, 2007). Essa explosão populacional e o papel ecológico dessas formigas nas paisagens antropizadas se torna ainda mais relevante.

As formigas cortadeiras são espécies dos gêneros *Atta* Fabricius (1804) e *Acromyrmex* Mayr (1865) (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae, tribo Attini), conhecidas como saúvas e quenquéns, respectivamente. Em seus ninhos elas cultivam, com material vegetal fresco, um jardim de fungos dos quais se alimentam (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014). Elas são herbívoros abundantes na região Neotropical, desde ambientes florestais ou savânicos, naturais ou antropizados, e são consideradas generalistas, por serem capazes de coletar cerca de 50% das espécies vegetais (WIRTH *et al.*, 2003) em suas áreas de forrageamento. A dispersão ocorre através do vôo nupcial quando, após copular, as fêmeas procuram lugares para estabelecer os novos ninhos (VASCONCELOS, 1990). Os ambientes com maior abertura do dossel e menor cobertura de serapilheira são os preferidos para estabelecimento de colônias (VASCONCELOS, 1990; VASCONCELOS; VIEIRA-NETO; MUNDIM, 2006), sendo um dos motivos da alta proliferação de *Atta* em habitats perturbados. O controle populacional ocorre principalmente via predação por insetívoros, sendo mais eficiente quando as fêmeas são capturadas em vôo ou logo após, quando seus ninhos ainda são incipientes (RAO, 2000; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS, 2010). Caso o ninho se desenvolva, a longevidade das colônias de *A. colombica*, por exemplo, é de cerca de 8,5 anos (BOER *et al.*, 2009), o que ressalta a relevância do seu monitoramento ao longo do tempo.

Em paisagens fragmentadas, há poucos estudos que avaliaram as consequências da perda e fragmentação de habitats sobre as saúvas, havendo necessidade de mais estudos. O tamanho e o isolamento dos fragmentos influenciam diretamente a complexidade de uma área (FAHRIG, 2003; LAURANCE, 2010), fazendo com que ocorra um aumento significativo na abundância de *Atta* em ilhas pequenas e médias quando comparadas com ilhas grandes e o continente, justificado pela ausência de predadores (RAO, 2000; RAO *et al.*, 2001; TERBORGH *et al.*, 2001). Palmeirim *et al.* (2021) ao avaliarem o tamanho, o isolamento e a

forma de 34 ilhas localizadas num lago de usina hidrelétrica na Amazônia também encontraram influência negativa do tamanho das ilhas sobre a abundância de *Atta*. Já o efeito da matriz sobre as populações de *A. sexdens* foi testado por Basilio (2019), comparando matrizes agrícolas e florestais, que sugeriu que quanto maior a quantidade de habitat florestal no entorno dos fragmentos, maior foi a quantidade de ninhos, o que seria decorrente da maior quantidade e qualidade de recursos disponíveis para o forrageamento. Por outro lado, Berish (1986) sugeriu que as culturas agrícolas na matriz sejam recursos favoritos para *A. cephalotes*. Por fim, a interação entre o remanescente florestal e a matriz resulta em maior exposição do fragmento a áreas sob efeito de borda (FAHRIG, 2003; LAURANCE, 2010). Nessas áreas, sabe-se que as saúvas se beneficiam das condições alteradas no ambiente florestal (WIRTH *et al.*, 2007; MEYER *et al.*, 2009; DOHM *et al.*, 2011), apresentando aumento na abundância, menores áreas de forrageamento e maiores taxas de herbivoria (URBAS *et al.*, 2007).

Sabe-se que fragmentos em paisagens reais têm formas complexas e irregulares; assim, a forma também pode causar mudanças nas comunidades bióticas (EWERS; DIDHAM, 2007). Fragmentos maiores geralmente têm mais habitats centrais em relação aos habitats de borda, ou uma relação borda/núcleo mais baixa. Este padrão é comumente refletido por uma relação negativa entre a complexidade da forma e a área remanescente (MCGARIGAL; MARKS, 1994). Contudo, essa relação negativa não parece ser um padrão consistente, pois foi encontrada uma relação positiva entre complexidade de forma e área (OCHOA-GAONA *et al.*, 2004). Não se sabe o padrão de resposta das saúvas em relação à forma do fragmento especificamente, o que seria importante investigar, uma vez que as saúvas estão aumentando em abundância, e há sugestões de relação deste aumento com os processos de perda e fragmentação de habitats.

Apesar da vasta literatura sobre os impactos das formigas cortadeiras em florestas tropicais (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014; WIRTH *et al.*, 2003), os padrões descritos são dependentes da escala (HERZ; BEYSCHLAG; HOLLDOBLER, 2007), da espécie alvo, tanto por parte das plantas (MUNDIM *et al.*, 2012) quanto das formigas (VASCONCELOS, 1990), do contexto histórico (VASCONCELOS; BRUNA, 2012) e da abundância (SILVA *et al.*, 2009). Portanto, neste estudo foram examinadas as respostas da abundância das saúvas diante da perda e fragmentação de Mata Atlântica no sul do Brasil. Esta região sofreu intensa perda e fragmentação de habitat, com mais de 90% da sua extensão original já desmatada ou substancialmente modificada (TOREZAN, 2003). A paisagem estudada, situada no norte do estado do Paraná, pode ser considerada um experimento “pronto”, devido ser uma paisagem fragmentada, onde manchas de vegetação nativa aparecem isoladas numa matriz intensamente

gerenciada por atividades humanas, principalmente agrícolas. Outra característica importante dessa paisagem é a uniformidade da vegetação, altitude, clima, geomorfologia e solos, o que facilita realizar estudos ecológicos. Além disso, *Atta* seriam organismos de estudo ideais em paisagens fragmentadas, porque, segundo Leal, Wirth e Tabarelli (2014): 1) representam um dos herbívoros mais importantes da região Neotropical; 2) interagem de várias maneiras com seus recursos alimentares e habitats; 3) são bem conhecidas como espécies que proliferam em paisagens modificadas pelo homem e 4) podem mudar a trajetória sucessional da vegetação.

Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar as potenciais respostas de *A. sexdens*, espécie de *Atta* ocorrente nos locais de estudo, às perturbações do habitat e às mudanças no uso da terra da Mata Atlântica do norte do estado do Paraná. Buscou-se avaliar se variações na densidade de ninhos tem relação com o tamanho e a forma dos fragmentos florestais e com a distância da borda, bem como a estrutura da paisagem do entorno. Para tanto, foram formuladas as seguintes perguntas: 1) O tamanho e/ou a forma e/ou a distância até à borda dos fragmentos florestais influenciam a densidade de ninhos de *A. sexdens*? 2) A densidade de ninhos de *A. sexdens* é maior nas bordas dos fragmentos? 3) A cobertura florestal no entorno dos fragmentos florestais influencia a densidade de ninhos de *A. sexdens*?

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Locais de estudo

Foram selecionados 12 fragmentos florestais localizados nos municípios de Alvorada do Sul, Araçongas, Bela Vista do Paraíso, Iporã, Londrina, Primeiro de Maio, Sertaneja e Rancho Alegre, norte do estado do Paraná, Brasil (Figura 10, Apêndice B). Os fragmentos florestais foram selecionados de acordo com um gradiente de tamanho (ha) e circundados por matriz agrícola (Tabela 6).

O clima da região é do tipo Cfa, segundo classificação de Köppen, subtropical com temperatura média anual entre 21°C e 23°C, sendo a temperatura no mês mais frio inferior a 17°C e no mês mais quente acima de 26°C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida. A precipitação média anual varia entre 1200 a 1800 mm, a umidade relativa do ar anual de 65 a 75% e a evapotranspiração potencial anual de 1.000 a 1.100 mm (NITSCHKE *et al.*, 2019). Os solos da região são classificados como latossolo vermelho escuro eutrófico e nitossolo eutrófico, ambos de origem basáltica, com alta fertilidade natural (STIPP, 2002;

BHERING *et al.*, 2007). A vegetação está inserida no domínio da Mata Atlântica e na Região Fitoecológica da FES (IBGE, 2012).

Figura 10- Localização dos fragmentos florestais no Brasil, norte do estado do Paraná, região inserida no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”. Os círculos vermelhos indicam os fragmentos florestais amostrados. Manchas verdes escuras são fragmentos de Mata Atlântica.

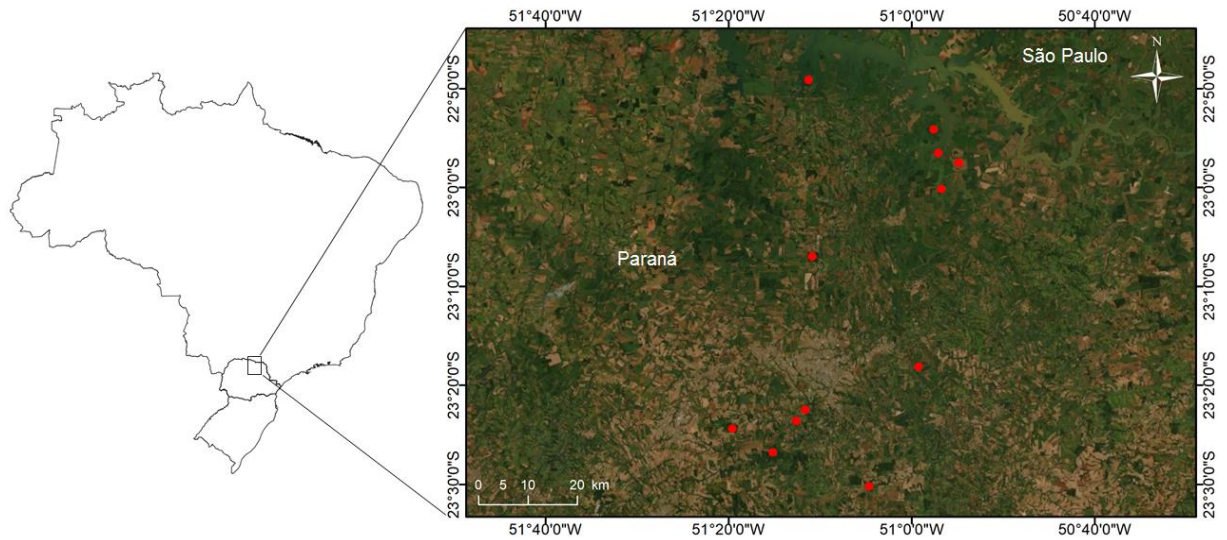


Tabela 6- Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e respectivo município, região, altitude, tamanho (área total incluindo florestas secundárias e reflorestamentos) e coordenadas geográficas, inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. RC: Reservatório de Capivara. *datum SAD69.

Fragmentos Florestais	Município	Região	Altitude (m)	Tamanho (ha)	Coordenadas geográficas*
Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG)	Londrina	Londrina	632	2522	23° 26' 46" S - 51° 14' 46" W
Três fazendas (3F)	Bela Vista do Paraíso	RC	518	346	23° 07' 06" S - 51° 10' 53" W
Fazenda Bule (FB)	Arapongas	Londrina	683	294	23° 24' 19" S - 51° 19' 31" W
Fazenda Imbaúva (FI)	Londrina	Londrina	553	216	23° 30' 10" S - 51° 04' 37" W
RPPN Matas do Cici - Fazenda Alvorada (FA)	Alvorada do Sul	RC	373	130	22° 49' 04" S - 51° 11' 25" W
Fazenda Congonhas (FCo)	Rancho Alegre	RC	374	105	22° 59' 52" S - 50° 56' 30" W
RPPN Fazenda Doralice (FD)	Ibiporã	Londrina	423	83,6	23° 18' 05" S - 50° 59' 11" W
Fazenda Santo Antônio II (FSA II)	Sertaneja	RC	391	75,8	22° 57' 31" S - 50° 54' 49" W
Fazenda Cachoeirinha (FCa)	Londrina	Londrina	531	53	23° 22' 29" S - 51° 11' 33" W
Fazenda Santo Antônio I (FSA I)	Sertaneja	RC	361	32,5	22° 56' 26" S - 50° 57' 10" W
Chácara do Toninho (CT)	Primeiro de Maio	RC	382	26,6	22° 54' 09" S - 50° 57' 36" W
Fazenda Morungaba (FM)	Londrina	Londrina	577	12,3	23° 23' 38" S - 51° 12' 34" W

2.2.2 *Densidade de ninhos (transectos perpendiculares às bordas)*

Para cada 100 ha de área total dos fragmentos florestais foi estabelecido um transecto em faixa, posicionado perpendicular à borda, sendo no mínimo 1 e no máximo 5 transectos por fragmento florestal. A maioria dos efeitos de borda descritos na literatura relatam afetar menos do que 100 m (LAURANCE *et al.*, 2002). Segundo Ribeiro *et al.* (2009) e Tabarelli *et al.* (2010) o efeito de borda sobre a vegetação da Mata Atlântica é de cerca de 100 m. Portanto, nesse estudo, optou-se por extrapolar o valor encontrado na literatura e utilizar transectos de 250 m de comprimento, que foram medidos a partir da borda do fragmento florestal (0 m) e 20 m de largura (0,5 ha de amostragem por transecto). Adotou-se distância mínima de 500 m entre os transectos do mesmo fragmento florestal (Figura 11).

O método de transecto foi adaptado do descrito por Jaffe e Vilela (1989) e Wirth *et al.* (2003). Ao contrário dos sítios de restauração, nos fragmentos florestais a densidade de ninhos foi amostrada uma única vez, entre 2018 e início de 2019. Em cada transecto, foram utilizados os mesmos critérios descritos anteriormente para os sítios de restauração (capítulo 1). A não ser quando as colônias não foram visíveis dos transectos, foram utilizadas evidências adicionais para localizá-las, como trilhas de forrageamento (ativas ou inativas), olheiros (ativos ou inativos) ou material vegetal fresco nas proximidades da colônia (WIRTH *et al.*, 2007).

2.2.3 *Densidade de ninhos (transectos paralelos às bordas)*

Numa segunda etapa de amostragem em campo, após a verificação da ocorrência de ninhos nas bordas florestais, tanto a partir de observações em campo quanto dos resultados de Basilio (2019), foram realizados os transectos paralelos às bordas.

Em cada fragmento florestal também foram alocados 2 transectos em faixa, paralelos às bordas, com 250 m de comprimento e 20 m de largura cada um (0,5 ha de amostragem por transecto). Eles foram alocados ao longo de bordas em contato com a matriz agrícola. Quando possível, foram amostradas bordas distintas do mesmo fragmento florestal em relação aos pontos cardeais, dando-se preferência para avaliar uma borda orientada para o hemisfério norte (Figura 11). Silva *et al.* (2017) encontraram que a osmorregulação de plantas induzida pelo estresse hídrico variou com a orientação da borda em remanescentes de Mata Atlântica Nordestina, sendo que as bordas orientadas para o norte apresentaram maior densidade de

ninhos de *Atta* ao aproveitar das mudanças na qualidade das folhas, devido as plantas estarem sob maior nível de estresse hídrico.

Os demais procedimentos foram os mesmos descritos anteriormente para os transectos perpendiculares às bordas.

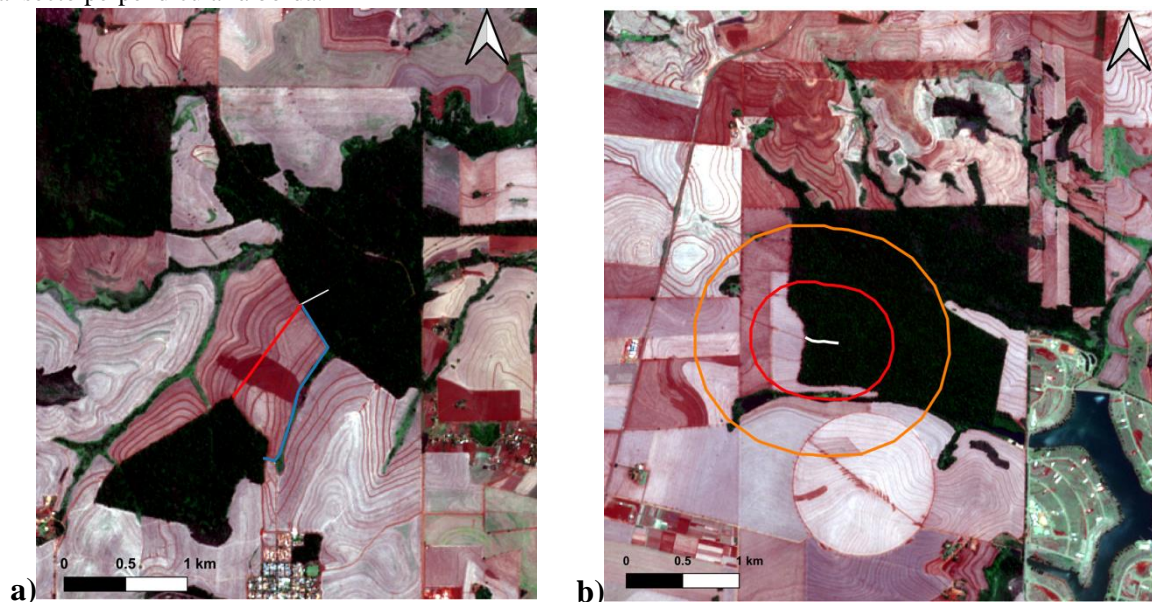
Figura 11- Esquema dos transectos em faixa perpendiculares às bordas (vermelhos) e dos transectos em faixa paralelos às bordas (amarelos) alocados nos 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.



2.2.4 Paisagem circundante (transectos perpendiculares e paralelos às bordas)

A mesma metodologia e métricas da paisagem circundante descritas anteriormente para os sítios de restauração (capítulo 1), foram realizadas com os transectos perpendiculares (Figura 12) e paralelos às bordas dos fragmentos florestais. Como a densidade de ninhos foi amostrada uma única vez nos fragmentos florestais, as métricas de paisagem circundante também foram. Foi usada a mesma imagem de satélite mencionada no capítulo 1 (19 e 29 de novembro de 2019).

Figura 12- Esquema para estimar as distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (a: linha vermelha) e através de corredores de vegetação (a: linha azul), e dos raios de busca de 500 m (b: contorno vermelho) e 1000 m (b: contorno laranja) para estimar a área de habitat florestal circundante e o índice de proximidade, em 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Linha branca representa o transecto perpendicular à borda.



2.2.5 Caracterização dos locais de estudo

Para os fragmentos florestais foram registrados o tamanho (área em ha) (BENCHIMOL; PERES, 2015; MCGARIGAL; MARKS, 1994; STORCK-TONON *et al.*, 2020) e a forma. Para análise da forma, foi calculada a razão perímetro/área (RPA) (BENCHIMOL; PERES, 2015; MCGARIGAL; MARKS, 1994; STORCK-TONON *et al.*, 2020). Os valores de RPA, obtidos pela razão perímetro (P) / área (A), variam de 0 a 1, sendo que os fragmentos com razão mais próximo de 0, apresentam forma irregular e os mais próximos a 1, formas regulares.

2.2.6 Regenerantes e trepadeiras lenhosas

Para coletar os dados de riqueza e abundância dos indivíduos lenhosos (juvenis de espécies arbustivas e arbóreas, e trepadeiras) nos fragmentos florestais, em cada transecto, foram alocadas 6 parcelas permanentes de 5 x 5 m, com distância de aproximadamente 50 m uma da outra. Em cada parcela todos os indivíduos lenhosos com altura \geq a 1 m e DAP \leq 2 cm foram contabilizados e medidos com o auxílio de uma fita métrica. Adotou-se esse critério limite de inclusão para evitar indivíduos adultos de espécies arbóreas que estejam estabelecidos nos fragmentos florestais antes do estabelecimento dos ninhos de *A. sexdens*. As trepadeiras lenhosas foram amostradas apenas quando enraizadas no interior das parcelas,

evitando-se contabilizar o mesmo indivíduo mais de uma vez. A identificação das espécies regenerantes foi feita em campo, porém as não identificadas foram coletadas amostras, feitas exsicatas e identificadas por comparação no FUEL.

2.2.7 *Análise granulométrica do solo*

A análise granulométrica do solo foi realizada com amostras dos fragmentos florestais e adaptada do protocolo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997). No centro de cada parcela, com o auxílio de uma pá, as amostras de solo foram coletadas, colocadas em sacos plásticos, identificadas (Figura 13A) e levadas para o Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da UEL. No laboratório as amostras passaram por uma triagem (Figura 13B) para retirada de grandes partículas de matéria orgânica que pudessem interferir no peso da amostra. Em seguida, para cada amostra de solo uma fração de 50 g, aproximadamente, foi pesada (Figura 13C), identificada e acondicionada em saco de papel (Figura 13D). Em um balão volumétrico foi preparada uma solução contendo 1 litro de água destilada (H_2O) e 50 g de hidróxido de sódio (NaOH). Parte dessa solução (150 mL) foi distribuída em béqueres plásticos juntamente com as amostras de solo que haviam sido triadas e guardadas em sacos de papel. A mistura contendo solo, H_2O e NaOH foi homogeneizada com o auxílio de um bastão de vidro e permaneceu em repouso por 48 horas, para que toda a argila presente na amostra de solo desgrudasse dos grãos de areia (Figura 13E). Após o período de 48 horas a solução foi transferida para uma peneira de malha de 0,125 mm (Figura 13F). As partículas que ficaram na peneira foram lavadas em água corrente, em seguida acomodadas em pedaços de papel kraft (Figura 13G) e secadas na estufa por 24 horas (Figura 13H). Então, com o auxílio de um pincel, foram transferidas para copos plásticos de massa conhecida (Figura 13I), para serem pesadas e assim obter a porcentagem de partículas acima de 0,125 mm que compõem os solos dos fragmentos florestais.

Figura 13- Etapas para a análise granulométrica dos solos dos 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. A) coleta de solo; B) triagem do solo; C) balança de precisão para pesagem da amostra de solo; D) amostra de solo triada e pesada; E) fração de solo em solução ($H_2O + NaOH$), por 48 horas; F) material em peneira de 0,125 mm utilizada para lavagem em água corrente; G) papel *kraft* com as partículas de solo para secagem em estufa; H) estufa utilizada para secagem do material por 24 horas; I) amostras acomodadas em copos plásticos de massa conhecida utilizados para a pesagem final.



2.2.8 Cobertura do dossel

Fotografias hemisféricas foram tiradas nos fragmentos florestais para estimar a cobertura do dossel, no centro de cada parcela, utilizando uma câmera Nikon acoplada a uma lente “olho de peixe” (8 mm de distância focal e abertura focal de 180°) posicionada a uma distância de 1 m do solo usando um tripé (Figura 14a). O tripé foi sempre posicionado ao norte com o auxílio de uma bússola para manter a padronização das fotografias. Posteriormente, cada foto (Figura 14b) foi analisada com o objetivo de quantificar o branco

(os pontos relacionados ao céu aberto) e o preto (referente à vegetação) pixels, que foi realizado usando o programa *Gap Light Analyzer* (GLA), versão 2.0 (SUGANUMA *et al.*, 2008; TOREZAN, 2020). A análise das fotografias permitiu estimar para cada parcela a abertura do dossel, entrada de luz direta e luz difusa. A entrada de luz direta foi usada como uma medida de abertura do dossel para a análise estatística do presente estudo devido à alta correlação desses parâmetros.

Figura 14- Tripé posicionado a 1 m do solo, com câmera Nikon acoplada com a lente “olho de peixe” (a), utilizada para obter as fotografias do dossel (b) nas parcelas amostrais dos 12 fragmentos florestais inseridos no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.



2.2.9 Cobertura de gramíneas exóticas e invasoras

A cobertura de gramíneas exóticas e invasoras foi obtida estimando-se visualmente a porcentagem presente em cada parcela dos fragmentos florestais (BELLOTTO *et al.*, 2009), sendo as principais espécies: *Urochloa* sp. ou capim-braquiária, *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs ou capim-colonião e bambus.

2.2.10 Análise dos dados

As variáveis foram submetidas ao teste de Levene (ZAR, 2010), para testar a homogeneidade das variâncias e ao teste de Shapiro-Wilk (ZAR, 2010), para avaliar a normalidade dos dados. Os resultados foram considerados significativos quando $\alpha < 0.05$. Todas as análises foram feitas no programa R versão 3.6.1 (R CORE TEAM, 2019).

Como parte da análise exploratória dos dados, foi produzida uma matriz de coeficientes de correlação de Spearman (ZAR, 2010) entre as variáveis cobertura de gramíneas invasoras (%), abertura do dossel na estação seca, úmida e a diferença entre elas (%) e a quantidade de partículas no solo (%) com a densidade de ninhos ativos (DNa, Apêndice O), uma vez que essas variáveis foram coletadas nos transectos perpendiculares às bordas e só houve registro de ninhos ativos. Não houve nenhum resultado significativo (Apêndice P), assim, presume-se que essas variáveis não estão influenciando a DNa e não foram incluídas nas análises posteriores. Também foi verificada uma possível influência da região (Londrina e Reservatório de Capivara) sobre a DNa (transectos perpendiculares e paralelos às bordas) e a densidade de ninhos totais (DNt, transectos paralelos às bordas) como variáveis respostas, devido aos históricos de ocupação relativamente diferentes, que poderiam influenciar as variáveis respostas. Da mesma forma, não houve resultado significativo (Apêndice K) e a região onde as amostras estão localizadas não foi incluída nas análises posteriores.

Para analisar a influência das características espaciais dos fragmentos florestais sobre a densidade de ninhos de *A. sexdens*, foram empregados os dados dos transectos perpendiculares (DNa) e paralelos às bordas (DNa, DNt) separadamente. Foram produzidos modelos lineares mistos (LMMs) e generalizados mistos (GLMMs; ZUUR *et al.*, 2009) entre as DNa e DNt (variáveis respostas) e o tamanho (ha) e a forma (RPA) dos fragmentos florestais (variáveis explicativas). O local de estudo foi incluído como variável aleatória, para levar em conta a variabilidade natural das características ambientais em escala local. Os dados foram analisados com e sem o Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG); já que seu tamanho é muito maior que o dos demais locais de estudo, como uma análise de sensibilidade. As variáveis explicativas foram correlacionadas (Apêndice J) e, então, analisadas em modelos distintos. Para os LMMs, foi usado o pacote *lmer4* (BATES *et al.*, 2014), função *lmer*, em virtude dos resíduos apresentarem distribuição normal e homocedasticidade. Já para os GLMMs, foi usada a função *glmer* do mesmo pacote. Foi usado o método de máxima verossimilhança para seleção do melhor modelo. Nesses modelos foi adotada a família Poisson para a distribuição dos dados e a função de ligação *log* (ZUUR *et al.*, 2009).

A influência da distância até à borda dos fragmentos florestais sobre a densidade de ninhos de *A. sexdens*, foi analisada utilizando os dados dos transectos perpendiculares às bordas (DNa). Como não houve presença concomitante de dois ninhos no mesmo intervalo de distância da borda, optou-se por transformar a variável resposta DNa em presença ou ausência de ninho. A distância da borda em intervalos de 50 m (0-50 m; 50-100 m; 100-150 m; 150-

200 m e 200-250 m) foi a variável explicativa. Os locais de estudo e os respectivos transectos foram incluídos como variáveis aleatórias. Os dados também foram analisados com e sem o PEMG, como uma análise de sensibilidade. Nos modelos foi adotada a família Binomial para a distribuição dos dados e a função de ligação *logit* (ZUUR *et al.*, 2009).

Foi avaliada a influência da área de habitat florestal no entorno dos fragmentos florestais (variáveis explicativas: D, Dv, IP e V) sobre a densidade de ninhos de *A. sexdens* (variáveis respostas: DNa, densidade de ninhos inativos, DN_i, e DN_t), incluindo como variáveis aleatórias os locais de estudo e seus respectivos transectos. Os transectos perpendiculares (DNa) e paralelos (DNa, DN_i e DN_t) às bordas foram analisados separadamente. Os dados foram analisados com e sem o PEMG, como uma análise de sensibilidade. As variáveis explicativas foram correlacionadas (Apêndice N) e, então, analisadas em modelos distintos. Nos modelos foi adotada a família Poisson para a distribuição dos dados e a função de ligação *log*.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Densidade de ninhos

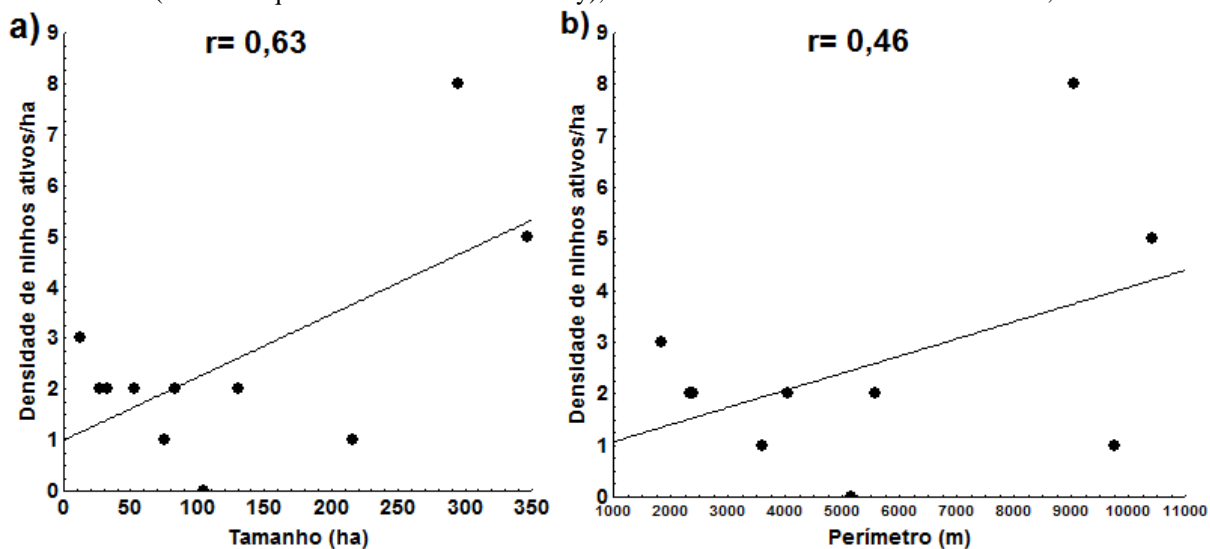
Dentre os 12 fragmentos florestais, foram amostrados 12 ninhos ativos de *A. sexdens* nos transectos perpendiculares às bordas, variando de nenhum ninho a quatro ninhos por hectare. O tamanho e a RPA não influenciaram a DNa nos fragmentos florestais avaliados, tanto incluindo o PEMG quanto sem ele (Apêndice H; Tabela 7).

Em relação aos transectos paralelos às bordas, foram amostrados 28 ninhos ativos, oito ninhos inativos e sete ninhos novos. Os ninhos ativos variaram de nenhum ninho a oito ninhos/ha, os inativos de nenhum ninho a quatro ninhos/ha e os setes ninhos novos foram amostrados somente num transecto paralelo à borda do PEMG (14 ninhos/ha). O tamanho e a RPA não influenciaram as densidades de ninhos ativos e totais nos fragmentos florestais avaliados, tanto incluindo o PEMG quanto sem ele. Exceto o tamanho, sem o PEMG, que apresentou relação positiva com a DNa de *A. sexdens* (Apêndice I; Tabela 7; Figura 15).

Tabela 7- Resultados dos modelos lineares mistos e generalizados, que examinaram a influência do tamanho (ha) e da razão perímetro/área (RPA) sobre a densidade de ninhos ativos (DNa) e totais (DNt) de *Atta sexdens* presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X²: qui-quadrado. *excluindo o Parque Estadual Mata dos Godoy dos dados.

Variável resposta	Variável explicativa	Variável aleatória	GL	DR	X ²	P
<i>Transectos perpendiculares às bordas</i>						
DNa	Tamanho	Local	1	38,34	0,55	0,46
DNa	RPA	Local	1	38,85	0,12	0,73
DNa	Tamanho*	Local	1	35,76	0,17	0,68
DNa	RPA*	Local	1	35,60	0,31	0,58
<i>Transectos paralelos às bordas</i>						
DNa	Tamanho	Local	1	45,28	1,02	0,31
DNa	RPA	Local	1	46,85	0,01	0,90
DNt	Tamanho	Local	1	54,84	0,91	0,36
DNt	RPA	Local	1	55,60	0,24	0,64
DNa	Tamanho*	Local	1	38,22	7,13	< 0,01
DNa	RPA*	Local	1	42,86	0,29	0,59
DNt	Tamanho*	Local	1	47,52	2,93	0,12
DNt	RPA*	Local	1	49,78	0,71	0,42

Figura 15- Relação entre o tamanho (a) e o perímetro (b) do fragmento florestal e a densidade de ninhos ativos de *Atta sexdens* amostrada nos transectos paralelos às bordas de 11 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (sem o Parque Estadual Mata dos Godoy), localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

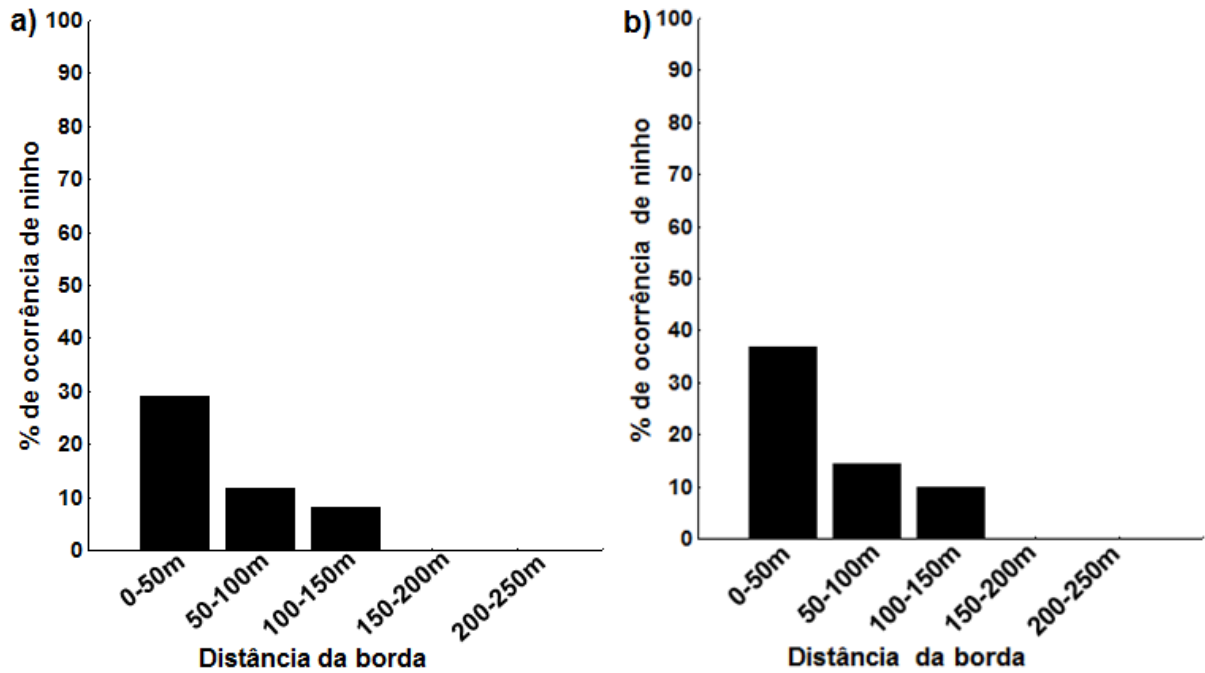


Quanto à influência das áreas sob efeito de borda sobre a ocorrência de ninhos de *A. sexdens*, analisando somente os transectos perpendiculares às bordas, foram encontrados ninhos até 150 m da borda. Da borda até 50 m ocorreram sete ninhos ativos, sendo a faixa de distância com maior ocorrência de ninhos, com e sem o PEMG. De 50 a 100 m ocorreram três, e de 100 a 150 m ocorreram dois, diferenciando das distâncias de 150 a 200 m e de 200 a 250 m que não registraram nenhum ninho, com ou sem o PEMG (Tabela 8; Figura 16). Esses resultados reforçam a maior densidade de ninhos ativos nos transectos paralelos às bordas, com 28 ninhos amostrados e a maior densidade registrada de 8 ninhos/ha. Em contrapartida, nos transectos perpendiculares às bordas foram amostrados 12 ninhos e a maior densidade foi de 4 ninhos/ha.

Tabela 8- Resultados dos modelos lineares mistos generalizados que examinaram a influência de distância da borda sobre a presença e ausência de ninhos de *Atta sexdens* presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X²: qui-quadrado. *excluindo o Parque Estadual Mata dos Godoy dos dados.

Transectos perpendiculares às bordas						
Variável resposta	Variável explicativa	Variável aleatória	GL	DR	X ²	P
Presença/ausência de ninho	Distância da borda	Local/Transecto	4	63,90	3,25	< 0,01
	0-50m (<i>lsmeans</i> : -1,35; p< 0,01)					< 0,01
	50-100m (<i>lsmeans</i> : -2,27; p< 0,01)					0,20
	100-150m (<i>lsmeans</i> : -2,65; p< 0,01)					0,12
	150-200m (<i>lsmeans</i> : -43,67; p= 1,00)					1,00
	200-250m (<i>lsmeans</i> : -25,09; p= 1,00)					1,00
Presença/ausência de ninho	Distância da borda*	Local/Transecto	4	58,86	3,62	< 0,01
	0-50m (<i>lsmeans</i> : -0,65; p= 0,26)*					< 0,01
	50-100m (<i>lsmeans</i> : -2,04; p= 0,01)*					0,17
	100-150m (<i>lsmeans</i> : -2,53; p< 0,01)*					0,10
	150-200m (<i>lsmeans</i> : -22,06; p= 0,96)*					1,00
	200-250m (<i>lsmeans</i> : -22,90; p= 0,97)*					1,00

Figura 16- Relação entre a distância da borda e a presença e ausência de ninho de *Atta sexdens* em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Com (a) e sem (b) o Parque Estadual Mata dos Godoy no conjunto de dados.



2.3.2 Controle top-down de *A. sexdens*

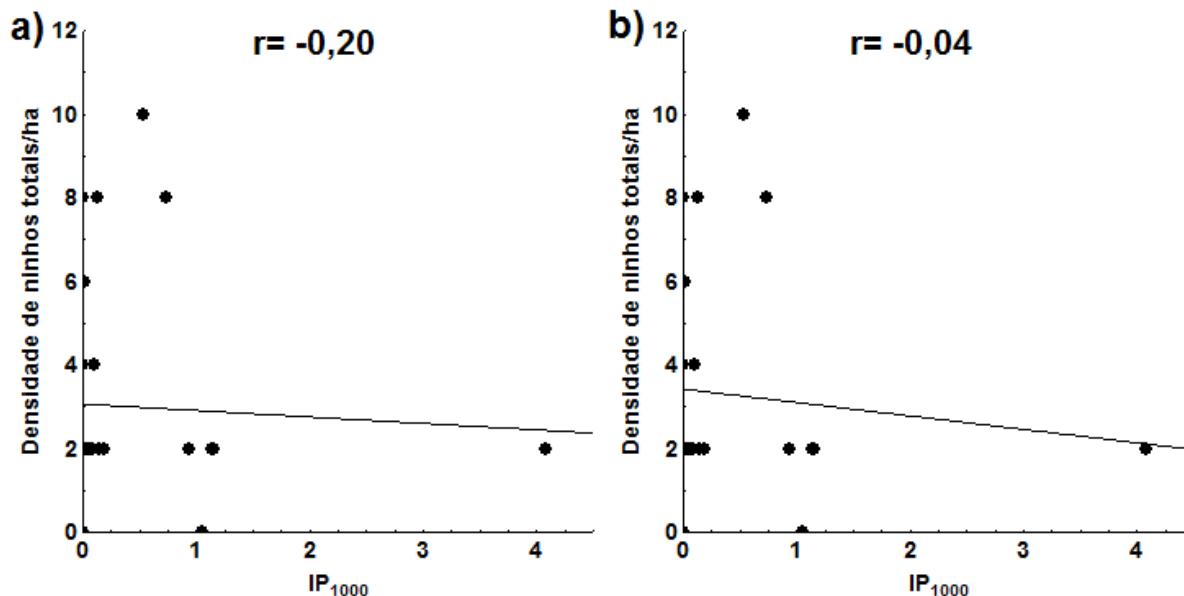
Analisando a influência da paisagem do entorno dos fragmentos florestais sobre a DNa, DN_i e DN_t, não houve relação entre as métricas da paisagem circundante (D, D_v, IP e V) e as densidades de ninhos (Tabela 9), tanto para os transectos perpendiculares às bordas (Apêndice L) quanto para os paralelos (Apêndice M), com e sem o PEMG. No entanto, houve relação negativa entre a DN_t dos transectos paralelos às bordas e o IP para o raio de busca de 1000 m, tanto com quanto sem o PEMG (Tabela 9; Figura 17). Isso pode significar que quanto mais próximos e maiores forem os fragmentos florestais contidos na paisagem circundante dos fragmentos florestais, menor será a densidade de ninhos totais presentes neles.

Tabela 9- Resultados dos modelos lineares mistos generalizados (GLMMs), que examinaram a influência da distância em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v) entre os fragmentos florestais e outros mais próximos, índice de proximidade (IP) e área de habitat florestal (V), para raios de busca de 500 e 1000 m, sobre a densidade de ninhos ativos (DNa), inativos (DNi) e totais (DNt) de *Atta sexdens* presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X^2 : qui-quadrado. *excluindo o Parque Estadual Mata dos Godoy dos dados.

Variável resposta	Variável explicativa	Variável aleatória	GL	DR	X^2	P
<i>Transectos perpendiculares às bordas</i>						
DNa	D	Local/Transecto	1	64,55	1,54	0,22
DNa	D_v	Local/Transecto	1	66,46	0,07	0,80
DNa	IP ₅₀₀	Local/Transecto	1	65,33	0,57	0,45
DNa	IP ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	65,78	0,50	0,48
DNa	V ₅₀₀	Local/Transecto	1	64,89	0,99	0,32
DNa	V ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	65,90	0,57	0,45
DNa	D*	Local/Transecto	1	58,91	1,11	0,29
DNa	D_v^*	Local/Transecto	1	60,18	< 0,01	0,96
DNa	IP ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	57,91	0,85	0,36
DNa	IP ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	58,38	0,87	0,35
DNa	V ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	57,12	1,51	0,22
DNa	V ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	58,16	1,67	0,20
<i>Transectos paralelos às bordas</i>						
DNa	D	Local/Transecto	1	89,20	2,10	0,15
DNa	D_v	Local/Transecto	1	89,55	1,85	0,17
DNa	IP ₅₀₀	Local/Transecto	1	89,96	1,02	0,31
DNa	IP ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	88,70	1,84	0,18
DNa	V ₅₀₀	Local/Transecto	1	91,29	0	1,00
DNa	V ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	91,27	0,02	0,90
DNi	D	Local/Transecto	1	39,96	0,66	0,42
DNi	D_v	Local/Transecto	1	40,34	0,03	0,86
DNi	IP ₅₀₀	Local/Transecto	1	39,12	< 0,01	0,97
DNi	IP ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	40,18	0,22	0,64
DNi	V ₅₀₀	Local/Transecto	1	39,12	< 0,01	0,94
DNi	V ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	39,83	0,42	0,52

Variável resposta	Variável explicativa	Variável aleatória	GL	DR	X ²	P
DNt	D	Local/Transecto	1	101,44	0,78	0,38
DNt	D _v	Local/Transecto	1	102,04	0,18	0,68
DNt	IP ₅₀₀	Local/Transecto	1	100,28	1,36	0,24
DNt	IP ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	100,47	4048,90	< 2e ⁻¹⁶
DNt	V ₅₀₀	Local/Transecto	1	102,12	0,10	0,75
DNt	V ₁₀₀₀	Local/Transecto	1	102,16	0,06	0,81
DNa	D*	Local/Transecto	1	84,08	1,79	0,18
DNa	D _v *	Local/Transecto	1	83,17	2,90	0,09
DNa	IP ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	84,10	1,30	0,25
DNa	IP ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	82,72	2,18	0,14
DNa	V ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	85,86	0,04	0,85
DNa	V ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	85,85	0,04	0,83
DNi	D*	Local/Transecto	1	39,69	0,70	0,40
DNi	D _v *	Local/Transecto	1	40,10	0,04	0,85
DNi	IP ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	38,29	0,03	0,87
DNi	IP ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	40,11	0,36	0,55
DNi	V ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	38,29	< 0,01	0,97
DNi	V ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	39,69	0,35	0,56
DNt	D*	Local/Transecto	1	95,34	0,64	0,42
DNt	D _v *	Local/Transecto	1	95,53	0,47	0,50
DNt	IP ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	93,14	1,81	0,18
DNt	IP ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	94,11	3518,30	< 2e ⁻¹⁶
DNt	V ₅₀₀ *	Local/Transecto	1	95,61	0,37	0,54
DNt	V ₁₀₀₀ *	Local/Transecto	1	95,97	0,02	0,90

Figura 17- Relação entre a densidade de ninhos totais de *Atta sexdens* e o índice de proximidade (IP), utilizando raio de busca de 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Com (a) e sem (b) o Parque Estadual Mata dos Godoy no conjunto de dados.



2.4 DISCUSSÃO

No Brasil, pesquisas nas paisagens altamente fragmentadas da Mata Atlântica Nordesteira ampliaram os conhecimentos de *Atta* sobre a dinâmica da vegetação, fornecendo novas evidências. O presente estudo, realizado em paisagens igualmente fragmentadas localizadas na Mata Atlântica no sul do Brasil, complementa o tema com mais resultados.

Este estudo não evidenciou relação entre a densidade de ninhos de *A. sexdens* e a forma dos fragmentos florestais. Além disso, ao contrário do esperado, houve relação positiva da densidade de ninhos com o tamanho do fragmento florestal. Por outro lado, e confirmando a maioria dos estudos já publicados, foi encontrada maior densidade de ninhos quanto mais próximo da borda do fragmento florestal.

Também não houve influência da paisagem do entorno sobre a densidade de ninhos nos fragmentos florestais. Entretanto, para o raio de busca de 1000 m, quanto mais próximos e maiores os fragmentos florestais contidos na paisagem circundante dos fragmentos florestais, menor foi a densidade de ninhos totais presentes neles. Isso sugere influência negativa da perda e isolamento de habitat florestal na dinâmica populacional dos inimigos naturais de *A. sexdens*. Esse aumento do isolamento ou a menor quantidade de habitat florestal na paisagem circundante pode contribuir para relaxar o controle *top-down* favorecendo maior abundância de *A. sexdens*.

Nos transectos perpendiculares às bordas a densidade de ninhos ativos de *A. sexdens* variou de nenhum ninho a 4 ninhos/ha e nos transectos paralelos às bordas de nenhum a 8

ninhos/ha, valores semelhantes aos reportados em vários estudos sobre formigas do gênero *Atta* em paisagens tropicais com características ecológicas similares (MEYER; LEAL; WIRTH, 2009; RAO, 2000; RAO; TERBORGH; NUÑEZ, 2001; SILVA *et al.*, 2009; TERBORGH *et al.*, 2001; WIRTH *et al.*, 2007). Rao (2000), Rao *et al.* (2001) e Terborgh *et al.* (2001) registraram de nenhum ninho nos continentes a 6,7 ninhos/ha nas ilhas de pequeno tamanho localizadas num lago de usina hidrelétrica na Venezuela. Wirth *et al.* (2007) analisando fragmentos florestais conservados da Mata Atlântica Nordeste também registraram maior densidade de ninhos próximos às bordas, com $4,94 \pm 3,67$ ninhos/ha e mais distantes das bordas, com $1,01 \pm 2,6$ ninhos/ha. Silva *et al.* (2009) avaliando florestas secundárias na Mata Atlântica Nordeste encontraram $2,01 \pm 0,46$ colônias/ha, com variação de $0,3 \pm 3,8$ colônias/ha em florestas secundárias de 25 a 27 anos, e uma diminuição acentuada para $0,53 \pm 0,37$ colônias/ha em florestas secundárias de 32 a 47 anos. Meyer, Leal e Wirth (2009) também aferindo fragmentos florestais antigos da Mata Atlântica Nordeste, registraram densidades de 1,0 (0,63 – 1,51) em 2001 a 1,1 (0,68 – 1,85) colônias/ha em 2005, ocorrendo aumento nas bordas (até 50 m) com 4,8 (2,0 – 7,6) em 2001 e 5,6 (2,8 – 8,8) colônias/ha em 2005. Esses resultados indicam que o drástico crescimento populacional de *Atta* também é uma característica de florestas secundárias e fragmentos florestais de diversos tamanhos e suas áreas de borda da Mata Atlântica no sul do Brasil.

Ao contrário das nossas expectativas, a dinâmica populacional de *A. sexdens* não respondeu ao tamanho nem à forma dos fragmentos florestais. Outros trabalhos encontraram resultados similares. Barrera, Buffa e Valladares (2015) não registraram influência do tamanho de fragmentos florestais presentes no chaco serrano da Argentina sobre a riqueza das formigas cortadeiras, mas observaram aumento da abundância das formigas com o aumento do tamanho do fragmento florestal. Silva *et al.* (2013) também não reportaram influência do tamanho de fragmentos florestais secundários (de 25 a 47 anos) sobre a variação espaço-temporal das trilhas de forrageamento de *Atta cephalotes*. Palmeirim *et al.* (2021) também não observaram influência do tamanho e nem da forma sobre a densidade de ninhos de *Atta* em 34 ilhas localizadas num lago de usina hidrelétrica na Amazônia.

Por outro lado, o tamanho, sem o PEMG, apresentou relação positiva com a densidade de ninhos ativos. Isto sugere que remanescentes bem conservados de FES, como o PEMG, tanto em termos florísticos quanto faunísticos (TOREZAN *et al.*, 2006), são importantes para o controle populacional de *A. sexdens*. Por exemplo, os sete ninhos novos registrados no presente estudo foram encontrados nas áreas de bordas do PEMG, e sob observações de campo posteriores os ninhos não se estabeleceram. Esses resultados também refletem uma

resposta positiva ao aumento da criação de bordas, reforçando um padrão já existente para herbívoros generalistas (CAITANO *et al.*, 2020) e para as saúvas (DOHM *et al.*, 2011; MEYER; LEAL; WIRTH, 2009; SILVA *et al.*, 2009; WIRTH *et al.*, 2007; WIRTH *et al.*, 2008). Ao ocorrer aumento do tamanho do fragmento florestal, houve também aumento do perímetro (Figura 15) e, conseqüentemente, da quantidade de borda disponível para o estabelecimento de novos ninhos de *A. sexdens*.

Reforçando os resultados apresentados nos capítulos anteriores, também houve maior ocorrência de ninhos nas áreas sob efeito de borda, tanto na distância de até 50 m da borda detectada nos transectos perpendiculares quanto na maior densidade de ninhos amostrados nos transectos paralelos às bordas. Primeiramente, *Atta* apresenta preferência para o estabelecimento de colônias em clareiras, margens de estrada de terra e bordas florestais, favorecendo o pouso das rainhas após a revoada e o estabelecimento inicial dos saúveiros (VASCONCELOS, 1990; VASCONCELOS; VIEIRA-NETO; MUNDIM, 2006; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS, 2010; WIRTH *et al.*, 2008). Esses ambientes contribuem com condições microclimáticas favoráveis para herbívoros generalistas, como as formigas cortadeiras (WIRTH *et al.*, 2008), que aumentam a probabilidade de estabelecimento de novas colônias. Vasconcelos (1990) adiciona que as rainhas preferem nidificar em ambientes com menor cobertura arbórea, sugerindo que a quantidade de luz solar incidente pode ser um fator importante na escolha do habitat pelas rainhas fundadoras. Vasconcelos, Vieira-Neto e Mundim (2006) relatam que há preferências para ambientes com menor cobertura de serapilheira, facilitando o acesso às plantas e recursos localizados na interface com a vegetação, economizando tempo e energia das formigas forrageando fora do ninho. Vieira-Neto e Vasconcelos (2010) acrescentam que as propriedades do solo influenciam espécies de formigas que nidificam no solo, havendo preferência para solos com maior estabilidade estrutural e microclimática. Isso resulta da maior compactação do solo, fazendo com que a água penetre mais lentamente e diminua a ocorrência de alagamentos. A maior compactação do solo também favorece a umidade, temperatura e trocas gasosas favoráveis para o cultivo do jardim de fungo. Já, Caitano *et al.* (2020) citam que o estabelecimento de ninhos nos ambientes de bordas, proporciona maior facilidade de movimento e servem como habitats reprodutivos e/ou rotas de dispersão para insetos voadores, como é o caso de *Atta* na fase reprodutiva.

Uma segunda explicação é o fato dos ninhos situados nas bordas terem acesso tanto aos recursos florestais quanto aos da matriz agrícola, o que é chamado de complementação de recursos na paisagem (DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992). Isso é possível devido

a uma dieta generalista (WIRTH *et al.*, 2003) com alto grau de polifagia e uma rica variedade de matéria vegetal, além de um sistema de forrageamento extenso e altamente flexível (SILVA *et al.*, 2013). Esse sistema tem a forma de trilhas de até 30 cm de largura, às vezes estendendo-se por mais de 250 m do ninho até os territórios de forrageamento, que cobrem áreas frequentemente tão grandes de 1 a 2 ha (LEAL; WIRTH; TABARELLI, 2014). Kost *et al.* (2005) observaram que as colônias coletam todas as fontes de alimento presentes na área de forrageamento para que as formigas saibam as distribuições dos recursos no tempo e no espaço, de forma que modulam o forrageamento para o melhor custo-benefício. No caso do presente estudo, as plantas cultivadas da matriz agrícola têm menos defesas estruturais e químicas e maior valor nutricional quando comparadas com as espécies florestais (BERISH, 1986; MASSAD *et al.*, 2011), significando uma concentração de recursos preferidos para os ninhos localizados nas bordas.

Por fim, uma terceira explicação para a maior ocorrência de *A. sexdens* nas áreas sob efeito de borda seria uma menor abundância dos inimigos naturais. Habitats sob efeito de borda tendem a suportar menor abundância de predadores devido à perda e fragmentação de habitat à caça (LAURANCE, 2010), bem como às mudanças no microclima (para mais seco em comparação com as áreas de interior; WIRTH *et al.*, 2008), levando à liberação dos níveis tróficos inferiores, como dos herbívoros (TERBORGH *et al.*, 2001). Os inimigos naturais de *Atta* englobam predadores invertebrados como outras espécies de formigas, aranhas e besouros (AQUINO *et al.*, 2018; ERTHAL JR.; TONHASCA JR., 2001); vertebrados como sapos, lagartos, pássaros, saguis, tatus e tamanduás (CAMACHO *et al.*, 2012; RAO, 2000; ROCHA; FERRARI; BELTRÃO-MENDES, 2021; RODRIGUES *et al.*, 2019; TERBORGH *et al.*, 2001); parasitóides como moscas da família Phoridae e vespas (ALMEIDA; WIRTH; LEAL, 2008; BARRERA *et al.*, 2017; GALVÃO *et al.*, 2019) e microrganismos do solo como bactérias e fungos (TRAVAGLINI *et al.*, 2016; URIBE-LONDOÑO; ROMERO-TABAREZ; ORTIZ-REYES, 2019). Todos eles são importantes para a manutenção do controle populacional de *Atta* em uma ampla gama de ecossistemas. No entanto, a eficiência do controle populacional é maior na fase inicial, quando as fêmeas são predadas durante o vôo nupcial, ou no solo, quando o ninho está incipiente e raso (HELMS, 2018; RAO, 2000; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS, 2010), do que após o estabelecimento da colônia.

De modo geral, há uma grande lacuna de estudos inventariando os inimigos naturais, e em especial sobre a eficiência de cada um no controle de *Atta*. Em alguns dos locais estudados, há levantamentos faunísticos de grupos específicos de insetos (LOPES, 2006; SILVA; JULIO, 2020), de anfíbios (MACHADO; BERNARDE, 2002, 2006; FIGUEIREDO;

BOCHIO; MARQUES, 2020), de répteis (BERNARDE; MACHADO, 2002, 2006), da avifauna (ANJOS, 2002; ANJOS; SOARES, 2006; BOCHIO; MARQUES; FIGUEIREDO, 2020) e de mamíferos não voadores (PERACCHI; ROCHA; REIS, 2002; ROCHA; SEKIAMA, 2006; MARQUES; FIGUEIREDO; BOCHIO, 2020) e voadores (REIS; PERACCHI; LIMA, 2002; SEKIAMA; ROCHA, 2006). Nenhum deles foi específico para avaliar o controle biológico das saúvas, mas tem-se listado a ocorrência de espécies de tamanduás, tatus, morcegos, aves, répteis e anfíbios insetívoros e onívoros, além dos besouros do gênero *Canthon* sp.

Os inventários foram realizados, em sua maioria, nos habitats de interior e em fragmentos florestais específicos, não sendo razoável esperar que a fauna nos fragmentos florestais mais isolados seja semelhante àquela dos mais conectados, pelo menos para a maioria das espécies, e nem que a fauna dos habitats de interior seja similar às dos habitats de borda. Portanto, sugere-se que maior conectividade na paisagem e menor área sob efeito de borda têm aumento no controle biológico das saúvas. Isso corrobora os resultados sobre a influência da paisagem do entorno e a densidade de ninhos presentes nas áreas sob efeito de borda. Quanto mais próximos e maiores eram os fragmentos florestais contidos na paisagem circundante dos fragmentos florestais, menor era a densidade de ninhos totais presentes neles. Isso possivelmente reflete a influência negativa da perda e isolamento de habitat florestal na dinâmica populacional dos inimigos naturais de *A. sexdens*.

Fernandes (2003), por exemplo, demonstrou que houve redução da predação das formigas cortadeiras por tatus na borda de fragmentos de Mata Atlântica, onde estes mamíferos estão sujeitos à caça por humanos. Durante um ano de monitoramento de dez colônias de *A. cephalotes*, Darrault (2005) encontraram uma redução no número de buracos de tatus nas colônias da borda da floresta ($33,0 \pm 6,91$ colônia⁻¹) se comparado às colônias do interior da floresta ($45,6 \pm 7,56$ colônia⁻¹). Os ninhos também sofrem taxas reduzidas de ataque por moscas parasitóides (família Phoridae), devido às condições microclimáticas mais secas das áreas sob efeito de borda em comparação com as áreas não perturbadas (ALMEIDA; WIRTH; LEAL, 2008; BARRERA *et al.*, 2017; GALVÃO *et al.*, 2019). Por esse motivo, é possível que esse grupo esteja ausente ou em baixa abundância nas bordas avaliadas, que apresentam microclimas mais secos e quentes do que os interiores dos fragmentos florestais (MIRANDA, 2021). Elizalde e Superina (2018) complementam que os parasitóides e os tatus atuam de maneiras diferentes no controle populacional, mostrando efeitos negativos complementares na supressão das formigas cortadeiras, um elemento fundamental para inimigos naturais no controle biológico. Corroborando isso, foram

constatados buracos de tatus nos transectos de amostragem e inclusive nos ninhos. Contudo, devido à alta abundância de *A. sexdens* encontrada, estes animais podem não ser eficazes em eliminar colônias que excedem um tamanho crítico. Assim, o efeito de longo prazo dos tatus nos locais de estudo podem ser o de apenas retardar o aumento na abundância de *A. sexdens*, similar ao sugerido por Terborgh *et al.* (2006).

Os resultados deste estudo indicam que a densidade de ninhos de *A. sexdens* em paisagens altamente fragmentadas de Mata Atlântica no sul do Brasil é mais influenciada pelo efeito de borda ou pela quantidade de vegetação circundante do que pelo tamanho ou forma dos fragmentos. Mesmo a paisagem sendo permeável aos inimigos naturais generalistas, o aumento do isolamento é um fator que contribui para o relaxamento do controle *top-down* e, em parte, para a manutenção da abundância de *A. sexdens* nas bordas avaliadas. Sugere-se estudos de longo prazo, com reamostragem de locais com presença conhecida e datada das formigas, para elucidar a relevância dos resultados encontrados. Isto é decorrente da falta de dados do período anterior à perda e fragmentação dos ecossistemas avaliados; contudo, os padrões encontrados não podem ser negligenciados.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W.R.; WIRTH, R.; LEAL, I.R. Edge-mediated reduction of phorid parasitism on leaf-cutting ants in a Brazilian Atlantic Forest. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, LOCAL, v. 129, n. 3, p. 251–257, 2008.
- ANJOS, L. A avifauna da bacia do rio Tibagi. p. 271-290. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.) **A Bacia do rio Ribagi**. Londrina, PR, 2002.
- ANJOS, L.; SOARES, E.S. As aves do Parque Estadual Mata dos Godoy. p. 121-137. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina, PR: Itedes, 2006.
- AQUINO, P.S.R.; JESUS, F.G.D.; ROCHA, E.C.; LUCIA, T.M.C.D.; ZANUNCIO, J.C.; ARAÚJO, M.D.S. Predation rates of a beetle (*Canthon virens*) that kills female leaf-cutting ants (*Atta* spp.). **International Journal of Agriculture & Biology**, v. 20, p. 1247–1250, 2018
- BARRERA, C.A.; BECKER, E.L.; ELIZALDE, L.; QUEIROZ, J.M. Parasitoid phorid flies of leaf-cutting ants are negatively affected by loss of forest cover. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 164, n. 1, p. 66-77, 2017.
- BARRERA, C.A.; BUFFA, L.M.; VALLADARES, G. Do leaf-cutting ants benefit from forest fragmentation? Insights from community and species-specific responses in a fragmented dry forest. **Insect Conservation and Diversity**, v. 8, n. 4, p. 456-463, 2015.

BASILIO, J.V.T. **Influência da área do entorno sobre a densidade de *Atta sexdens rubropilosa* (Forel, 1908) em fragmentos florestais**. Relatório final de Iniciação Científica (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2019.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S.; CHRISTENSEN, R.H.B.; SINGMANN, H.; DAI, B.; GROTHENDIECK, G. lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, 2014.

BELLOTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. p. 128-146. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Orgs.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, ESALQ-USP, 2009.

BENCHIMOL, M.; PERES, C.A. Predicting local extinctions of Amazonian vertebrates in forest islands created by a mega dam. **Biological Conservation**, v. 187, p. 61–72, 2015.

BERISH, C.W. Leaf-Cutting Ants (*Atta cephalotes*) Select Nitrogen-Rich Forage. **American Midland Naturalist**, v. 115, n. 2, p. 268-276, 1986.

BERNARDE, P.S.; MACHADO, R.A. Fauna reptiliana da bacia do rio Tibagi. p. 291-296. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.) **A Bacia do rio Ribagi**. Londrina, PR, 2002.

BERNARDE, P.S.; MACHADO, R.A. Répteis Squamata do Parque Estadual Mata dos Godoy. p. 114-120. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina, PR: Itedes, 2006.

BHERING, B.; SANTOS, H.G.; MANZATTO, C.V.; BOGNOLA, I.; FASOLO, P.J.; CARVALHO, A.P.; RAUEN, M.J. **Mapa de solos do estado do Paraná**. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 2007.

BOCHIO, G.M.; MARQUES, F.C.; FIGUEIREDO, G.T. Aves. p. 159-176. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Amostragem e monitoramento de fauna e flora na Floresta Estacional**. Londrina, PR: Eduel, 2020.

BOER, S.P.A.; BAER, B.; DREIER, S.; ARON, S.; NASH, D.R.; BOOMSMA, J.J. Prudent sperm use by leaf-cutter ant queens. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 276, p. 3945-3953, 2009.

CAITANO, B.; CHAVES, T.P.; DODONOV, P.; DELABIE, J.H.C. Edge effects on insects depend on life history traits: a global meta-analysis. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, p. 233–240, 2020.

CAMACHO, I.; HONORATO, R.S.; FERNANDES, B.C.; BOECHAT, R.F.; FILHO, C.S.; KANEGAE, M.F. Aves de rapina diurnas forrageando tanajuras (*Atta* sp.) em revoada em uma paisagem fragmentada de floresta atlântica, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, n. 1, p. 19-21, 2012.

- DARRAULT, O.P.G. **Efeito da fragmentação no controle top-down das formigas cortadeiras**. Dissertação (Mestrado em XX) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.
- DOHM, C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; MEYER, S.T.; WIRTH, R. Leaf-cutting ants proliferate in the Amazon: an expected response to forest edge? **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 6, p. 645–649, 2011.
- DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, H.R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, n. 1, p. 169-175, 1992.
- ELIZALDE, L.; SUPERINA, M. Complementary effects of different predators of leaf-cutting ants: implications for biological control. **Biological Control**, v. 128, p. 111-117, 2018.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997.
- ERTHAL JÚNIOR, M.; TONHASCA JÚNIOR, A. *Attacobius attarum* Spiders (Corinnidae): myrmecophilous predators of immature forms of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* (Formicidae). **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 374-376, 2001.
- EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. **Conservation Biology**, v. 21, n. 4, p. 926–936, 2007.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FERNANDES, A.C.A. **Censo de mamíferos em fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.
- FIGUEIREDO, G.T.; BOCHIO, G.M.; MARQUES, F.C. Anfíbios. p. 143-158. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.). **Amostragem e monitoramento de fauna e flora na Floresta Estacional**. Londrina, PR: Eduel, 2020.
- FORTI, L.C.; MOREIRA, A.A.; ANDRADE, A.P.P.; CASTELLANI, M.A.; CALDATO, N. Nidificação e arquitetura de ninhos de formigas-cortadeiras. p. 102-125. DELLA-LUCIA, T.M.C. (Ed.). **Formigas-cortadeiras: da bioecologia ao manejo**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2011.
- GALVÃO, A.R.A.; BAILEZ, O.; VIANA-BAILEZ, A.M.; ABIB, P.H.; PIMENTEL, F.A.; PEREIRA, T.P.L. Parasitism by phorids on leaf cutter ants *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758) (Hymenoptera: Formicidae) in natural and agricultural environments. **Zoological Science**, v. 36, n. 5, p. 357-364, 2019.
- HELMS, J.A. The flight ecology of ants (Hymenoptera: Formicidae). **Mirmecological News**, v. 26, p. 19-30, 2018.

HERZ, H.; BEYSCHLAG, W.; HOLLOBLER, B. Herbivory rate of leafcutting ants in a tropical moist forest in Panama at the population and ecosystem scales. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 482–488, 2007.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico em Geociências. I - Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2012.

JAFFE, K.; VILELA, E. On nest densities of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes* in tropical primary forest. **Biotropica**, v. 21, n. 3, p. 234-236, 1989.

KEENAN, R.J.; REAMS, F.A.; FREITAS, J.V.; GRAINGER, A.; LINDQUIST, E. Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment. **Forest Ecology and Management**, v. 352, n. 7, p. 9–20, 2015.

KOST, C.; OLIVEIRA, E.G.; KNOCH, T.A.; WIRTH, R. Spatio-temporal permanence and plasticity of foraging trails in young and mature leaf-cutting ant colonies (*Atta* spp.). **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 6, p. 677-688, 2005.

LAURANCE, W.F. Habitat destruction: death by a thousand cuts. p. 73-87. In: SODHI, N.S.; EHRLICH, P.R. (Eds.). **Conservation Biology for All**. New York: Oxford University Press. 2010.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LEAL, I.R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in human-modified Neotropical forests. **Biotropica**, v. 46, n. 5, p. 516-528, 2014.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2 ed. Amsterdam, Holanda: Elsevier Science B.V. 1998.

LOPES, J. Insetos do Parque Estadual Mata dos Godoy. p. 82-96. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina, PR: Itedes, 2006.

MACHADO, R.A.; BERNARDE, P.S. Anurofauna da bacia do rio Tibagi. p. 297-306. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.) **A Bacia do rio Ribagi**. Londrina, PR, 2002.

MACHADO, R.A.; BERNARDE, P.S. Anfíbios anuros do Parque Estadual Mata dos Godoy. p. 105-113. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina, PR: Itedes, 2006.

MARQUES, F.C.; FIGUEIREDO, G.T.; BOCHIO, G.M. Mamíferos terrestres. p. 179-204. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Amostragem e monitoramento de fauna e flora na Floresta Estacional**. Londrina, PR: Eduel, 2020.

MASSAD, T.J.; FINCHER, R.M.; SMILANICH, A.M.; DYER, L.A. A quantitative evaluation of major plant defense hypotheses, nature versus nurture, and chemistry versus ants. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 5, n. 2, p. 125-139, 2011.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats**: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure. Portland: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1994.

MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Persisting hyper-abundance of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) at the edge of an old Atlantic Forest fragment. **Biotropica**, v. 41, n. 6, p. 711-716, 2009.

MIRANDA, C.B. **Efeito de borda microclimático e características funcionais de espécies lenhosas em fragmentos de floresta estacional com exploração seletiva da madeira**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

MUNDIM, F.M.; BRUNA, E.M.; VIEIRA-NETO, E.H.M.; VASCONCELOS, H.L. Attack frequency and the tolerance to herbivory of Neotropical savanna trees. **Oecologia**, v. 168, p. 405-414, 2012.

NITSCHKE, P.R.; CARAMORI, P.H.; RICCE, W.S.; PINTO, L.F.D. **Atlas climático do estado do Paraná**. Londrina, PR: Instituto Agronômico do Paraná, 2019.

OCHOA-GAONA, S.; GONZÁLEZ-ESPINOSA, M.; MEAVE, J.A.; BON, V.S-D. Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 867–884, 2004.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **Vegan**: community ecology package. R package version 2.4-4. 2018. Disponível em: <<https://github.com/vegandevs/vegan>>. Acesso em: 15 jul. 2020.

PALMEIRIM, A.F.; BENCHIMOL, M.; LEAL, I.R.; PERES, C.A. Drivers of leafcutter ant populations and their inter-trophic relationships in Amazonian forest islands. **Ecosphere**, v. 12, n. 5, 2021.

PERACCHI, A.L.; ROCHA, V.J.; REIS, N.R. Mamíferos não-voadores da bacia do rio Tibagi p. 225-250. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.) **A Bacia do rio Ribagi**. Londrina, PR, 2002.

R CORE TEAM. **R**: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org>>. Acesso em: 15 jun. 2021.

RAO, M. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 2, p. 209-225, 2000.

RAO, M.; TERBORGH, J.; NUNEZ, P. Increased herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 624-633, 2001.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; LIMA, I.P. Morcegos da bacia do rio Tibagi p. 251-270. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.) **A Bacia do rio Tibagi**. Londrina, PR, 2002.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROCHA, P.A.; FERRARI, S.F.; BELTRÃO-MENDES, R. Predation of leaf-cutter ants *Atta opaciceps* Borgmeier, 1939 by the white-tufted marmoset *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758): study case and review. **Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza**, v. 5, 2021.

ROCHA, V.J.; SEKIAMA, M.L. Mamíferos do Parque Estadual Mata dos Godoy. p. 138-151. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina, PR: Itedes, 2006.

RODRIGUES, T.F.; MANTELLATTO, A.M.B.; SUPERINA, M.; CHIARELLO, A.G. Ecosystem services provided by armadillos. **Biological Reviews**, v. 95, n. 1, p. 1-21, 2019.

SEKIAMA, M.L.; ROCHA, V.J. Morcegos do Parque Estadual Mata dos Godoy. p. 152-155. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina, PR: Itedes, 2006.

SILVA, B.P.; JULIO, C.E.A. Besouros Scarabaeidae. p. 113-124. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Amostragem e monitoramento de fauna e flora na Floresta Estacional**. Londrina, PR: Eduel, 2020.

SILVA, J.L.G.; SILVA, I.L.H.; RIBEIRO-NETO, J.D.; WIRTH, R.; LEAL, I.R. Forest edge orientation influences leaf-cutting ant abundance and plant drought stress in the Brazilian Atlantic forest. **Agricultural and Forest Entomology**, v. 20, n. 3, p. 358-365, 2017.

SILVA, P.S.D.; BIEBER, A.G.D.; KNOCH, T.A.; TABARELLI, M.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Foraging in highly dynamic environments: leaf-cutting ants adjust foraging trail networks to pioneer plant availability. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 147, n. 2, p. 110-119, 2013.

SILVA, P.S.D.; BIEBER, A.G.D.; LEAL, I.R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Decreasing abundance of leaf-cutting ants across a chronosequence of advancing Atlantic forest regeneration. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, n. 2, p. 223–227, 2009.

STIPP, N.A.F. Principais tipos de solos da Bacia do rio Tibagi. p. 39-43. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. (Eds.) **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: Eduel, 2002.

STORCK-TONON, D.; SILVA, R.J.; SAWARIS, L.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; SILVA, D.J.; PERES, C.A. Habitat patch size and isolation drive the near-complete collapse of Amazonian dung beetle assemblages in a 30-year-old forest archipelago. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 7, p. 2419-2438, 2020.

SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.D.; CAVALHEIRO, A.L.; VANZELA, A.L.L.; BENATO, T. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 377-385, 2008.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A.V.; GIRÃO, L.C.; PERES, C.A.; LOPES, A.V. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 24, n. 6, p. 1654–1663, 2010.

TERBORGH, J.; FEELEY, K.; SILMAN, M.; NUNEZ, P.; BALUKJIAN, B. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. **Journal of Ecology**, v. 94, n. 2, p. 253-263, 2006.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, n. 5548, p. 1923-1925, 2001.

TOREZAN, J.M.D. Estimativas de cobertura. p. 35-41. In: TOREZAN, J.M.D. (Org.). **Amostragem e monitoramento de fauna e flora na Floresta Estacional**. Londrina, PR: Eduel, 2020.

TOREZAN, J.M.D. **Fragmentação florestal e prioridades para a conservação da biodiversidade**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

TOREZAN, J.M.D. (Org.) **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina, PR: Itedes, 2006.

TRAVAGLINI, R.V.; FORTI, L.C.; ARNOSTI, A.; CAMARGO, R.S.; SILVA, L.C.; CAMARGO-MATHIAS, M.I. Mapping the adhesion of different fungi to the external integument of *Atta sexdens rubropilosa* (Forel, 1908). **International Journal of Agriculture Innovations and Research**, v. 5, n. 1, p. 2319-1473, 2016.

URBAS, P.; ARAÚJO JÚNIOR, M.V.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 489–495, 2007.

URIBE-LONDOÑO, M.; ROMERO-TABAREZ, M.; ORTIZ-REYES, A. Bacterial extracts for the control of *Atta cephalotes* (Hymenoptera: Formicidae) and its symbiotic fungus *Leucoagaricus gongylophorus* (Agaricales: Agaricaceae). **Revista de Biología Tropical**, v. 67, n. 4, p. 1010-1022, 2019.

VASCONCELOS, H.L. Habitat selection by the queens of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* L. in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 2, p. 249-252, 1990.

VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M. Arthropod responses to the experimental isolation of Amazonian forest fragments. **Zoologia**, v. 29, n. 6, p. 515–530, 2012.

VASCONCELOS, H.L.; VIEIRA-NETO, E.H.M.; MUNDIM, F.M.; Roads alter the colonization dynamics of a keystone herbivore in neotropical savannas. **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 661–665, 2006.

VIEIRA-NETO, E.H.M.; VASCONCELOS, H.L. Developmental changes in factors limiting colony survival and growth of the leaf-cutter ant *Atta laevigata*. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 538–544, 2010.

WIRTH, R.; BEYSCHLAG, W.; HERZ, H.; RYEL, R.J.; HÖLLDOBLER, B. **The herbivory of leaf-cutting ants**: a case study on *Atta colombica* in the tropical rainforest of Panama. Ecological Studies. v. 164. Berlin, Alemanha: Springer-Verlag, 2003.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; ALMEIDA, W.R.; ARAÚJO JR., M.V.; BARBOSA, V.S.; LEAL, I.R. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* sp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 4, p. 501–505, 2007.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. Plant herbivore interactions at the forest edge. *In*: LÜTTGE, U.; BEYSCHLAG, W.; MURATA, J. **Progress in Botany**. v. 69. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008. p. 423–448.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall Inc, New Jersey, 2010.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SABELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Series: Statistics for Biology and Health. Springer-Verlag, New York, 2009.

CAPÍTULO 3: Influência da ocorrência de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758) sobre a diversidade florística e características funcionais em fragmentos florestais da Mata Atlântica

RESUMO

As formigas cortadeiras podem atuar como filtro biótico, selecionando características vegetais de acordo com as preferências de forrageamento, e determinando a composição de espécies das comunidades vegetais. Por isso, foram obtidas informações sobre a diversidade florística e características funcionais de espécies vegetais lenhosas da Floresta Estacional Semidecidual (FES), da Mata Atlântica, e investigadas sua correlação com a presença de ninhos de *Atta sexdens* (Linnaeus, 1758). Buscou-se responder se nos locais onde os ninhos de *A. sexdens* estão presentes 1) a diversidade florística será diferente e 2) se a comunidade vegetal terá maior abundância de espécies caracterizadas por maior investimento em defesas anti-herbívoro e menor conteúdo nutricional. Para respondê-las, foram selecionados nove fragmentos de FES, no norte do estado do Paraná, Brasil, com presença ou ausência de *A. sexdens*. A diversidade de regenerantes lenhosos foi estimada. A partir de análises laboratoriais e pesquisa bibliográfica, foram avaliadas doze características funcionais: ambiente de ocorrência, deciduidade, massa das sementes, densidade específica da madeira, porcentagem de nitrogênio (N) e carbono (C), razão C/N foliar, tricomas foliares, espessura foliar, área foliar específica, látex foliar e taninos condensados, para as 28 espécies de regenerantes lenhosos mais abundantes. Os resultados indicaram que não há diferença na diversidade de regenerantes lenhosos entre os locais com presença ou ausência de *A. sexdens* e que as características funcionais também foram similares, refletindo a similaridade da composição de espécies de regenerantes lenhosos. Ao contrário do esperado, a herbivoria de *A. sexdens* não causou efeito sobre a vegetação avaliada. Embora os ninhos possam ter se estabelecido há relativamente pouco tempo, de forma a não haver tempo para causar alterações sobre a vegetação, também há a possibilidade de, como as formigas são herbívoros generalistas, os efeitos da herbivoria tenham sido diluídos sobre muitas espécies adequadas para forrageamento. Além disso, o forrageamento na matriz agrícola pode ter aliviado a pressão sobre as plantas nativas. São necessários estudos de longo prazo e em mais áreas, para que seja possível investigar os efeitos da herbivoria por *A. sexdens* sobre a diversidade florística e funcional destas florestas ao longo do tempo em diferentes condições ambientais.

PALAVRAS-CHAVE: Floresta Estacional Semidecidual; formigas cortadeiras; forrageamento; herbivoria; saúvas.

3.1 INTRODUÇÃO

As formigas cortadeiras (gêneros *Atta* e *Acromyrmex*) são um dos principais herbívoros modificadores de fatores ambientais em ecossistemas neotropicais (HOLLDOBLER; WILSON, 2011), especialmente em ambientes florestais, onde podem coletar quase 15% da produção anual de folhas nos ambientes de bordas (URBAS *et al.*, 2007). Essas formigas são consideradas generalistas (WIRTH *et al.*, 2003), mas apresentam seletividade durante o forrageio, podendo preferir plantas de acordo com suas características ecológicas e funcionais, como, por exemplo: 1) plantas pioneiras com menor concentração de

defesas químicas (FARJI-BRENER, 2001), 2) folhas com poucas defesas físicas (HOWARD, 1988), 3) indivíduos sob estresse hídrico ou com maior teor nutricional (HOWARD, 1987; RIBEIRO-NETO *et al.*, 2012), entre outros. Entretanto, como a seleção de plantas pelas formigas cortadeiras é um processo complexo que envolve as plantas disponíveis na área de forrageamento e fatores ambientais, ainda não há consenso sobre as características vegetais que melhor determinam os padrões de forrageamento desses herbívoros.

Os atributos são o valor ou modalidade específica de uma característica funcional, que, por sua vez, são definidas como características morfo-fisio-fenológicas dos organismos, que impactam o desempenho indiretamente por meio de seus efeitos no crescimento, sobrevivência e reprodução (VIOLLE *et al.*, 2007). Eles podem ser selecionados através de filtros ambientais, que são fatores não aleatórios que restringem a gama de atributos em uma comunidade local (DÍAZ *et al.*, 2007). Nesse contexto, as formigas cortadeiras atuam como filtros bióticos, pois ao selecionar plantas por suas características funcionais, podem influenciar negativamente a germinação de sementes (SILVA *et al.*, 2007), a sobrevivência de mudas (COSTA *et al.*, 2016; GARCIA *et al.*, 2020) e até o sucesso reprodutivo (CÂMARA *et al.*, 2019) das espécies mais cortadas. Desta forma, a herbivoria pode ter profundos efeitos sobre a comunidade vegetal, podendo alterar a composição de espécies, estrutura e dinâmica das comunidades vegetais, por modificar o recrutamento das espécies vegetais (COSTA *et al.*, 2016; RAO; TERBORGH; NUNEZ, 2001; VASCONCELOS; CHERRETT, 1997).

Estudos têm mostrado que a herbivoria pelas formigas cortadeiras é contexto-dependente, podendo estar relacionada com a abundância de indivíduos pioneiros (FARJI-BRENER, 2001) e de plantas cultivadas (BLANTON; EWEL, 1985), com a densidade de ninhos (RAO; TERBORGH; NUNEZ, 2001) e podendo variar entre as espécies de formigas (VASCONCELOS, 1990). Em ambientes fragmentados, principalmente em bordas florestais e florestas secundárias, existe um predomínio de espécies pioneiras (LAURANCE *et al.*, 2006), assim, nessas áreas, as formigas cortadeiras possuem áreas de forrageamento menores (SILVA *et al.*, 2013) e ocorre um aumento na densidade de ninhos (RAO; TERBORGH; NUNEZ, 2001; SILVA *et al.*, 2009). Isso também pode estar relacionado à diminuição das populações de predadores e/ou parasitóides, que são impactados negativamente com a fragmentação de habitat (TERBORGH *et al.*, 2001). Esses fatores afetam positivamente as formigas cortadeiras, já que resultam em taxas de herbivoria maiores por colônia (URBAS *et al.*, 2007). Deste modo, em ambientes antrópicos, o papel ecológico dessas formigas tem se tornado cada vez mais relevante. É necessário investigar se a atividade de forrageamento atua

como possível filtro ecológico sobre a dinâmica sucessional das comunidades de plantas e, consequentemente, sobre a regeneração natural da vegetação.

Existem estudos acerca da seleção de características vegetais por essas formigas em vários habitats (COSTA *et al.*, 2016; GARCIA *et al.*, 2020; HOWARD, 1987, 1988; SILVA *et al.*, 2013; VASCONCELOS; CHERRETT, 1997). No entanto, grande parte dos trabalhos sobre esse tema são experimentais, e não avaliam condições ambientais que podem interferir na escolha do material vegetal, já que na natureza esses herbívoros modulam o forrageamento para obter o melhor custo-benefício (KOST *et al.*, 2005). Além disso, existem poucos estudos avaliando o efeito da herbivoria pelas formigas cortadeiras na estrutura da assembleia de plantas, e nenhum trabalho, até o momento, avaliou se a preferência por determinadas características já causou efeitos na diversidade funcional dos ecossistemas avaliados, ou seja, o controle *top-down* da herbivoria sobre a vegetação.

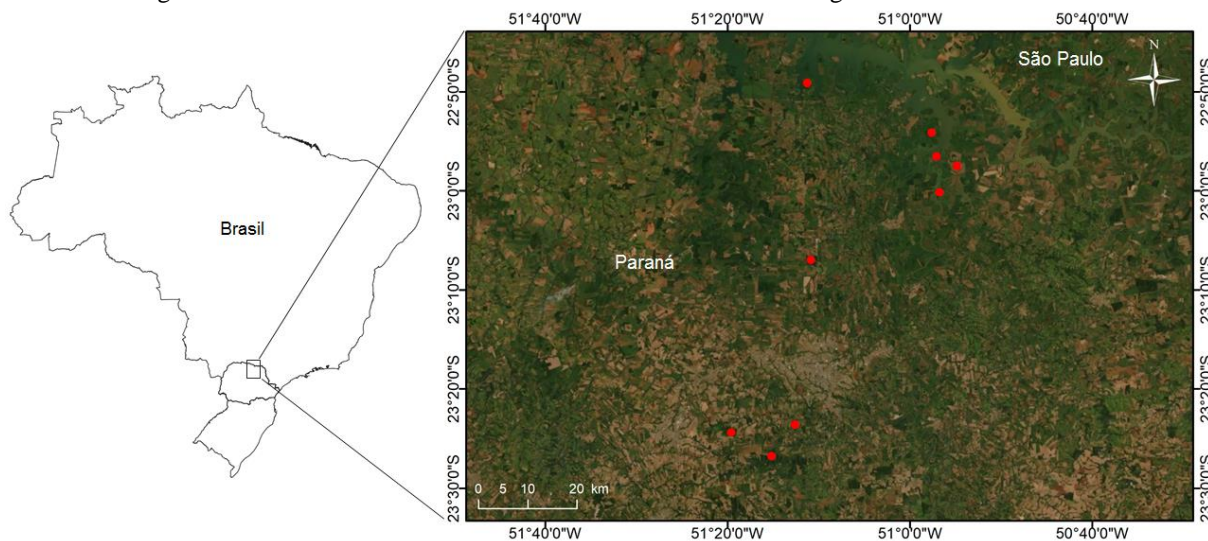
Diante disso, o objetivo desse trabalho foi investigar se as preferências alimentares de *A. sexdens*, espécie de formiga cortadeira ocorrente nos locais de estudo, causam efeitos sobre a diversidade florística ou sobre características funcionais das plantas lenhosas presentes em fragmentos de FES. Os resultados podem contribuir com a capacidade de previsão sobre a dinâmica de longo prazo em fragmentos florestais e áreas de restauração florestal. Com base no exposto, buscou-se responder se, nas áreas onde os ninhos de *A. sexdens* estão presentes, a diversidade florística é menor e se foram favorecidas espécies vegetais com mais defesas contra a herbivoria e menor conteúdo nutricional. Para responder essas questões, foram selecionados nove fragmentos florestais da Mata Atlântica do Norte do Paraná com presença ou ausência de *A. sexdens*, onde foram avaliadas a diversidade florística e as características funcionais das espécies regenerantes lenhosas mais abundantes presentes nas áreas.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Locais de estudo

Dentre os 12 fragmentos florestais amostrados no capítulo 2, foram selecionados nove para este capítulo, localizados nos municípios de Alvorada do Sul (RPPN Matas do Cici - Fazenda Alvorada), Araçongas (Fazenda Bule), Bela Vista do Paraíso (Três fazendas), Londrina (Fazenda Morungaba; PEMG), Primeiro de Maio (Chácara do Toninho), Rancho Alegre (Fazenda Congonhas) e Sertaneja (Fazenda Santo Antônio I e II) (Figura 18).

Figura 18- Localização dos fragmentos florestais no Brasil, norte do estado do Paraná, região inserida no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”. Os círculos vermelhos indicam os fragmentos florestais amostrados. Manchas verdes escuras são fragmentos de Mata Atlântica.



3.2.2 Densidade de ninhos

Foram utilizados os mesmos dados apresentados no capítulo 2 da densidade de ninhos dos transectos perpendiculares às bordas dos nove fragmentos florestais selecionados.

3.2.3 Regenerantes lenhosos

Foram utilizados os mesmos dados apresentados no capítulo 2 dos regenerantes lenhosos (juvenis de espécies arbustivas e arbóreas) dos nove fragmentos florestais selecionados.

3.2.4 Características funcionais

O levantamento florístico realizado nos fragmentos florestais amostrou 122 espécies, pertencentes a 82 gêneros e 37 famílias e duas indeterminadas. Dessas, foram selecionadas as espécies mais abundantes, com 11 ou mais indivíduos, totalizando uma lista de 28 espécies pertencendo a 20 gêneros e 16 famílias de plantas, representando 78,5% de todos os indivíduos amostrados nas parcelas. Dentre elas, foram coletadas dez folhas de ao menos 5 indivíduos distintos, alternando entre folhas jovens e velhas, e entre folhas expostas ao sol e localizadas na sombra. A coleta foi feita sem a exclusão dos pecíolos e dando prioridade para folhas sem qualquer tipo de dano (herbivoria, infecção por fungos, estresse hídrico, etc.). O transporte e armazenamento das folhas foram realizados em condições refrigeradas e úmidas (PÉREZ-HARGUINDEGUY *et al.*, 2013).

Para todas as espécies, foram investigadas 12 características funcionais físicas, ecológicas, nutricionais e químicas, relacionados com propriedades atrativas ou inibidoras de herbivoria (Tabela 10). Como características funcionais físicas foram consideradas área foliar específica (AFE), espessura foliar (EF) e presença ou ausência de tricomas foliares (TF). As ecológicas foram ambiente de ocorrência (AMB), massa das sementes (MS), decicuidade (DEC) e densidade específica da madeira (DM). As nutricionais foram porcentagem de nitrogênio (N) e carbono (C) foliar, e razão C/N foliar. As químicas foram presença ou ausência de látex (LF) e concentração foliar de taninos condensados (TC).

As características EF e AFE foram medidos no LABRE da UEL, a partir de procedimentos metodológicos contidos em Pérez-Harguindeguy *et al.* (2013). As características TF, LF e os caracteres ecológicos foram retirados de bibliografias específicas e de um banco de dados (ver informações no Apêndice R). Os valores de N e C foram medidos pela EMBRAPA com a utilização de um Analisador Elementar (FONTANA; BIANCHI, 2017). Já os TC foram quantificados pelo método de Hagerman e Butler de precipitação de proteínas de acordo com Hagerman e Butler (1978) no LABRE e no Laboratório de Fisiologia Vegetal, da UEL (Anexos A e B).

Tabela 10– Características funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes nos nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil, pesquisados ou analisados em laboratório e suas respectivas funções em relação a herbivoria.

Característica funcional	Atributo	Justificativa para a inclusão (relação com a herbivoria)
Ambiente de ocorrência (AMB)	Clareira (Cla) Dossel (Dos) Sub-bosque (Sub)	Nas clareiras há maior ocorrência de espécies pioneiras que possuem menos defesas contra os herbívoros (FARJI-BRENER, 2001).
Látex foliar (LF)	Presença Ausência	Defesa química que diminui a digestibilidade do tecido vegetal ou causa toxicidade ao herbívoro (HOWARD, 1987).
Tricomas foliares (TF)	Presença Ausência	Defesa estrutural que previne ou dificulta o corte do tecido vegetal (HOWARD, 1988).
Deciduidade (DEC)	Decídua (Dec) Semidecídua (Sem) Perene (Per)	A perda das folhas, em resposta ao clima na estação seca e/ou fria, pode indiretamente configurar uma estratégia de "fuga", de forma que as formigas direcionam sua atividade para outras espécies neste período (AIDE, 1992; CARDENAS <i>et al.</i> , 2014).
Massa de sementes (MS)	g (média)	Mudas produzidas por sementes mais pesadas e maiores têm maior capacidade competitiva, permitindo-lhes se estabelecer e sobreviver sob vários estresses, como a herbivoria (KHURANA <i>et al.</i> , 2006), além de indicar o grau de tolerância à sombra na fase juvenil. Sementes de espécies pioneiras, intolerantes à sombra, em geral são pequenas.
Densidade específica da madeira (DM)	g/cm ³ (média)	Defesa estrutural que está indiretamente relacionada ao grupo ecológico e suas funções, espécies pioneiras possuem DM menor em relação as não pioneiras, que apresentam valores maiores.
Espessura foliar (EF)	mm (média)	Defesa estrutural que promove resistência foliar ao corte (HOWARD, 1988).
Área foliar específica (AFE)	cm ² /g (média)	Defesa estrutural que tem relação negativa com a longevidade foliar, investimentos em carbono e compostos secundários quantitativamente importantes como taninos ou lignina (PEREZ-HARGUINDEGUY <i>et al.</i> , 2013; GARCIA <i>et al.</i> , 2020).
Taninos condensados (TC)	mg (média)	Defesa química contra a herbivoria, relacionada à inibição do crescimento dos fungos cultivados pelas formigas cortadeiras (HOWARD, 1987; 1988; GARCIA <i>et al.</i> , 2020).
Carbono foliar (C)	% (média)	A porcentagem de C está relacionada com a resistência física da folha, que pode interferir no corte pelas formigas (MASSAD <i>et al.</i> , 2011).
Nitrogênio foliar (N)	% (média)	Formigas cortadeiras buscam forragear folhas dotadas de alto conteúdo nutricional (BERISH, 1986; HOWARD, 1987; 1988; MUNDIM; COSTA; VASCONCELOS, 2009), sendo o nitrogênio, muitas vezes, um fator limitante para o crescimento dos herbívoros (MARQUIS, 2012).
Razão carbono/nitrogênio foliar (C/N)	% (média)	Balanco entre a defesa física e a nutrição foliar.

3.2.5 Análise dos dados

Em todas as análises estatísticas empregadas, as variáveis foram submetidas ao teste de Levene, para testar a homogeneidade das variâncias e, ao teste de Shapiro-Wilk, para testar a normalidade dos dados. Os resultados foram considerados significativos quando $\alpha < 0,05$. Todas as análises estatísticas foram realizadas em R 4.1.0 (R CORE TEAM, 2020).

Foi observado que da borda até 50 m ocorreram sete ninhos ativos, de 50 a 100 m ocorreram três, e de 100 a 150 m ocorreram dois, diferenciando das distâncias de 150 a 200 m e de 200 a 250 m, que não ocorreu nenhum ninho (ver capítulo 2). Além disso, não ocorreram dois ninhos concomitantes no mesmo intervalo de distância da borda (segmento de transecto), observando-se um distanciamento mínimo de 50 m entre dois ninhos amostrados no mesmo transecto. Assim, nesse estudo, optou-se por considerar a variável presença ou ausência de *A. sexdens* (e não a densidade de ninhos) de acordo com a distribuição das seis parcelas de amostragem da vegetação. Quando o ninho, trilhas de forrageamento ou olheiros de *A. sexdens* ocorreram dentro ou no campo de visão de 10 m da parcela de amostragem da vegetação, foi considerado como local de presença de *Atta*, o inverso como ausência. Deste modo, para comparar a diversidade florística e as características funcionais entre as parcelas com ou sem *A. sexdens*, foram considerados somente os dados das parcelas de um a quatro (distâncias de 0 a 150 m). Os dados das parcelas cinco e seis foram excluídos (distâncias de 150 a 250 m), pois não houve ocorrência de atividade de *Atta* em nenhum dos transectos amostrados. Como houve uma discrepância no número amostral de parcelas com presença (21 parcelas) e ausência de ninho (59 parcelas), foi feito um sorteio para igualar as amostras, resultando em ambas com 21 parcelas.

Para aferir se a ocorrência de *A. sexdens* influenciou a diversidade de plantas presentes nos fragmentos florestais (ver a lista de espécies no Apêndice V), foram realizados LMMs (ZUUR *et al.*, 2009) com os dados de riqueza e abundância de regenerantes lenhosos (variáveis respostas) e a presença ou ausência de *A. sexdens* (variável explicativa), tendo como variáveis aleatórias os locais de estudo e suas respectivas parcelas. Os locais de estudo foram incluídos para levar em conta a variabilidade natural das características ambientais em escala local, e as parcelas por conta da dependência espacial (vizinhança) entre elas. Para os LMMs, foi usado o pacote *lmer4* (BATES *et al.*, 2014), função *lmer*, em virtude de os resíduos apresentarem distribuição normal e homocedasticidade. Foi usado o método de máxima verossimilhança para seleção do melhor modelo.

Posteriormente, para analisar a influência da ocorrência de *A. sexdens* sobre a composição florística foi produzido um escalonamento do tipo NMDS (*Non-Metric*

Multidimensional Scaling; LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), usando as abundâncias dos regenerantes lenhosos, entre as parcelas amostradas (com ou sem *A. sexdens*). Foi empregada a dissimilaridade de Bray-Curtis e realizada a transformação dos dados utilizando o $\log(x+1)$ (ZAR, 2010). Para confirmação dos resultados gráficos da NMDS, foi produzida uma análise de similaridade, do tipo ANOSIM, da composição florística entre os grupos com ou sem *A. sexdens* (CLARKE; WARWICK, 2000). De forma complementar, foi usada a função *metaMDS* do pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2011) e o coeficiente de Bray-Curtis nas ordenações produzidas para ajustar a variável presença ou ausência de *A. sexdens*, por meio da função *envfit* do pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2011). Este procedimento avalia a relação da ocorrência de *A. sexdens* com as composições das comunidades vegetais estudadas.

Já para comparar as características funcionais entre as parcelas com ou sem *A. sexdens*, foram analisados os dados das 28 espécies de regenerantes lenhosos mais abundantes, que somaram 78,54% dos indivíduos, em média. Para as características quantitativas foram usadas as médias dos atributos, ponderadas pela abundância da espécie para cada parcela, e para os atributos das características funcionais categóricas (presença/ausência de LF, presença/ausência de TF, DEC e AMB) foram utilizados dados de proporção de ocorrência (número de indivíduos com o atributo funcional por parcela/ número de indivíduos ocorrentes na parcela). Para o AMB foram utilizadas nas análises as proporções de indivíduos de clareira, e para a DEC foram utilizadas as proporções de indivíduos decíduos e semidecíduos. Primeiramente, foi realizada uma matriz de coeficiente de correlação de Spearman (ZAR, 2010) com as 12 características funcionais para determinar aquelas correlacionadas entre si ($r \geq 0,70$; Apêndice S; PETCHEY, GASTON, 2002). Diante disso, foram excluídas as seguintes características funcionais: razão C/N; AFE e ambiente de ocorrência. O conjunto de dados restante foi submetido a uma Análise de Componentes Principais (PCA) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998) para verificar o quanto as características se relacionam com a presença ou ausência de *A. sexdens* e entre si.

3.3 RESULTADOS

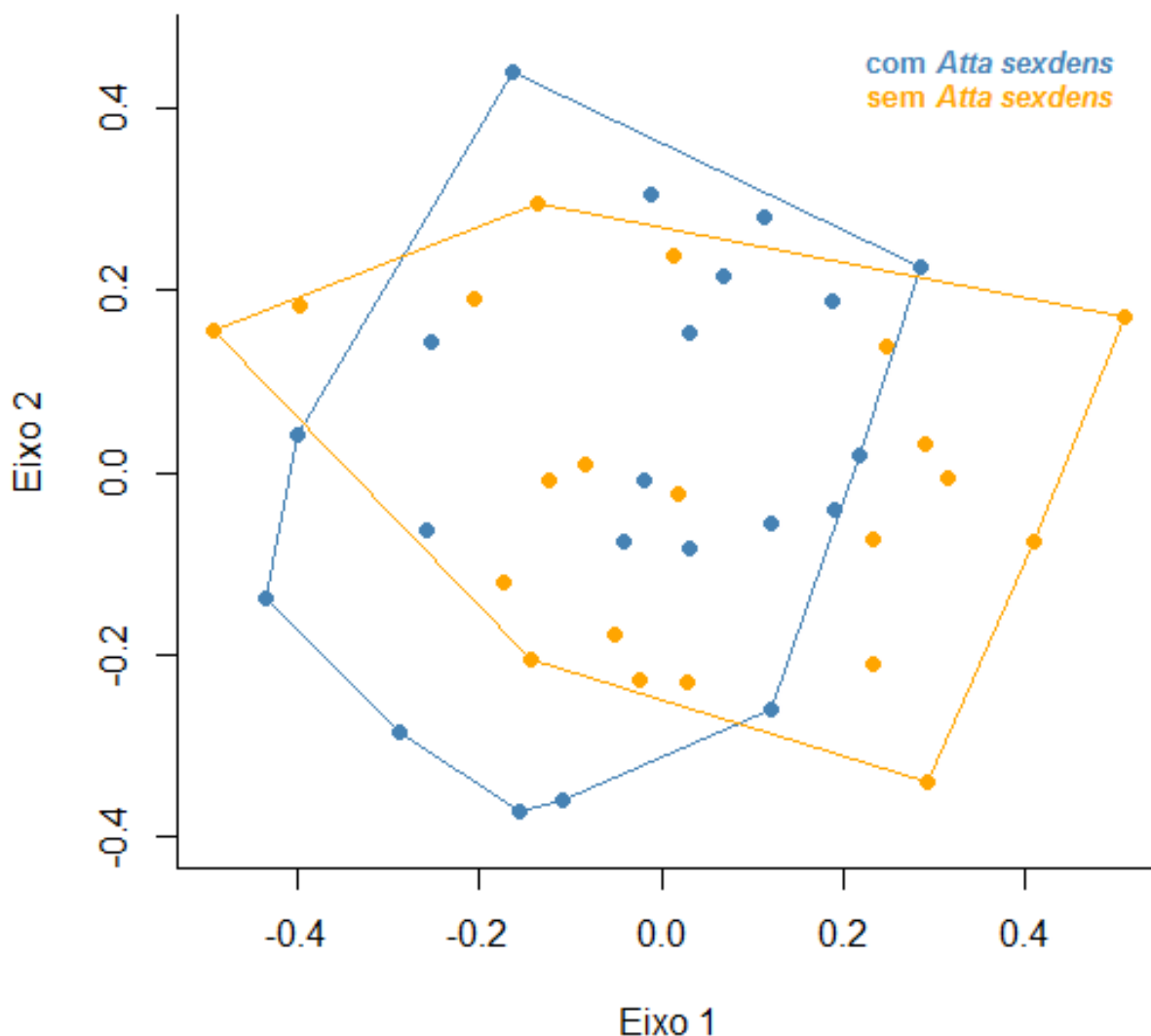
Não houve nenhuma influência da presença ou ausência de *A. sexdens* sobre a riqueza e abundância de regenerantes lenhosos (Tabela 11; Apêndice Q).

Tabela 11- Resultados dos modelos lineares mistos que examinaram a influência da presença ou ausência de *Atta sexdens* sobre a riqueza e abundância de regenerantes lenhosos (R_{reg} e A_{reg}) presentes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Os valores em negrito foram significativos. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X^2 : qui-quadrado.

Variável resposta	Variável explicativa	Variável aleatória	GL	DR	X^2	P
R_{reg}	Presença/ausência	Local/Parcela	1	230,06	0,97	0,33
A_{reg}	Presença/ausência	Local/Parcela	1	294,51	0,84	0,36

A NMDS (stress médio de 0,23) aliada à ANOSIM ($R= 0,02$; $p= 0,22$) permitiram comparar a composição florística entre os ambientes com ou sem *A. sexdens* e indicaram que não há diferença entre os grupos (Figura 19). Do mesmo modo, nas ordenações produzidas não houve influência da presença ou ausência de *A. sexdens* sobre as composições florísticas de regenerantes lenhosos dos nove fragmentos florestais avaliados ($R^2= 0,03$, $p= 0,60$).

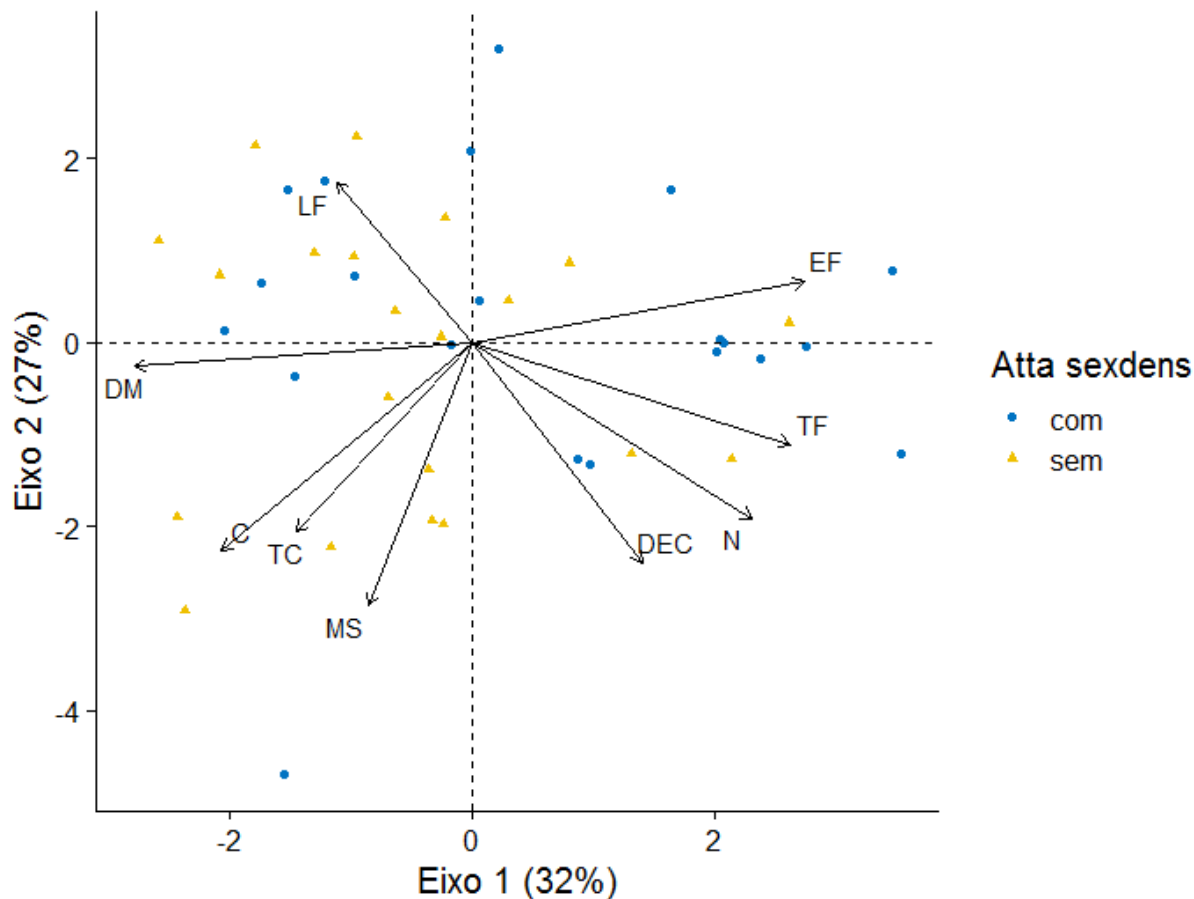
Figura 19– Diagrama do Escalonamento Multidimensional Não Métrico comparando as composições florísticas de nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.



De modo geral, os atributos funcionais foram similares entre os locais com ou sem *A. sexdens* (ver tabela no Apêndice T), refletindo a similaridade da riqueza, abundância e composição florística.

Analisando somente as características funcionais não correlacionados entre si, não foi encontrada formação de grupos entre os locais com ou sem *A. sexdens* (Figura 20), corroborando os dados do Apêndice T. Os dois primeiros eixos da PCA explicaram cerca de 59% da variabilidade dos dados (Figura 20; Apêndice U).

Figura 20– Análise de Componentes Principais com oito atributos funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. Atributos funcionais: porcentagem de carbono foliar (C); decicuidade (DEC); densidade específica da madeira (DM); espessura foliar (EF); presença ou ausência de látex foliar (LF); massa das sementes (MS); porcentagem de nitrogênio foliar (N); concentração foliar de taninos condensados (TC) e presença ou ausência de tricomas foliares (TF).



3.4 DISCUSSÃO

Os resultados indicam que, ao contrário do esperado, os ninhos de *A. sexdens* não causaram efeitos sobre a diversidade florística e, logo, sobre as características funcionais nos locais onde estão presentes.

Como não existem trabalhos anteriores avaliando a presença de ninhos de *Atta* nos locais de estudo, não é possível saber a quanto tempo elas estão presentes na região. A falta desta informação não permite descartar a possibilidade de que os ninhos amostrados, sejam jovens (de 1 ano e 2 meses a 3 anos após a revoada – Forti *et al.*, 2011) ou adultos (de 3 anos após a revoada até 8,5 anos a longevidade média das rainhas de *Atta* no campo – Boer *et al.*, 2009), tenham se estabelecido posteriormente a ao menos parte dos indivíduos regenerantes analisados, de forma que ainda não tenha havido tempo para efeitos na assembleia de plantas, mesmo considerando apenas plantas menores (acima de 1 m e até 2 cm de DAP). Entre as

plantas amostradas há indivíduos adultos de espécies arbustivas lenhosas e juvenis de espécies arbóreas tolerantes à sombra, que apesar do tamanho podem ter vários anos de idade.

Outra possibilidade é que a oferta de recursos na matriz agrícola alivie a pressão sobre as plantas nativas nos fragmentos florestais, o que explicaria a ausência de efeitos. Durante os trabalhos de campo foram observadas frequentes trilhas de forrageamento saindo dos ninhos de *A. sexdens* situados na floresta em direção à matriz agrícola, o que remete a uma situação que tem sido chamada de “complementação de recursos” na ecologia da paisagem (DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992). Estes autores utilizaram esta expressão para descrever situações em que os recursos críticos exigidos para que um organismo complete seu ciclo de vida não estão contidos em um único tipo de habitat, mas sim em dois ou mais habitats espacialmente separados, algo que pode ser observado em bordas de habitats fragmentados. Esse comportamento permite reduzir o gasto de energia em busca de alimentos e maximizar o ganho de recursos de melhor qualidade nutricional (MUELLER *et al.*, 2009).

Poutasse (2010) e Blanton e Ewel (1985) também observaram áreas de forrageamento complementares para espécies de *Atta*, o que sugere ser este um comportamento comum para o gênero, que é possibilitado por sua alta capacidade de gerar redes de trilhas altamente flexíveis e longas, ajustadas espacialmente de acordo com o melhor forrageamento (SILVA *et al.*, 2013). Para as formigas cortadeiras as plantas cultivadas podem representar um substrato vantajoso, pois têm menos defesas estruturais e químicas e maior valor nutricional quando comparadas com as espécies florestais (BERISH, 1986; MASSAD *et al.*, 2011). No entanto é importante destacar dois aspectos negativos das plantas cultivadas na matriz agrícola como substrato para as formigas cortadeiras, a saber, a forte variação de disponibilidade sazonal, e a provável contaminação por pesticidas. Infelizmente não há literatura disponível sobre estes aspectos.

Ainda nesse sentido, pode-se inferir que os ambientes estudados (as próprias bordas florestais) podem oferecer recursos abundantes para as formigas, de forma que a atividade de forrageio não exerça impacto significativo sobre nenhuma espécie em particular. Quanto mais equitativa é a distribuição dos recursos, mais espécies são incluídas na dieta; ao contrário, em assembleias vegetais pobres em espécies e com predominância de poucas espécies atrativas para as formigas cortadeiras, estas concentram seu forrageamento em poucas espécies com recursos de alta qualidade (BLANTON; EWEL 1985; SHEPHERD; 1985). Sendo assim, o impacto pode estar sendo diluído em muitas espécies, o que é compatível com o caráter generalista de *A. sexdens*. Kost *et al.* (2005) encontraram que o padrão de forrageamento das colônias analisadas coletaram todas as fontes de alimento potenciais presentes na área de

forrageamento, de forma que as colônias saibam a distribuição dos recursos no tempo e no espaço, permitindo a modulação do forrageamento para o melhor custo-benefício.

No que diz respeito às características do habitat e à dinâmica populacional de *A. sexdens* por locais de estabelecimento de colônias, sabe-se que clareiras, margens de estradas de terra e bordas florestais favorecem o pouso das rainhas após a revoada e o estabelecimento inicial dos saueiros (VASCONCELOS, 1990; VASCONCELOS *et al.*, 2006; VIEIRA-NETO; VASCONCELOS, 2010; WIRTH *et al.*, 2008). Esses ambientes contribuem com condições microclimáticas favoráveis para herbívoros generalistas, como as formigas cortadeiras (WIRTH *et al.*, 2008), e aumentam a probabilidade de estabelecimento de novas colônias. Vasconcelos (1990) adiciona que as rainhas preferem nidificar em ambientes com menor cobertura arbórea, sugerindo que a quantidade de luz solar incidente pode ser um fator importante na escolha do habitat pelas rainhas fundadoras. Vasconcelos *et al.* (2006) relatam que há preferências por ambientes com menor cobertura de serapilheira, o que facilita o acesso às plantas e recursos localizados na interface com a vegetação, economizando tempo e energia das formigas forrageando. Vieira-Neto e Vasconcelos (2010) acrescentam que as propriedades do solo influenciam espécies de formigas que nidificam no solo, havendo preferência por solos com maior estabilidade estrutural e microclimática. Isso resulta da maior compactação do solo, fazendo com que a água penetre mais lentamente e diminua a ocorrência de alagamentos. A maior compactação do solo também favorece a umidade, temperatura e trocas gasosas favoráveis para o cultivo do jardim de fungo. Por fim, Caitano *et al.* (2020) citam que o estabelecimento de ninhos nos ambientes de borda, em geral, proporciona recursos alimentares complementares (como discutido anteriormente), maior possibilidade de movimento e podem servir como habitats reprodutivos ou rotas de dispersão para insetos voadores, como é o caso de *Atta* na fase reprodutiva.

No contexto do presente estudo, foram avaliadas bordas florestais, habitats propícios para a ocorrência e estabelecimento de colônias de *Atta*, portanto, não sendo um fator limitante para a presença de *A. sexdens* e nem para os resultados encontrados.

De modo geral, pode-se afirmar que a ocorrência de *A. sexdens* não está causando efeitos negativos nem sobre a diversidade florística nem sobre as características funcionais das plantas lenhosas na classe de tamanho incluída neste estudo. Esta ausência de efeito se dá num cenário em que há uma pluralidade de fatores que podem influenciar o comportamento de forrageio desse herbívoro generalista. É necessário que sejam realizados estudos de longo prazo, preferivelmente com presença conhecida e datada dos ninhos de *A. sexdens*. Uma abordagem possível é tornar as amostras deste estudo permanentes e utilizar os resultados

aqui apresentados como “tempo zero” de uma série temporal sobre as variações na densidade de ninhos e sobre os efeitos dos ninhos de *A. sexdens* sobre a vegetação ao longo do tempo. Outra possibilidade é avaliar mais áreas, com maior variação na abundância de ninhos, e também incluindo plantas de menor porte.

REFERÊNCIAS

AIDE, T.M. Dry season leaf production: an escape from herbivory. **Biotropica**, v. 24, n. 4, p. 532–537, 1992.

BATES, D.; MAECHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S.; CHRISTENSEN, R.H.B.; SINGMANN, H.; DAI, B.; GROTHENDIECK, G. lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, 2014.

BERISH, C.W. Leaf-Cutting Ants (*Atta cephalotes*) Select Nitrogen-Rich Forage. **American Midland Naturalist**, v. 115, n. 2, p. 268-276, 1986.

BLANTON, C.M.; EWEL, J.J. Leaf-cutting ant herbivory in successional and agricultural tropical ecosystems. **Ecology**, v. 66, n.3, p. 861-869, 1985.

BOER, S.P.A.; BAER, B.; DREIER, S.; ARON, S.; NASH, D.R.; BOOMSMA, J.J. Prudent sperm use by leaf-cutter ant queens. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 276, p. 3945-3953, 2009.

CAITANO, B.; CHAVES, T.P.; DODONOV, P.; DELABIE, J.H.C. Edge effects on insects depend on life history traits: a global meta-analysis. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, p. 233–240, 2020.

CÂMARA, T.; ARNAN, X.; BARBOSA, V.S.; WIRTH, R.; IANNUZZI, L.; LEAL, I.R. Disentangling the effects of foliar vs. floral herbivory of leaf-cutting ants on the plant reproductive success of *Miconia nervosa* (Smith) Triana (Family Melastomataceae). **Bulletin of Entomological Research**, v. 110, n. 1, p. 77-83, 2019.

CARDENAS, R.E.; VALENCIA, R.; KRAFT, N.J.B.; ARGOTI, A.; DANGLES, O. Plant traits predict inter-and intraspecific variation in susceptibility to herbivory in a hyperdiverse Neotropical rain forest tree community. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 4, p. 939-952, 2014.

CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. **Change in Marine Communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2 ed. Plymouth Marine Laboratory & PRIMER-E: Plymouth. 2000.

COSTA, A.N.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E.M. Biotic drivers of seedling establishment in Neotropical savannas: selective granivory and seedling herbivory by leaf-cutter ants as an ecological filter. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 1, p. 132-141, 2016.

DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; CHAPIN III, F.S.; TECCO, P.A.; GURVICH, D.E.; GRIGULIS, K. Functional diversity—at the crossroads between ecosystem functioning and environmental

filters. p. 81-91. *In*: CANADELL, J.G.; PATAKI, D.; PITELKA, L. (Eds). **Terrestrial Ecosystems in a Changing World**. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 2007.

DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, H.R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, n. 1, p. 169-175, 1992.

FARJI-BRENER, A. G. Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. **Oikos**, v. 92, n. 1, p. 169-177, 2001.

FONTANA, A.; BIANCHI, S. R. Carbono e nitrogênio total: analisador elementar. p. 393-396. *In*: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Eds.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

FORTI, L.C.; MOREIRA, A.A.; ANDRADE, A.P.P.; CASTELLANI, M.A.; CALDATO, N. Nidificação e arquitetura de ninhos de formigas-cortadeiras. p. 102-125. *In*: DELLA LUCIA, T.M.C. **Formigas-Cortadeiras: da bioecologia ao manejo**. Viçosa: Editora UFV, 2011.

GARCIA, J.M.; BORDIGNON, A.M.; GONZAGA, G.S.; TOREZAN, J.M.D. Tree seedling responses to leaf-cutting ants herbivory in Atlantic Forest restoration sites. **Biotropica**, v. 52, n. 5, p. 884-895, 2020.

HAGERMAN, A.E.; BUTLER, L.G. Protein precipitation method for the quantitative determination of tannins. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 26, n. 4, p. 809-812, 1978.

HOLDOBLER, B.; WILSON E.O. **The leafcutter ants: civilization by instinct**. London: W.W. Norton & Company Inc, 2011.

HOWARD, J.J. Leafcutting ant diet selection: relative influence of leaf chemistry and physical features. **Ecology**, v. 69, n. 1, p. 250-260, 1988.

HOWARD, J.J. Leafcutting ant diet selection: the role of nutrients, water, and secondary chemistry. **Ecology**, v. 68, n. 3, p. 503-515, 1987.

KHURANA, E.; SAGAR, R.; SINGH, J.S. Seed size: a key trait determining species distribution and diversity of dry tropical forest in northern India. **Acta Oecologica**, v. 29, n. 2, p. 196-204, 2006.

KOST, C.; OLIVEIRA, E.G.; KNOCH, T.A.; WIRTH, R. Spatio-temporal permanence and plasticity of foraging trails in young and mature leaf-cutting ant colonies (*Atta* spp.). **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 6, p. 677-688, 2005.

LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; FEARNSIDE, P.M.; RIBEIRO, J.E.L.S.; CHAVE, J.; LANDAU, H.M. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier Science B.V; 1998.

MARQUIS, R.J. Uma abordagem geral das defesas das plantas contra a ação dos herbívoros. p. 55-66. In: DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, H.M. (Orgs.). **Ecologia das interações plantas-animais**. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora; 2012.

MASSAD, T.J.; FINCHER, R.M.; SMILANICH, A.M.; DYER, L. A quantitative evaluation of major plant defense hypotheses, nature versus nurture, and chemistry versus ants. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 5, p. 125-139, 2011.

MUELLER, T.; SELVA, N.; PUGACEWICZ, E.; PRINS, E. Scale-sensitive landscape complementation determines habitat suitability for a territorial generalist. **Ecography**, v. 32, n. 2, p. 345-353, 2009.

MUNDIM, F.M.; COSTA, A.N.; VASCONCELOS, H.L. Leaf nutrient content and host plant selection by leaf-cutter ants, *Atta laevigata*, in a Neotropical savanna. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 130, n. 1, p. 47-54, 2009.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOEC, E.; WAGNER, H. **Vegan**: community ecology package. R package version 2.4-4. 2018. Disponível em: <<https://github.com/vegandevs/vegan>>. Acesso em: 15 jul. 2020.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; *et al.* New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167–234, 2016.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402–411, 2002.

POUTASSE, R. **The spatial distribution of Attine ant nests on the Firestone Center for Restoration Ecology, Costa Rica**. Tese (Doutorado em Biologia de Organismo) – Claremont Colleges, Los Angeles, 2010.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing. 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org>>. Acesso em: 15 jun. 2021.

RAO, M.; TERBORGH, J.; NUNEZ, P. Increased herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 624-633, 2001.

RIBEIRO-NETO, J.D.; PINHO, B.X.; MEYER, S.T.; WIRTH, R.; LEAL, I.R. Drought stress drives intraspecific choice of food plants by *Atta* leaf-cutting ants. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 144, p. 209-215, 2012.

SHEPHERD, J.D. Adjusting foraging effort to resources in adjacent colonies of the leaf-cutter ant, *Atta colombica*. **Biotropica**, v. 17, n. 3, p. 245-252, 1985.

SILVA, P.S.D.; BIEBER, A.G.D.; KNOCH, T.A.; TABARELLI, M.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Foraging in highly dynamic environments: leaf-cutting ants adjust foraging trail networks to pioneer plant availability. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, p. 1–10, 2013.

SILVA, P.S.D.; BIEBER, A.G.D.; LEAL, I.R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Decreasing abundance of leaf-cutting ants across a chronosequence of advancing Atlantic forest regeneration. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, p. 223–227, 2009.

SILVA, P.S.D.; LEAL, I.R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Harvesting of *Protium heptaphyllum* (Aubl.) March. seeds (Burseraceae) by the leaf-cutting ant *Atta sexdens* L. promotes seed aggregation and seedling mortality. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 553-560, 2007.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923-1925, 2001.

URBAS, P.; ARAÚJO JÚNIOR, M.V.; LEAL, I.R.; WIRTH, R. Cutting more from cut forests: edge effects on foraging and herbivory of leaf-cutting ants in Brazil. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 489–495, 2007.

VASCONCELOS, H.L. Foraging activity of two species of leaf-cutting ants (*Atta*) in a primary forest of the central Amazon. **Insectes Sociaux**, v. 37, n. 2, p. 131-145, 1990.

VASCONCELOS, H.L.; CHERRETT, J.M. Leaf-cutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: effects of herbivory on tree seedling establishment. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 3, p. 357-370, 1997.

VASCONCELOS, H.L.; VIEIRA-NETO, E.H.M.; MUNDIM, F.M.; Roads alter the colonization dynamics of a keystone herbivore in neotropical savannas. **Biotropica**, v. 38, n. 5, p. 661–665, 2006.

VIEIRA-NETO, E.H.M.; VASCONCELOS, H.L. Developmental changes in factors limiting colony survival and growth of the leaf-cutter ant *Atta laevigata*. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 538-544, 2010.

VIOLLE, C.; NAVAS, M.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

WIRTH, R.; BEYSCHLAG, W.; HERZ, H.; RYEL, R.J.; HÖLLDOBLER, B. **The herbivory of leaf-cutting ants: a case study on *Atta colombica* in the tropical rainforest of Panama.** Ecological Studies. v. 164. Berlin, Alemanha: Springer-Verlag, 2003.

WIRTH, R.; MEYER, S.T.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. Plant herbivore interactions at the forest edge. p. 423-448. *In*: LÜTTGE, U.; BEYSCHLAG, W.; MURATA, J. **Progress in Botany**. v. 69. Springer, Berlin, Heidelberg, 2008.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall Inc. 2010.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Series: Statistics for Biology and Health. Springer-Verlag, New York, 2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo foi produzido modelos com as potenciais respostas de *A. sexdens*, uma espécie de formiga cortadeira, às perturbações do habitat e às mudanças no uso da terra na Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, que é uma região com predomínio absoluto de áreas agrícolas, em paisagens bastante homogêneas. Foi analisado também as respostas da vegetação diante da presença dessa formiga. A maioria dos trabalhos com as formigas cortadeiras foram realizados em paisagens pouco perturbadas, mas à medida que as paisagens antrópicas tornam-se dominantes, é necessário expandir os conhecimentos desse herbívoro que é peça fundamental na dinâmica dos ecossistemas terrestres e produz efeitos diferentes nas paisagens antrópicas.

Dentre os ambientes em que ocorre proliferação de *Atta* spp., o presente estudo avaliou sítios de restauração (florestas em estágios iniciais de sucessão) e bordas florestais, sendo que os primeiros obtiveram maior abundância quando comparado aos últimos. De modo geral, os sítios de restauração apresentaram alta abundância de *A. sexdens*, inclusive apresentando a densidade máxima de 10 ninhos ativos/ha que foi a maior dentre a literatura compilada.

Com base neste estudo, é possível sugerir que, nos sítios de restauração onde as formigas cortadeiras são abundantes, na ausência de medidas de controle poderá haver prejuízos para a diversidade vegetal em restauração. Assim, o controle de formigas é desejável não só para favorecer o crescimento das mudas plantadas, mas para assegurar a ocorrência de espécies mais suscetíveis à herbivoria, que podem ser eliminadas dos ecossistemas em restauração caso não sejam protegidas. Nos sítios de restauração houve uma constante e alta densidade de *A. sexdens* ao longo do tempo analisado, portanto, o controle das formigas cortadeiras deve ser considerado no planejamento e monitoramento da restauração ecológica, e não apenas nas fases iniciais, mas como um fator importante a longo prazo.

Sugere-se, também, no contexto dos sítios de restauração em que as formigas forem um problema, a possibilidade de fazer ajustes nos métodos de restauração, selecionando espécies vegetais menos palatáveis para as formigas, visando contribuir com o estabelecimento de uma cobertura florestal, quando este objetivo precisar ser atingido rapidamente.

Em relação aos fragmentos florestais, não houve influência da forma sobre a densidade de ninhos de *A. sexdens*, mas houve aumento na densidade de ninhos com o tamanho (refletindo maior quantidade de bordas). A densidade de ninhos também foi mais alta quanto mais próximo da borda do fragmento florestal. Esse resultado positivo do efeito de

borda observado para a densidade de formigas não resultou em maior dano causado pela herbivoria das formigas sobre a vegetação daquela região dos fragmentos florestais. As bordas florestais possivelmente oferecem recursos para as formigas de forma que a atividade de forrageio não exerça impacto significativo sobre nenhuma espécie em particular, inclusive por meio da complementação de recursos na matriz agrícola. Esses resultados reforçam a sugestão de que o aumento de áreas sob efeito de borda nas paisagens altamente fragmentadas de Mata Atlântica do norte do estado do Paraná também favorecem a proliferação de *A. sexdens*.

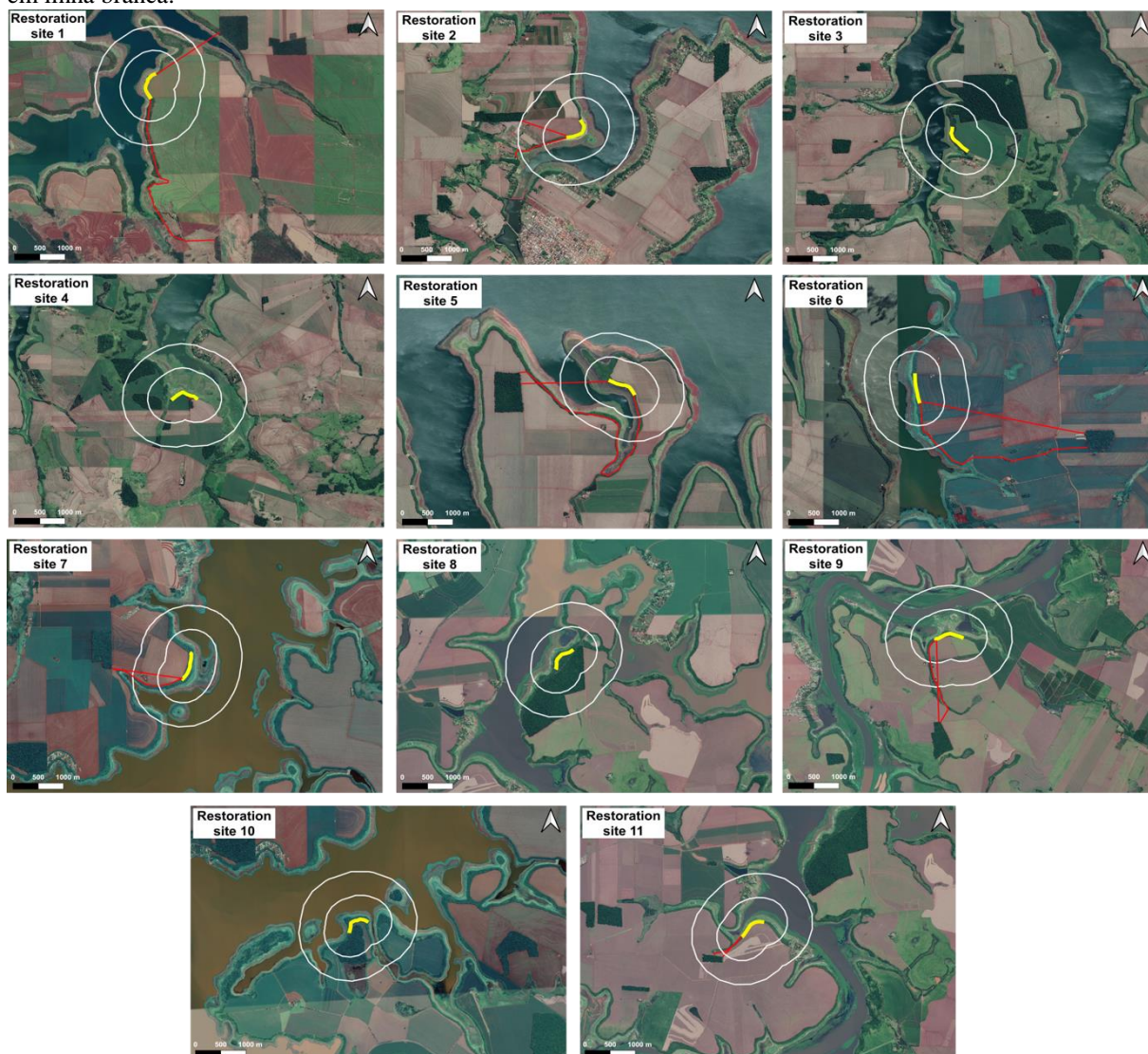
A partir deste estudo não foi possível identificar um perfil funcional para as espécies que são mais ou menos vulneráveis à herbivoria por *A. sexdens*. Isso significa que, para medidas efetivas de controle e manejo possam ser implementadas, é necessária a realização de experimentos com o maior número possível de espécies, uma vez que o conhecimento sobre o comportamento de cada espécie em resposta à herbivoria não está disponível para a maioria das espécies. Também é recomendado o monitoramento a longo prazo da vegetação e das formigas, destacando o conhecimento da datação dos ninhos, em escalas de tempo que contemplem o tempo de resposta da vegetação à herbivoria.

A perda e a fragmentação de habitat nas paisagens do norte do Paraná podem ter influenciado negativamente a dinâmica populacional dos inimigos naturais das formigas cortadeiras, resultando em maior densidade de colônias, tanto nos sítios de restauração quanto nos fragmentos florestais. Embora as paisagens possivelmente sejam permeáveis a parte dos inimigos naturais generalistas, o aumento do isolamento foi um fator que contribuiu para o relaxamento do controle *top-down* e, em parte, para a manutenção da abundância de *A. sexdens* em ambos ambientes. Nesse sentido, são necessárias estratégias de conservação para a manutenção da biodiversidade nas paisagens fragmentadas estudadas, principalmente implantando medidas para aumentar a conectividade da paisagem e para amenizar os efeitos de borda nos ambientes avaliados. Nesse caso, a restauração é um exemplo importante não só para ampliar a quantidade de hábitat florestal remanescente, mas também para conectar fragmentos-chave na escala da paisagem.

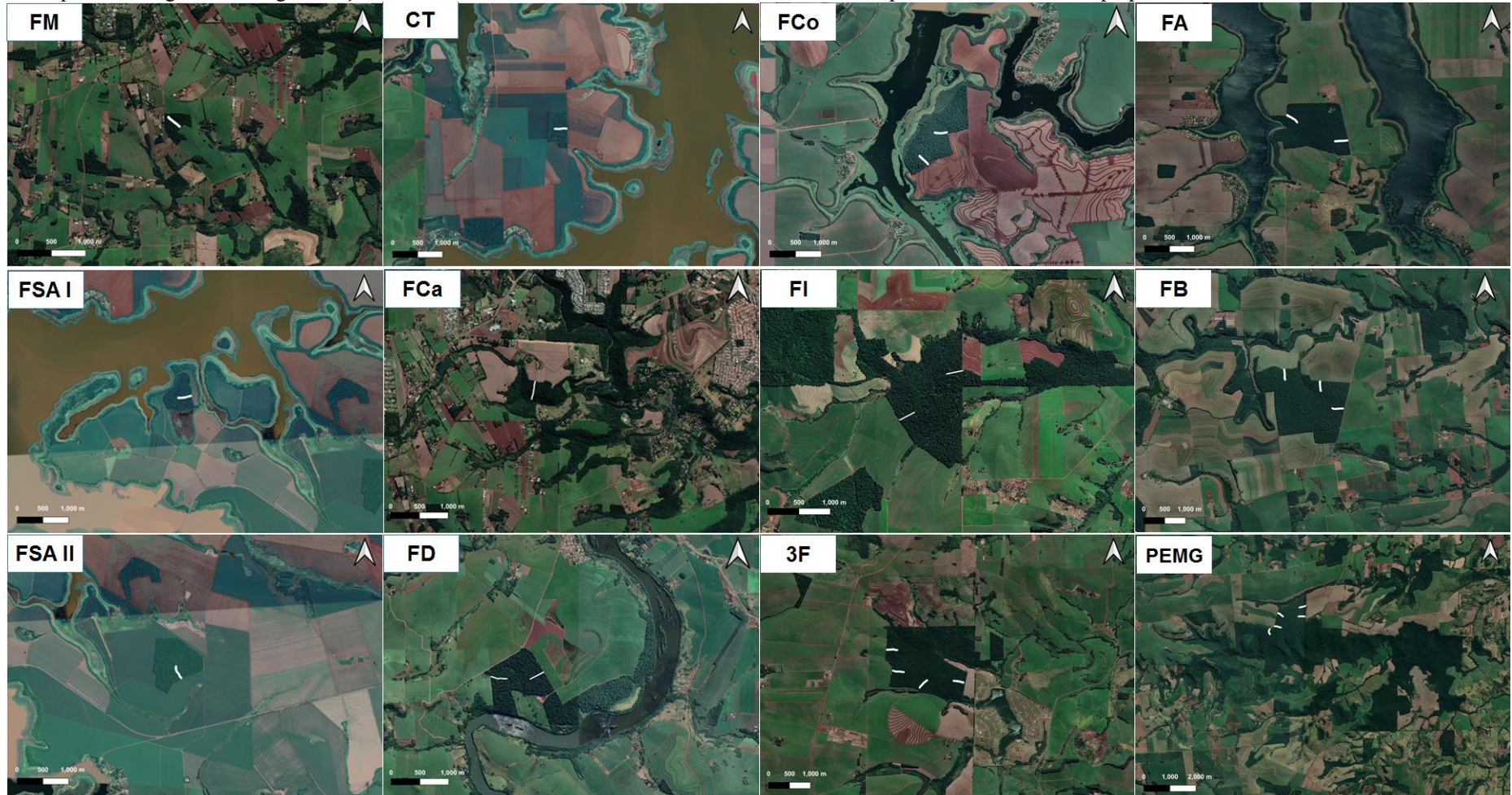
Ainda temos muito que aprender sobre os efeitos da perda e fragmentação de habitats e sobre a dinâmica biológica de paisagens fragmentadas, especialmente quando as interações entre as espécies são afetadas. Mas podemos concluir que os padrões aqui apresentados dependem das características da espécie de formiga e das suas respostas às alterações do ambiente, da densidade de ninhos, da longevidade das colônias e do contexto da paisagem avaliada.

APÊNDICES

Apêndice A- Localização e paisagem circundante dos 11 sítios de restauração (reflorestamentos com espécies nativas com idade de 9 a 12 anos; linhas amarelas) localizados nas margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, estado do Paraná, Brasil. As distâncias até o remanescente florestal mais próximo em linha reta e através de corredores de vegetação estão representadas por linhas vermelhas. Os raios de busca (500 e 1000 m) usados para estimativa do índice de proximidade e da quantidade de vegetação circundante estão representados em linha branca.



Apêndice B- Localização e paisagem circundante dos 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, região inserida no sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Mata Atlântica do Norte do Paraná”. As linhas brancas representam os transectos perpendiculares às bordas.



Apêndice C- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes: distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v), área de habitat florestal (V) e índice de proximidade (IP), nos anos de 2014 e 2019. Raio de busca de 500 e 1000 m, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.

	2014						2019					
	D	D_v	IP ₅₀₀	V ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₁₀₀₀	D	D_v	IP ₅₀₀	V ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₁₀₀₀
D	1	0,95	-0,84	-0,83	-0,93	-0,89	1	0,82	-0,82	-0,81	-0,91	-0,90
D_v		1	-0,84	-0,83	-0,93	-0,89		1	-0,82	-0,81	-0,68	-0,71
IP ₅₀₀			1	0,99	0,91	0,88			1	0,99	0,83	0,85
V ₅₀₀				1	0,89	0,89				1	0,82	0,86
IP ₁₀₀₀					1	0,98					1	0,97
V ₁₀₀₀						1						1

Apêndice D- Índice de fontes de rainhas (I), utilizando raios de busca de 500 m (I_{500}) e 1000 m (I_{1000}), nos anos de 2014, 2019 e a diferença entre eles, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.

SR	2014	2019	2014	2019	diferença	diferença
	I_{500}	I_{500}	I_{1000}	I_{1000}	I_{500}	I_{1000}
1	0,06	0,06	0,14	0,14	0	0
2	0,02	0,03	0,16	0,16	0,01	0
3	0,47	0,39	0,73	0,68	-0,08	-0,04
4	0,38	0,38	0,50	0,50	0	0
5	0,18	0,18	0,21	0,21	0	0
6	0,14	0,10	0,06	0,05	-0,03	0
7	0,13	0,13	0,11	0,11	0	0
8	0,46	0,42	0,33	0,33	-0,04	0
9	0,22	0,20	0,19	0,19	-0,02	0
10	0,32	0,32	0,29	0,29	0	0
11	0,08	0,08	0,26	0,25	0	-0,02

Apêndice E- Riqueza e abundância de regenerantes lenhosos amostradas nos anos de 2014 e 2019 em 10 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.

SR	Riqueza	Abundância	Riqueza	Abundância
	2014	2014	2019	2019
1	26	448	35	858
2	21	283	32	857
3	35	799	58	1097
4	40	904	50	1231
6	17	291	25	604
7	18	404	35	410
8	54	856	65	1307
9	19	355	32	993
10	22	453	56	739
11	29	337	37	583

Apêndice F- Resultados dos Escalonamentos Multidimensionais Não Métricos e das análises de similaridade (ANOSIM) comparando as composições florísticas de 2014 e 2019 de 10 sítios de restauração com espécies nativas (SR), localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil.

SR	Stress médio	R ² não linear	R ² linear	ANOSIM
1	0,16	0,97	0,90	R= 0,27; p< 0,01
2	0,10	0,99	0,95	R= 0,84; p< 0,01
3	0,16	0,97	0,85	R= 0,74; p< 0,01
4	0,16	0,97	0,86	R= 0,43; p< 0,01
6	0,11	0,99	0,95	R= 0,21; p< 0,01
7	0,16	0,97	0,91	R= 0,45; p< 0,01
8	0,18	0,97	0,81	R= 0,60; p< 0,01
9	0,09	0,99	0,97	R= 0,98; p< 0,01
10	0,08	0,99	0,98	R= 0,99; p< 0,01
11	0,13	0,98	0,91	R= 0,31; p< 0,01

Apêndice G- Lista de famílias, espécies e respectivos nomes populares dos indivíduos lenhosos plantados (P) e/ou regenerantes (R), amostrados nos anos de 2014 e 2019, em 11 sítios de restauração com espécies nativas, localizados no reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, Paraná, Brasil. A: árvore; Ab: arbusto; FV: forma de vida; GE: grupo ecológico; NP: não pioneira; P: pioneira; Pa: palmeira.

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guaritá	R	A	NP	2014/2019
	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	bugreiro	P/R	A	NP	2014/2019
	<i>Mangifera indica</i> L.	manga	R	A	NP	2014/2019
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	aroeira	P/R	A	P	2014/2019
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	araticum-cagão	R	A	NP	2014
	<i>A. sylvatica</i> A.St.-Hil.	araticum-amarelo	R	A	NP	2019
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	peroba-rosa	R	A	NP	2019
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	leiteiro	P/R	A	P	2014/2019
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá	R	Pa	NP	2014/2019
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC	alecrim-do-campo	R	Ab	P	2014/2019
	<i>B. trinervis</i> Pers.	-	R	Ab	P	2014
	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	-	R	Ab	P	2014
	<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich.) DC.	-	R	Ab	P	2014

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
	<i>Vernonanthura</i> sp.	assa-peixe	R	Ab	P	2014/2019
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ipê-roxo	R	A	NP	2014/2019
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	amarelinho	R	A	P	2014/2019
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	urucum	R	A	P	2014/2019
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	guajuvira	R	A	NP	2014/2019
	<i>C. ecalyculata</i> Vell.	café-de-bugre	R	A	NP	2019
	<i>C. trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	louro-pardo	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Heliotropium transalpinum</i> Vell.	-	R	Ab	P	2014
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	crindiúva	P/R	A	P	2014/2019
Capparaceae	<i>Capparidastrium frondosum</i> (Jacq.) Cornejo & Iltis	-	R	Ab	-	2014/2019
Cardiopteridaceae	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	citronela	R	A	NP	2014/2019
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	caqui-da-mata	R	A	NP	2019

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	tapiá	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui	P/R	A	P	2014/2019
	<i>C. gracilipes</i> Baill.	-	R	Ab	P	2019
	<i>C. urucurana</i> Baill.	sangra-d'água	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	branquilho	R	A	P	2019
	<i>Sapium haematospermum</i> Müll.Arg.	leiteirão	R	A	P	2014/2019
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	farinha-seca	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	angico-branco	P/R	A	P	2014/2019
	<i>A. colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	angico-vermelho	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	pata-de-vaca	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	feijão-cru	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	timburi	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá	P/R	A	NP	2014/2019
	<i>I. striata</i> Benth.	ingá	R	A	NP	2019
	<i>I. vera</i> Willd.	ingá	P/R	A	P	2014/2019
	<i>I. virescens</i> Benth.	ingá	R	A	NP	2019
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	leucena	R	A	P	2014/2019	

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	bico-de-pato	R	A	NP	2019
	<i>M. paraguariense</i> Hassl.	sapuvão	R	A	NP	2014/2019
	<i>M. scleroxylon</i> Tul.	bico-de-pato	P/R	A	NP	2014/2019
	<i>M. stipitatum</i> Vogel	sapuvinha	R	A	NP	2019
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	maricá	R	A	P	2019
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	gurucaia	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafístula	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	pau-jacaré	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim	P/R	A	NP	2014/2019
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	monjoleiro	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Senegalia</i> sp.	-	R	A	P	2019
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	pau-cigarra	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	tipuana	R	A	-	2014/2019
Indeterminada	Indeterminada 1	-	R	-	X	2014
	Indeterminada 2	-	R	-	X	2019
	Indeterminada 3	-	R	-	X	2019
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	tamanqueiro	P/R	A	P	2014/2019

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	canela-do-brejo	R	A	NP	2014/2019
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canela-preta	R	A	NP	2014/2019
	<i>Ocotea prolifera</i> (Nees & Mart.) Mez	canela	R	A	NP	2019
	<i>O. puberula</i> (Rich.) Nees	canela-babosa	R	A	NP	2019
	<i>O. silvestris</i> Vattimo-Gil	canela	R	A	NP	2019
Malvaceae	<i>Abutilon pauciflorum</i> A.St.-Hil.	-	R	Ab	P	2014/2019
	<i>A. ramiflorum</i> A.St.-Hil.	-	R	Ab	P	2014/2019
	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	louro-branco	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	paineira	P	A	P	2014/2019
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutambo	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	jangadeiro	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	açoita-cavalo	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	guanxuma	R	Ab	P	2019
	<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	-	R	Ab	P	2014
	<i>Triumfetta bartramia</i> L.	-	R	Ab	P	2014
<i>Wissadula hernandioides</i> (L.Hér.) Garcke	-	R	Ab	P	2014	

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
Melastomataceae	<i>Miconia collatata</i> Wurdack	quaresmeira	R	Ab	NP	2014/2019
	Melastomataceae 1	-	R	Ab	NP	2014
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	canjarana	R	A	NP	2014/2019
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	carrapeta	R	A	NP	2019
	<i>G. kunthiana</i> A.Juss.	peloteira	R	A	NP	2014/2019
	<i>G. macrophylla</i> Vahl	café-bravo	R	A	NP	2019
	<i>Melia azedarach</i> L.	santa-bárbara	R	A	P	2014/2019
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	catigua	R	A	NP	2019
	<i>T. elegans</i> A. Juss.	-	R	A	NP	2014/2019
	<i>T. pallida</i> Sw.	murici	R	A	NP	2014/2019
Monimiaceae	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	-	R	A	NP	2019
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	figueira	P/R	A	NP	2014/2019
	<i>F. insipida</i> Willd.	figueira	P/R	A	NP	2014/2019
	<i>Ficus</i> sp.	figueira	P	A	NP	2014/2019
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	amora-branca	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Morus nigra</i> L.	amora-preta	R	A	P	2014/2019

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	-	R	A	NP	2014/2019
	<i>E. longipedunculata</i> Nied.	-	R	A	NP	2019
	<i>E. pyriformis</i> Cambes	uvaia	R	A	NP	2019
	<i>E. ramboi</i> D.Legrand	-	R	A	NP	2014
	<i>E. uniflora</i> L.	pitanga	R	A	NP	2014/2019
	<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	-	R	A	NP	2019
	<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	jabuticaba	R	A	NP	2019
	<i>Psidium guajava</i> L.	goiaba	R	A	P	2014/2019
	<i>P. sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	-	R	A	NP	2019
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	jambolão	R	A	NP	2014/2019
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	primavera	P/R	A	NP	2014/2019
	<i>Pisonia aculeata</i> L.	espora-de-galo	R	A	NP	2014/2019
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	pau-d'alho	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Phytolacca dioica</i> L.	cebolão	P	A	P	2014/2019
Picrammiaceae	<i>Picrammia ramiflora</i> Planch.	camboitá	R	A	NP	2014/2019

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	-	R	Ab	P	2014/2019
	<i>P. amalago</i> L.	-	R	Ab	P	2014/2019
	<i>P. arboreum</i> Aubl.	-	R	Ab	P	2019
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	marmeleiro	R	A	NP	2019
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. Ex R. Br	grevilha	R	A	-	2014/2019
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	sobrasil	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva-japonesa	R	A	P	2019
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	tarumaí	R	A	NP	2014/2019
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	ameixa-amarela	R	A	P	2014/2019
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro-bravo	R	A	NP	2014/2019
Rubiaceae	<i>Psychotria capillacea</i> (Müll.Arg.) Standl.	-	R	Ab	NP	2019
	<i>P. carthagenensis</i> Jacq.	café-do-mato	R	Ab	P	2014/2019
	<i>P. tenuifolia</i> Sw.	-	R	Ab	NP	2019

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	espinho-de-judeu	R	A	NP	2019
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.	limão-rosa	R	A	NP	2019
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	mamica-de-porca	R	A	NP	2019
	<i>Z. fagara</i> (L.) Sarg.	mamica-de-porca	R	A	NP	2014/2019
	<i>Z. rhoifolium</i> Lam.	mamica-de-porca	R	A	NP	2019
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatonga-branca	R	A	NP	2014
	<i>C. gossypiosperma</i> Briq.	pau-de-espeto	R	A	NP	2019
	<i>C. sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	R	A	NP	2014
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	vacum	R	A	NP	2014/2019
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	cuvatã	R	A	NP	2014/2019
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	corrieira	R	A	NP	2019
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	miguel-pintado	R	A	NP	2014/2019
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	guatambu-de-leite	R	A	NP	2014/2019
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	coerana	P/R	A	P	2014/2019

Família	Nome científico	Nome popular	P/R	FV	GE	Ano
	<i>C. strigilatum</i> Ruiz & Pav.	cestrum	R	Ab	P	2014/2019
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	maria-pretinha	R	Ab	P	2014
	<i>S. mauritianum</i> Scop.	fumo-bravo	R	A	P	2019
	<i>S. paniculatum</i> L.	jurubeba	R	Ab	P	2014
	<i>S. pseudoquina</i> A.St.-Hil.	-	R	A	P	2014/2019
	<i>Solanum</i> sp.	-	R	Ab	P	2014
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	embaúba-vermelha	R	A	P	2019
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba-branca	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Urera nitida</i> (Vell.) P.Brack	urtiga	R	Ab	NP	2019
Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola	P/R	A	P	2014/2019
	<i>Lantana camara</i> L.	cambará	R	Ab	P	2014/2019
	<i>L. trifolia</i> L.	cambará	R	Ab	P	2014

Apêndice H- Região, densidade de ninhos ativos de *Atta sexdens* (DNa) avaliada nos transectos perpendiculares às bordas, tamanho e razão perímetro/área (RPA) de 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil., localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Fragmento florestal	Região	DNa (ninho/ha)	Tamanho (ha)	RPA
PEMG	Londrina	0	2522	0,0034
3F	Reservatório de Capivara	2	346	0,0030
FB	Londrina	1,33	294	0,0031
FI	Londrina	1	216	0,0045
FA	Reservatório de Capivara	2	130	0,0043
FCo	Reservatório de Capivara	0	105	0,0049
FD	Londrina	0	84	0,0067
FSA II	Reservatório de Capivara	0	76	0,0047
FCa	Londrina	0	53	0,0077
FSA I	Reservatório de Capivara	4	32	0,0074
CT	Reservatório de Capivara	2	27	0,0088
FM	Londrina	0	12	0,0151

Apêndice I- Região, densidade de ninhos ativos (DNa), inativos (DNi) e totais (DNt) de *Atta sexdens* avaliada nos transectos paralelos às bordas, tamanho e razão perímetro/área (RPA) de 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. RC: reservatório de Capivara.

Fragmento florestal	Região	DNa (ninho/ha)	DNi (ninho/ha)	DNt (ninho/ha)	Tamanho (ha)	RPA
PEMG	Londrina	0	0	0	2522	0,0034
3F	RC	5	0	5	346	0,0030
FB	Londrina	8	1	9	294	0,0031
FI	Londrina	1	0	1	216	0,0045
FA	RC	2	0	2	130	0,0043
FCo	RC	0	0	0	105	0,0049
FD	Londrina	2	3	5	84	0,0067
FSA II	RC	1	4	5	76	0,0047
FCa	Londrina	2	0	2	53	0,0077
FSA I	RC	2	0	2	32	0,0074
CT	RC	2	0	2	27	0,0088
FM	Londrina	3	0	3	12	0,0151

Apêndice J- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes: tamanho (ha) e razão perímetro/área (RPA) amostrados em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Transecto perpendicular à borda			Transecto paralelo à borda		
	Tamanho	RPA		Tamanho	RPA
Tamanho	1	-	Tamanho	1	-
		0,82			0,94
RPA		1	RPA		1

Apêndice K- Resultados dos modelos lineares mistos e generalizados, que examinaram a influência das regiões (Reservatório de Capivara e Londrina) sobre a densidade de ninhos ativos (DNa) e totais (DNt) de *Atta sexdens* presentes em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. DR: desvio residual; GL: graus de liberdade; P: valor de p; X²: qui-quadrado. *excluindo o PEMG dos dados.

Variável resposta	Variável explicativa	Variável aleatória	GL	DR	X ²	P
<i>Transectos perpendiculares às bordas</i>						
DNa	Região	Local	1	6,04	2,17	0,14
DNa	Região*	Local	1	5,52	1,58	0,21
<i>Transectos paralelos às bordas</i>						
DNa	Região	Local	1	8,06	0,23	0,63
DNt	Região	Local	1	51,80	0,18	0,67
DNa	Região*	Local	1	7,18	0,95	0,33
DNt	Região*	Local	1	45,92	0,74	0,41

Apêndice L- Densidade de ninhos ativos (DNa) de *Atta sexdens* avaliada nos transectos perpendiculares às bordas, distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v), área de habitat florestal (V) e o índice de proximidade (IP) utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Fragmeto florestal	Transecto	DNa (ninho/ha)	D (m)	D _v (m)	IP ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₅₀₀ (ha)	V ₁₀₀₀ (ha)
PEMG	um	0	1006	1293	0	0	0	0
PEMG	dois	0	1112	1515	0	0	0	0
PEMG	três	0	1121	1596	0	0	0	0
PEMG	quatro	0	1233	2037	0	0	0	0
PEMG	cinco	0	1296	2170	0	0	0	0
3F	um	4	448	448	0,06	0,06	1,27	1,27
3F	dois	2	690	1842	0	0,06	0	1,27
3F	três	0	593	1111	0	0,20	0	22,97
3F	quatro	2	897	1300	0	0,04	0	2,87
FB	um	2	817	952	0	0,12	0	27,68
FB	dois	0	1034	1367	0	0	0	0
FB	três	2	459	611	1,08	1,23	22,90	71,80
FI	um	2	910	1505	0	1,06	0	87,60
FI	dois	0	539	607	0	0,88	0	110,80
FA	um	0	691	1217	0	0,09	0	4,36
FA	dois	4	514	540	0	0,04	0	10,21
FCo	um	0	2324	6823	0	0	0	0
FCo	dois	0	2034	6233	0	0	0	0
FD	dois	0	373	373	7,83	7,83	109	109
FSA II	um	0	1638	7353	0	0	0	0
FCa	um	0	406	427	1,90	1,18	71,80	225,81
FSA I	um	4	1149	6286	0	0	0	0
CT	um	2	837	4322	0	0,05	0	3,35
FM	um	0	275	275	0,24	0,12	15,58	21,15

Apêndice M- Densidade de ninhos ativos (DNa), inativos (DNi) e totais (DNt) de *Atta sexdens* avaliada nos transectos paralelos às bordas, distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v), área de habitat florestal (V) e o índice de proximidade (IP) utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Fragmento florestal	Transecto	DNa (ninho/ha)	DNi (ninho/ha)	DNt (ninho/ha)	D (m)	D _v (m)	IP ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₅₀₀ (ha)	V ₁₀₀₀ (ha)
PEMG	um	0	0	0	1082	1537	0	0	0	0
PEMG	dois	0	0	0	1185	2093	0	0	0	0
3F	um	4	0	4	1002	2082	0	0	0	0
3F	dois	6	0	6	885	1745	0	0,02	0	1,27
FB	um	8	0	8	770	1620	0	0,13	0	20,96
FB	dois	8	2	10	648	869	0	0,53	0	55,62
FI	um	2	0	2	870	1371	0	1,16	0	87,60
FI	dois	0	0	0	319	327	1,39	1,06	14,10	110,80
FA	um	2	0	2	491	1528	0,18	0,18	4,36	4,36
FA	dois	2	0	2	860	894	0,03	0,03	1,88	1,88
FCo	um	0	0	0	3000	7502	0	0	0	0
FCo	dois	0	0	0	2141	6126	0	0	0	0
FD	um	4	4	8	848	992	0	0,74	0	110,60
FD	dois	0	2	2	517	517	0	4,08	0	109
FSA II	um	0	2	2	1216	7712	0	0	0	0
FSA II	dois	2	6	8	1400	7817	0	0	0	0
FCa	um	2	0	2	557	694	0	1,14	0	225,80
FCa	dois	2	0	2	330	350	0,26	0,94	2,86	225,80

Fragmento florestal	Transecto	DNa (ninho/ha)	DNi (ninho/ha)	DNt (ninho/ha)	D (m)	Dv (m)	IP ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₅₀₀ (ha)	V ₁₀₀₀ (ha)
FSA I	um	2	0	2	867	6411	0	0,05	0	4
FSA I	dois	2	0	2	1100	6111	0	0	0	0
CT	um	2	0	2	491	4549	0,14	0,14	3,35	3,35
CT	dois	2	0	2	1060	4257	0	0	0	0
FM	um	2	0	2	365	383	0,07	0,08	2,40	22,43
FM	dois	4	0	4	208	208	0,32	0,10	15,60	22,43

Apêndice N- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes: distância até o remanescente florestal mais próximo em linha reta (D) e através de corredores de vegetação (D_v), área de habitat florestal (V) e o índice de proximidade (IP) utilizando raios de busca de 500 m e 1000 m, em 12 fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Transecto perpendicular à borda							Transecto paralelo à bordaa						
	D	D _v	IP ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₅₀₀	V ₁₀₀₀		D	D _v	IP ₅₀₀	IP ₁₀₀₀	V ₅₀₀	V ₁₀₀₀
D	1	0,91	-0,69	-0,82	-0,69	-0,79	D	1	0,83	-0,75	-0,78	-0,75	-0,82
D _v		1	-0,66	-0,74	-0,66	-0,75	D _v		1	-0,57	-0,73	-0,54	-0,81
IP ₅₀₀			1	0,58	1,00	0,47	IP ₅₀₀			1	0,37	0,99	0,42
IP ₁₀₀₀				1	0,58	0,96	IP ₁₀₀₀				1	0,35	0,96
V ₅₀₀					1	0,47	V ₅₀₀					1	0,39
V ₁₀₀₀						1	V ₁₀₀₀						1

Apêndice O- Densidade de ninhos ativos (DNa) de *Atta sexdens* avaliada nos transectos perpendiculares às bordas, média da cobertura de gramíneas exóticas e invasoras, média das partículas presentes no solo, média da abertura do dossel na estação seca (AD_{seca}), média da abertura do dossel na estação úmida ($AD_{úmida}$), média da variação de abertura do dossel entre as estações seca e úmida ($AD_{variação}$), em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Fragmento florestal	Transecto	DNa (ninho/ha)	Gramíneas	Solo	AD_{seca}	$AD_{úmida}$	$AD_{variação}$
PEMG	um	0	0	0,51	13,42	5,09	8,33
PEMG	dois	0	0	0,61	11,83	7,38	4,45
PEMG	três	0	0,02	1,33	10,58	7,38	3,20
PEMG	quatro	0	0	1,36	11,12	8,34	2,78
PEMG	cinco	0	0	0,58	18,29	9,62	8,67
3F	um	4	0,01	1,11	8,26	6,28	1,99
3F	dois	2	0,01	0,45	23,51	16,41	7,10
3F	três	0	0	0,87	12,84	7,78	5,06
3F	quatro	2	0	1,47	16,62	8,77	7,86
FB	um	2	0,01	1,22	25,56	13,67	11,89
FB	dois	0	0,01	0,73	18,40	13,27	5,13
FB	três	2	0	1,33	10,32	5,38	4,95
FA	um	0	0,01	3,49	11,83	7,55	4,28
FA	dois	4	0	3,07	17,61	11,60	6,01
FCo	um	0	0	5,48	10,23	3,25	6,98
FCo	dois	0	0	4,13	12,63	8,68	3,95
FSA II	um	0	0,01	4,77	21,06	6,71	14,35
FSA I	um	4	0,01	34,36	13,98	9,69	4,29

Fragmento florestal	Transecto	DNa (ninho/ha)	Gramíneas	Solo	AD _{seca}	AD _{úmida}	AD _{variação}
CT	um	2	0	9,68	14,82	3,63	11,19
FM	um	0	0	4,51	14,63	6,48	8,15

Apêndice P- Matriz de correlação usando o coeficiente de correlação de Spearman para as relações entre as variáveis independentes amostradas nos transectos perpendiculares às bordas: densidade de ninhos ativos/ha (DNa), média da cobertura de gramíneas exóticas e invasoras, média das partículas presentes no solo, média da abertura do dossel na estação seca (AD_{seca}), média da abertura do dossel na estação úmida ($AD_{úmida}$), média da variação de abertura do dossel entre as estações seca e úmida ($AD_{variação}$), em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

	DNa	Gramíneas	Solo	AD_{seca}	$AD_{úmida}$	$AD_{variação}$
DNa	1	0,30	0,16	0,11	0,07	0,14
Gramíneas		1	0,35	0,20	0,16	0,13
Solo			1	-0,19	-0,43	0,08
AD_{seca}				1	0,64	0,63
$AD_{úmida}$					1	0,06
$AD_{variação}$						1

Apêndice Q- Presença ou ausência de *Atta sexdens* nas parcelas dos transectos perpendiculares às bordas e a riqueza (R_{reg}) e abundância (A_{reg}) de regenerantes lenhosos, em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Fragmento florestal	Transecto	Parcela	Presença/ausência	R_{reg}	A_{reg}
PEMG	um	um	0	13	27
PEMG	um	dois	0	13	21
PEMG	um	três	0	14	26
PEMG	um	quatro	0	11	29
PEMG	dois	um	0	7	9
PEMG	dois	dois	0	15	30
PEMG	dois	três	0	7	28
PEMG	dois	quatro	0	13	36
PEMG	três	um	0	9	21
PEMG	três	dois	0	12	20
PEMG	três	três	0	7	11
PEMG	três	quatro	0	6	10
PEMG	quatro	um	0	10	19
PEMG	quatro	dois	0	15	28
PEMG	quatro	três	0	15	37
PEMG	quatro	quatro	0	10	38
PEMG	cinco	um	0	8	10
PEMG	cinco	dois	0	16	39
PEMG	cinco	três	0	9	19
PEMG	cinco	quatro	0	13	20
3F	um	um	1	8	18
3F	um	dois	1	14	29
3F	um	três	1	15	27
3F	um	quatro	1	15	39
3F	dois	um	1	7	10
3F	dois	dois	1	13	22
3F	dois	três	0	12	31
3F	dois	quatro	0	12	19
3F	três	um	0	10	40
3F	três	dois	0	10	17
3F	três	três	0	11	25

Fragmento florestal	Transecto	Parcela	Presença/ausência	R _{reg}	A _{reg}
3F	três	quatro	0	9	21
3F	quatro	um	1	16	27
3F	quatro	dois	1	16	34
3F	quatro	três	0	13	19
3F	quatro	quatro	0	14	22
FB	um	um	0	9	10
FB	um	dois	1	14	23
FB	um	três	1	19	27
FB	um	quatro	0	18	29
FB	dois	um	0	15	26
FB	dois	dois	0	20	30
FB	dois	três	0	18	34
FB	dois	quatro	0	20	33
FB	três	um	0	15	47
FB	três	dois	1	9	18
FB	três	três	1	17	26
FB	três	quatro	0	19	34
FA	um	um	0	11	20
FA	um	dois	0	9	28
FA	um	três	0	4	12
FA	um	quatro	0	15	45
FA	dois	um	1	11	13
FA	dois	dois	1	4	9
FA	dois	três	1	11	20
FA	dois	quatro	0	10	22
FC	um	um	0	7	14
FC	um	dois	0	15	39
FC	um	três	0	9	18
FC	um	quatro	0	6	22
FC	dois	um	0	8	23
FC	dois	dois	0	15	43
FC	dois	três	0	9	20

Fragmento florestal	Transecto	Parcela	Presença/ausência	R _{reg}	A _{reg}
FC	dois	quatro	0	13	26
FSA II	um	um	0	8	18
FSA II	um	dois	0	6	14
FSA II	um	três	0	7	19
FSA II	um	quatro	0	7	13
FSA I	um	um	1	7	19
FSA I	um	dois	1	11	15
FSA I	um	três	1	11	35
FSA I	um	quatro	1	11	23
CT	um	um	1	5	7
CT	um	dois	1	5	22
CT	um	três	0	11	30
CT	um	quatro	0	6	8
FM	um	um	0	8	21
FM	um	dois	0	12	23
FM	um	três	0	8	20
FM	um	quatro	0	11	36

Apêndice R- Atributos funcionais produzidos em laboratório ou pesquisados na literatura para os regenerantes lenhosos mais abundantes ocorrentes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. AMB: ambiente de ocorrência (Cla: clareira, Dos: dossel, Sub:sub-bosque); DEC: decíduidade (Deci:decíduas, Sem: semidecíduas, Per: perenifólias); LF: presença ou ausência de látex foliar; TF: presença ou ausência de tricomas foliares; N: porcentagem de nitrogênio foliar; C: porcentagem de carbono foliar; razão C/N foliar; AFE: área foliar específica; TC: concentração foliar de taninos condensados; MS: massa das sementes; DM: densidade específica da madeira; EF: espessura foliar; P: presença; A: ausência.

Família	Espécie	AMB	DEC	LF P/A	TF P/A	N (%) média	C (%) média	C/N (%) média	AFE (cm ² /g) média	TC (mg) média	MS (g) média	DM (g/cm ³) média	EF (mm) média
Acanthaceae	<i>Justicia brasiliiana</i> Roth	Sub 1-2	Per 3	A 4	A 5	5,59 4	41,68 4	7,46 4	349,85 4	4,62 4	<0,01 4	0,67 6*	0,26 4
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Dos 1	Dec 7	A 4	A 4	1,07 4	48,14 4	44,85 4	86,20 8	350,42 4	0,04 9	0,65 10	0,13 8
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Mull. Arg.	Dos 1	Per 11	P 4	A 11	1,81 4	50,18 4	27,78 4	99,82 8	5,82 4	0,07 9,12	0,71 10	0,21 8
Capparaceae	<i>Capparidastrium frondosum</i> (Jacq.) Cornejo & Iltis	Sub 4	Per 4	A 4	A 13	1,87 4	44,31 4	23,70 4	126,91 4	3,64 4	0,10 14	0,68 15*	0,25 4
Euphorbiaceae	<i>Acalypha gracilis</i> Spreng.	Sub 16	Per 16	A 4	P 4	3,71 4	40,79 4	10,98 4	254,29 4	2,36 4	0,01 4	0,30 6**	0,21 4
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Mull. Arg.	Sub 1	Per 4	A 4	A 4	1,26 4	43,49 4	34,49 4	129,38 8	17,64 4	0,03 4	0,61 10	0,20 8
Fabaceae	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Dos 1	Per 7	A 4	A 11	3,71 4	49,20 4	13,27 4	134,48 8	3,94 4	1,00 12,17	0,71 10	0,13 8
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	Sub 1	Sem 18	A 4	A 18	4,42 4	48,29 4	10,92 4	145,54 8	40,61 4	1,05 12,17	0,58 10	0,16 8
	<i>Inga striata</i> Benth.	Dos 1	Sem 4	A 4	P 19	5,17 4	49,55 4	9,58 4	121,85 8	5,86 4	0,44 17	0,53 10	0,20 8
Melastomataceae	<i>Miconia discolor</i> DC.	Sub 1	Per 20**	A 4	P 21	2,79 4	45,65 4	16,36 4	193,47 4	7,71 4	0,01 4	0,62 6**	0,62 4
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Sub 1	Dec 18	A 4	A 18	2,86 4	46,67 4	16,29 4	112,36 8	8,40 4	0,78 17	0,47 10	0,31 8
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	Sub 1	Per 20	A 4	A 22	2,02 4	49,06 4	24,31 4	138,15 8	194,75 4	0,57 17	0,65 6**	0,15 8
	<i>Trichilia catigua</i> A.	Sub	Per	A	A	2,09	49,90	23,92	123,31	90,73	0,16	0,60	0,14

Família	Espécie	AMB	DEC	LF P/A	TF P/A	N (%) média	C (%) média	C/N (%) média	AFE (cm ² /g) média	TC (mg) média	MS (g) média	DM (g/cm ³) média	EF (mm) média
	Juss.	1	20	4	22	4	4	4	8	4	20	10	8
	<i>Trichilia claussonii</i> C. DC.	Sub 1	Sem 11	A 4	A 22	2,38 4	52,29 4	21,94 4	123,31 8	73,06 4	0,78 11,17	0,64 10	0,14 8
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Sub 1	Per 4	A 4	A 22	1,77 4	47,03 4	26,64 4	140,59 8	47,14 4	0,05 17	0,66 23	0,10 8
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Sub 1	Sem 18	A 4	A 22	1,88 4	48,28 4	25,74 4	164,63 8	3,12 4	0,07 18	0,49 10	0,15 8
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger <i>et al.</i>	Sub 1	Per 12	P 4	A 4	0,90 4	43,41 4	48,24 4	132,13 8	3,43 4	0,42 12	0,56 10	0,29 8
Myrtaceae	<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	Sub 1**	Per 4	A 4	A 1	1,66 4	46,99 4	28,23 4	115,96 4	217,25 4	0,15 4	0,76 6	0,22 ⁴
	<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	Sub 1	Per 4	A 4	A 4	2,50 4	50,45 4	20,19 4	128,14 8	182,50 4	2,90 17	0,78 10	0,15 8
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	Sub 1	Per 4	A 4	A 1	2,83 4	47,14 4	16,68 4	152,44 8	77,27 4	0,09 4	0,63 10	0,15 8
Picrammiaceae	<i>Picrammia ramiflora</i> Planch.	Sub 1	Per 4	A 4	A 4	2,30 4	49,52 4	21,52 4	133,63 8	9,03 4	0,15 4	0,74 10	0,15 8
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	Cla/Sub 24,25	Per 4	A 4	P 26	3,93 4	43,44 4	11,04 4	303,06 4	3,03 4	<0,01 4,14	0,39 6**	0,54 4
	<i>Piper amalago</i> L.	Cla/Sub 24,25	Per 4	A 4	A 26	4,15 4	44,75 4	10,79 4	282,69 4	8,14 4	<0,01 4,14	0,57 23	0,25 4
Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	Sub 24,25	Per 20**	A 4	A 27	2,30 4	44,30 4	19,27 4	345,79 4	3,03 4	0,01 4	0,52 6**	0,25 4
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Dos 1	Dec 7	A 4	A 11	3,72 4	46,95 4	12,62 4	99,61 8	5,70 4	0,43 11,12	0,63 10	0,23 8
	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	Sub 24,25	Per 11	A 4	A 11	1,40 4	43,30 4	30,88 4	134,31 8	5,26 4	0,08 11	0,68 10	0,21 8
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart.)	Dos 1	Sem 11	P 4	A 11	1,68 4	47,71 4	28,41 4	121,27 8	2,87 4	0,32 11,12,17	0,61 10	0,19 8

Família	Espécie	AMB	DEC	LF P/A	TF P/A	N (%) média	C (%) média	C/N (%) média	AFE (cm ² /g) média	TC (mg) média	MS (g) média	DM (g/cm ³) média	EF (mm) média
Violaceae	& Eichler ex Miq.) Engl. <i>Pombalia bigibbosa</i> (A.St.Hil.) Paula- Souza	Cla/Sub 24,25	Sem 4	A 4	P 4	4,28 4	42,94 4	10,04 4	345,20 4	7,28 4	0,01 4	0,67 6	0,27 4

*dado para a família; **dado para o gênero.

- 1- SILVA, F.C.; SOARES-SILVA, L.H. Arboreal flora of the Godoy Forest state park, Londrina, PR. Brazil. **Journal of Botany**, v. 57, n. 1, p. 107-120, 2000.
- 2- BIANCHINI, E.; GARCIA, C.C.; PIMENTA, J.A.; TOREZAN, J.M.D. Slope variation and population structure of tree species from different ecological groups in South Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 3, p. 643-652, 2010.
- 3- SILVA, M.G. **Estudo taxonômico da subtribo Ruelliinae Nees (Acanthaceae) no estado do Paraná, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011.
- 4- produzido pelos autores do presente estudo.
- 5- BRAZ, D.M.; AZEVEDO, I.H.F. Acanthaceae da Marambaia, estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Hoehnea**, v. 43, p. 497-516, 2016.
- 6- CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351-366, 2009.
- 7- CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v.1. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003.
- 8- MIRANDA, C.B. **Efeito de borda microclimático e características funcionais de espécies lenhosas em fragmentos de Floresta Estacional com exploração seletiva da madeira**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.
- 9- FRIGIERI, F.F.; IWANICKI, N.S.A.; GANDARA, F.B.; FERRAZ, E.M.; ROMÃO, G.O.; COLETTI, G.F.; SOUZA, V.C.; MORENO, M.A. **Guia de plântulas e sementes da Mata Atlântica do estado de São Paulo**. Piracicaba: IPEF, 2016.
- 10- ARCANJO, F.A. **Biomassa arbórea em sítios de restauração e remanescentes de Mata Atlântica do sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2017.
- 11- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. v.1. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008.
- 12- IPÊ- Instituto de Pesquisas Ecológicas. **Flora regional**. [homepage na internet]. Disponível em: <<http://flora.ipe.org.br/>>. Acesso em: 04 abr. 2020.
- 13- SOARES-NETO, R.L.; JARDIM, J.G. Capparaceae no Rio Grande do Norte, Brasil. **Rodriguésia**, v. 66, p. 847-857, 2015.
- 14- KATTGE, J. *et al.* **TRY plant trait database** – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, v. 26, n. 1, p. 119-188, 2020.
- 15- **ICRAF's-Tree functional attributes and ecological database**. Disponível em: <<http://db.worldagroforestry.org/wd/inquire>>. Acesso em: 06 mai. 2020.
- 16- SOUSA, A.A.C.; SILVA, O.L.M.; CORDEIRO, I.; CARUZO, M.B.R. ***Acalypha* in Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2020. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB29142>>. Acesso em: 25 jul. 2020.

- 17- **LABRE- Laboratório de Biodiversidade e Restauração de ecossistemas.** Universidade Estadual de Londrina. Banco de dados do viveiro. 2021.
- 18- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil.** v.2. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2009a.
- 19- POSSETTE, R.F.S.; RODRIGUES, W.A. O gênero *Inga* Mill. (Leguminosae-Mimosoideae) no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, p. 354-368, 2010.
- 20- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil.** v.3. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2009b.
- 21- GOLDENBERG, R. O gênero *Miconia* (Melastomataceae) no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, p. 927-947, 2004.
- 22- PATRÍCIO, P.C.; CERVI, A.C. O gênero *Trichilia* P. Browne (Meliaceae) no estado do Paraná, Brasil. **Acta Biológica Paranaense**, v. 34, 2005.
- 23- SUGANUMA, M.S. **Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual.** Tese (Doutorado em Ecologia)- Universidade de São Paulo. São Paulo, 2017.
- 24- MARTINS, S.V. **Aspectos da dinâmica de clareira em uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas, SP.** Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 1999. Disponível em: <http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/315527>. Acesso em: 25 jul. 2020.
- 25- GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil).** Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2000. Disponível em: <http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/314916>>. Acesso em: 25 jul. 2020.
- 26- CHRIST, J.A.; SARNAGLIA-JUNIOR, V.B.; BARRETO, L.M.; GUIMARÃES, E.F.; GARBIN, M.L.; CARRIJO, T.T. The genus *Piper* (Piperaceae) in the Mata das Flores State Park, Espírito Santo, Brazil. **Rodriguésia**, v. 67, n. 4, p. 1031-1046, 2016.
- 27- FERREIRA Jr., M.; VIEIRA, A.O.S. Espécies arbóreo-arbustivas da família Rubiaceae Juss. na bacia do rio Tibagi, PR, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 2, p. 289-336, 2015.

Apêndice T- Proporção (AMB, DEC, LF, TF) ou média ponderada pela abundância (mp) por parcela para os atributos de 12 características funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com presença ou ausência de *Atta sexdens*, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil. AMB: ambiente de ocorrência (proporção de indivíduos de espécies de clareira); DEC: decíduidade (proporção de indivíduos de espécies decíduas e semidecíduas); LF: presença de látex foliar; TF: presença de tricomas foliares; N: porcentagem de nitrogênio foliar; C: porcentagem de carbono foliar; razão C/N foliar; AFE: área foliar específica; TC: concentração foliar de taninos condensados; MS: massa das sementes; DM: densidade específica da madeira; EF: espessura foliar; Tr: transecto; Pa: parcela. Média e desvio padrão (dp) dos atributos funcionais em parcelas com presença (P) e ausência (A) de ninho.

Local de estudo	Tr	Pa	Ninho (P/A)	AMB	DEC	LF (P)	TF (P)	N (%) mp	C (%) mp	C/N (%) mp	AFE (cm ² /g) mp	TC (mg/ml) mp	MS (g) mp	DM (g/cm ³) mp	EF (mm) mp
3F	1	1	P	0,00	0,07	0,29	0,00	1,59	46,71	30,07	124,62	22,66	0,06	0,63	0,18
3F	1	2	P	0,00	0,28	0,38	0,03	1,89	45,56	28,80	148,59	67,07	0,15	0,64	0,21
3F	1	3	P	0,08	0,08	0,21	0,08	2,66	44,49	21,33	188,66	20,31	0,09	0,56	0,25
3F	1	4	P	0,33	0,56	0,07	0,33	2,21	46,96	26,90	126,02	31,76	0,33	0,63	0,22
3F	2	1	P	0,08	0,13	0,17	0,08	2,31	47,26	27,30	175,30	104,31	0,04	0,65	0,19
3F	2	2	P	0,29	0,71	0,29	0,29	3,81	45,62	13,17	233,61	23,06	0,29	0,55	0,28
3F	4	1	P	0,04	0,08	0,00	0,29	3,63	45,03	16,07	261,84	30,66	0,13	0,61	0,24
3F	4	2	P	0,33	0,47	0,00	0,33	2,93	46,72	19,20	205,81	45,12	0,13	0,63	0,19
FB	1	2	P	0,17	0,33	0,17	0,28	3,26	45,20	19,12	211,88	20,67	0,23	0,63	0,26
FB	1	3	P	0,17	0,33	0,08	0,29	2,84	46,24	21,02	175,69	20,65	0,20	0,56	0,26

Local de estudo	Tr	Pa	Ninho (P/A)	AMB	DEC	LF (P)	TF (P)	N (%) mp	C (%) mp	C/N (%) mp	AFE (cm ² /g) mp	TC (mg/ml) mp	MS (g) mp	DM (g/cm ³) mp	EF (mm) mp
FB	3	2	P	0,05	0,21	0,26	0,37	2,50	46,27	21,75	199,21	47,74	0,11	0,65	0,18
FB	3	3	P	0,25	0,25	0,13	0,25	2,52	46,24	23,61	166,02	30,43	0,32	0,57	0,29
CT	1	1	P	0,00	0,33	0,50	0,00	2,01	48,32	27,42	102,03	62,87	0,13	0,68	0,21
CT	1	2	P	0,00	0,10	0,05	0,00	1,60	43,77	31,87	138,07	15,75	0,06	0,61	0,20
FA	2	1	P	0,00	0,11	0,14	0,00	1,74	48,61	28,36	112,24	21,45	0,12	0,66	0,19
FA	2	2	P	0,00	0,17	0,67	0,00	1,94	43,08	28,49	171,97	14,43	0,03	0,58	0,21
FA	2	3	P	0,00	0,07	0,40	0,00	1,79	46,12	31,18	141,95	27,27	0,14	0,64	0,21
FSA I	1	1	P	0,22	0,22	0,00	0,22	2,36	45,21	21,97	181,50	23,78	0,06	0,67	0,19
FSA I	1	2	P	0,25	0,38	0,00	0,50	2,70	43,34	21,99	209,47	49,53	0,03	0,57	0,22
FSA I	1	3	P	0,00	0,17	0,03	0,50	2,80	43,44	20,87	181,74	19,23	0,08	0,48	0,21
FSA I	1	4	P	0,00	0,44	0,06	0,25	2,90	48,59	21,13	123,78	112,59	1,06	0,66	0,18
			média (P)	0,05	0,22	0,14	0,25	2,5	46,12	21,99	175,3	27,27	0,13	0,63	0,21
			dp (P)	0,12	0,18	0,18	0,17	0,63	1,64	5,09	41,82	27,58	0,22	0,05	0,03

Local de estudo	Tr	Pa	Ninho (P/A)	AMB	DEC	LF (P)	TF (P)	N (%) mp	C (%) mp	C/N (%) mp	AFE (cm ² /g) mp	TC (mg/ml) mp	MS (g) mp	DM (g/cm ³) mp	EF (mm) mp
3F	3	3	A	0,50	0,71	0,29	0,50	2,10	46,27	25,01	142,23	22,86	0,15	0,64	0,23
3F	4	4	A	0,17	0,28	0,11	0,17	3,25	45,56	19,30	227,10	33,47	0,16	0,66	0,24
FB	2	2	A	0,19	0,44	0,19	0,19	3,39	47,12	16,66	189,94	27,55	0,37	0,61	0,24
FB	2	4	A	0,14	0,24	0,24	0,29	2,94	45,56	21,20	181,02	33,49	0,28	0,56	0,30
CT	1	3	A	0,00	0,04	0,26	0,00	1,81	46,72	27,71	120,09	73,06	0,14	0,69	0,21
FA	1	2	A	0,13	0,13	0,00	0,25	1,86	45,81	28,99	131,11	49,40	0,51	0,65	0,19
FC	1	1	A	0,00	0,00	0,50	0,00	2,08	48,58	25,46	116,70	15,93	0,23	0,69	0,18
FC	1	4	A	0,00	0,18	0,06	0,00	1,91	45,07	26,75	133,05	6,70	0,28	0,68	0,19
FC	2	1	A	0,00	0,10	0,10	0,00	3,44	45,53	15,93	241,86	6,75	0,10	0,64	0,23
FC	2	2	A	0,29	0,35	0,24	0,29	2,02	48,24	26,33	129,42	10,64	0,10	0,65	0,20
FC	2	3	A	0,03	0,08	0,64	0,08	1,57	44,76	30,69	123,07	58,30	0,10	0,68	0,20
FSA II	1	4	A	0,00	0,00	0,08	0,00	1,78	45,64	27,47	128,47	31,14	0,30	0,66	0,20

Local de estudo	Tr	Pa	Ninho (P/A)	AMB	DEC	LF (P)	TF (P)	N (%) mp	C (%) mp	C/N (%) mp	AFE (cm ² /g) mp	TC (mg/ml) mp	MS (g) mp	DM (g/cm ³) mp	EF (mm) mp
FM	1	3	A	0,00	0,26	0,11	0,00	2,88	49,19	20,65	141,33	45,74	0,94	0,68	0,16
PEMG	1	3	A	0,00	0,00	0,21	0,00	2,50	46,30	23,13	166,75	60,91	0,30	0,58	0,20
PEMG	2	1	A	0,05	0,24	0,00	0,10	2,99	47,71	17,50	153,76	49,57	0,33	0,58	0,16
PEMG	2	2	A	0,00	0,50	0,00	0,00	2,88	48,14	19,15	169,72	44,46	0,39	0,60	0,18
PEMG	2	3	A	0,00	0,07	0,41	0,07	1,44	45,40	32,62	123,81	24,21	0,07	0,62	0,20
PEMG	2	4	A	0,00	0,25	0,19	0,00	1,78	46,33	28,86	150,80	9,80	0,08	0,63	0,23
PEMG	3	2	A	0,00	0,35	0,17	0,04	3,26	48,42	17,12	154,73	54,65	0,54	0,62	0,22
PEMG	5	3	A	0,11	0,56	0,11	0,22	1,80	47,72	28,18	124,32	105,34	0,35	0,63	0,18
PEMG	5	4	A	0,00	0,33	0,22	0,00	2,29	49,55	23,18	131,24	80,19	0,43	0,65	0,16
			média (A)	0	0,24	0,19	0,04	2,1	46,33	25,01	141,33	33,49	0,28	0,64	0,2
			dp (A)	0,13	0,20	0,16	0,14	0,66	1,44	5,01	34,42	26,10	0,20	0,04	0,03

Apêndice U– Proporções de explicações dos dois primeiros eixos e as contribuições de cada variável em cada eixo da Análise de Componentes Principais, que engloba atributos de oito características funcionais dos regenerantes lenhosos mais abundantes em 42 parcelas, 21 com presença e 21 com ausência de *Atta sexdens*, distribuídas em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica do norte do estado do Paraná, Brasil. Porcentagem de carbono foliar (C); decicuidade (DEC, decíduas e semidecíduas); densidade específica da madeira (DM); espessura foliar (EF); presença de látex foliar (LF); massa das sementes (MS); porcentagem de nitrogênio foliar (N); concentração foliar de taninos condensados (TC) e presença de tricomas foliares (TF).

	Eixo 1	Eixo 2
Desvio padrão	1,67	1,53
Proporção de variância	0,32	0,27
Proporção cumulativa	0,32	0,59
TC	-0,24	-0,37
C	-0,34	-0,40
MS	-0,14	-0,51
DM	-0,45	
EF	0,45	0,12
TF	0,43	-0,20
LF	-0,18	0,31
DEC	0,23	-0,43
N	0,38	-0,34

Apêndice V- Lista de famílias, espécies e respectivos nomes populares dos regenerantes (árvore, arbusto) e trepadeiras lenhosas amostradas em nove fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, localizados no norte do estado do Paraná, Brasil.

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
Acanthaceae	<i>Aphelandra longiflora</i> (Lindl.) Profice	erva-camarão	arbusto
	<i>Justicia brasiliana</i> Roth	-	arbusto
	<i>J. carnea</i> Lindl.	-	arbusto
	<i>Mendoncia velloziana</i> Mart.	-	trepadeira
Amaranthaceae	<i>Chamissoa altissima</i> (Jacq.) Kunth.	-	arbusto/trepadeira
	<i>Hebanthe eriantha</i> (Poir.) Pedersen	-	arbusto/trepadeira
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guaritá	árvore
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St- Hil	araticum-amarelo	árvore
	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	pindaíba	árvore
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	peroba-poca	árvore
	<i>A. polyneuron</i> Müll.Arg.	peroba-rosa	árvore
	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A.DC.	-	trepadeira
	<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll.Arg.	-	trepadeira
	<i>F. pilosa</i> (Vell.) Müll.Arg.	-	trepadeira
	<i>F. refracta</i> Müll.Arg.	-	trepadeira

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
	<i>F. rufa</i> Müll.Arg.	-	trepadeira
	<i>Marsdenia macrophylla</i> (Humb. & Bonpl. ex Schult.) E.Fourn.	-	trepadeira
	<i>Orthosia</i> sp.	-	trepadeira
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	leiteiro	árvore
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia elegans</i> Mast.	papo-de-peru	trepadeira
	<i>Aristolochia</i> sp.	-	trepadeira
Asteraceae	<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera	-	árvore/trepadeira
	<i>Mikania glomerata</i> Spreng.	guaco	trepadeira
	<i>Mikania</i> sp.	-	trepadeira
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma marginatum</i> (Cham.) DC.	-	trepadeira
	<i>A. paulistarum</i> Bureau & K.Schum	-	trepadeira
	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	-	trepadeira
	<i>Anemopaegma chamberlaynii</i> (Sims) Bureau & K.Schum	-	trepadeira
	<i>Bignonia sciuripabulum</i> (K.Schum.) L.G.Lohmann	-	trepadeira
	<i>Dolichandra hispida</i> (DC.) L.H.Fonseca & L.G.Lohmann	-	trepadeira
	<i>D. quadrivalvis</i> (Jacq.) L.G.Lohmann	-	trepadeira
	<i>D. unguis-cati</i> (L.) L.G.Lohmann	-	trepadeira

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
	<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G.Lohman	-	trepadeira
	<i>F. mutabilis</i> (Bureau & K.Schum) Frazao & LG.Lohmann		trepadeira
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	caroba	árvore
	<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K.Schum.	cipó-de-sino	trepadeira
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	cipó-de-são-joão	trepadeira
	<i>Stizophyllum perforatum</i> (Cham.) Miers	-	trepadeira
	<i>Tanaecium selloi</i> (Spreng.) L.G.Lohmann	-	trepadeira
	<i>Tynanthus cognatus</i> (Cham.) Miers	-	trepadeira
	<i>T. micranthus</i> Corr. Mello ex K.Schum.	-	trepadeira
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	café-de-bugre	árvore
	<i>C. trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	louro-pardo	árvore
	<i>Heliotropium funkiae</i> Feuillet	-	trepadeira
Cactaceae	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	ora-pro-nóbis	trepadeira
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	grão-de-galo	árvore/trepadeira
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	crindiúva	árvore
Capparaceae	<i>Capparidastrum frondosum</i> (Jacq.) Cornejo & Iltis	-	arbusto

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	citronela	árvore
Celastraceae	<i>Hippocratea volubilis</i> L.	-	trepadeira
	<i>Monteverdia aquifolia</i> (Mart.) Biral	espinheira-santa	árvore
	<i>Pristimera celastroides</i> (Kunth) A.C.Sm.	-	trepadeira
Convolvulaceae	<i>Bonamia agrostopolis</i> (Vell.) Hallier f.	-	trepadeira
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	cipó-caboclo	trepadeira
Euphorbiaceae	<i>Acalypha gracilis</i> Spreng.	-	arbusto
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	laranjinha-do-mato	árvore
	<i>Croton floribundus</i> Spreng	capixingui	árvore
	<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johns	canxim	árvore
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	canemaçu	árvore
	<i>Tragia volubilis</i> L.	-	trepadeira
Fabaceae	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	esponjinha	árvore
	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	feijão-cru	árvore
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	rabo-de-macaco	árvore/trepadeira
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim-de-campinas	árvore

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá-de-folha-lisa	árvore
	<i>I. striata</i> Benth	ingá-de-folha-pilosa	árvore
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	sapuvão	árvore
	<i>M. scleroxylon</i> Tul.	caviúna	árvore
	<i>M. stipitatum</i> Vogel	sapuvinha	árvore
	<i>Mucuna sloanei</i> Fawc. & Rendle	-	trepadeira
	<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	timbó	árvore
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	gurucaia	árvore
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	pau-jacaré	árvore
	<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	-	trepadeira
	<i>Schnella microstachya</i> Raddi	cipó-pata-de-vaca	trepadeira
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	monjoleiro	árvore
	<i>Senegalia</i> sp.	cipó-arranha-gato	trepadeira
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	manduirana	árvore
	<i>Senna</i> sp.	fedegoso	árvore
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	guaiçara	árvore
Indeterminada	Indeterminada 1	-	árvore
Indeterminada	Indeterminada 2	-	árvore
Indeterminada	Indeterminada 3	-	trepadeira

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
Indeterminada	Indeterminada 4	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 5	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 6	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 7	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 8	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 9	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 10	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 11	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 12	-	trepadeira
Indeterminada	Indeterminada 13	-	trepadeira
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	tamanqueiro	árvore
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	canela-do-brejo	árvore
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canela-preta	árvore
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	canela-amarela	árvore
	<i>O. indecora</i> (Schott) Mez	-	árvore
	<i>O. prolifera</i> (Nees & Mart.) Mez	-	árvore
	<i>O. puberula</i> (Rich.) Nees	canela-babosa	árvore
	<i>O. silvestris</i> Vattimo-Gil	-	árvore

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá	árvore
Malpighiaceae	<i>Alicia anisopetala</i> (A.Juss.) W.R.Anderson	-	trepadeira
	<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	-	arbusto/trepadeira
	<i>Bunchosia pallescens</i> Skottsb.	-	arbusto
	<i>Carolus chlorocarpus</i> (A.Juss.) W.R.Anderson	-	trepadeira
	<i>Carolus sp.</i>	-	trepadeira
	<i>Dicella nucifera</i> Chodat	-	trepadeira
	<i>Heteropterys cf. aenea</i> Griseb.	-	trepadeira
	<i>H. pauciflora</i> (A.Juss.) A.Juss.	-	trepadeira
	<i>Hiraea hatschbachii</i> C.E.Anderson	-	trepadeira
	<i>Mascagnia australis</i> C.E.Anderson	-	trepadeira
	<i>M. divaricata</i> (Kunth) Nied.	-	trepadeira
Malvaceae	<i>Niedenzuella multiglandulosa</i> (A.Juss.) W.R.Anderson	-	trepadeira
	<i>Stigmaphyllon ciliatum</i> (Lam.) A.Juss.	-	trepadeira
Malvaceae	<i>Byttneria catalpifolia</i> Jacq.	-	trepadeira
Melastomataceae	<i>Leandra hirta</i> Raddi	-	arbusto

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
	<i>Miconia collatata</i> Wurdack	-	arbusto
	<i>M. discolor</i> DC.	-	arbusto
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vall.) Mart.	canjarana	árvore
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss	camboatá	árvore
	<i>G. macrophylla</i> Vahl	camboatá	árvore
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	baga-de-morcego	árvore
	<i>T. catigua</i> A.Juss.	catiguá	árvore
	<i>T. claussenii</i> C.DC	-	árvore
	<i>T. elegans</i> A.Juss.	pau-de-ervilha	árvore
	<i>T. pallens</i> C.DC.	arco-de-peneira	árvore
	<i>T. pallida</i> Sw	murici	árvore
Menispermaceae	<i>Abuta selloana</i> Eichler	-	trepadeira
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	pimenteira	árvore
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.)W.C. Burger et al.	cincho	árvore
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	gabirola	árvore
	<i>C. xanthocarpa</i> O.Berg	gabirola	árvore

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
	<i>Eugenia florida</i> DC.	-	árvore
	<i>E. handroi</i> (Mattos) Mattos	-	árvore
	<i>E. longipedunculata</i> Nied.	-	árvore
	<i>E. neoverrucosa</i> Sobral	-	árvore
	<i>E. paracatuana</i> O.Berg	-	árvore
	<i>E. ramboi</i> D.Legrand	-	árvore
	<i>E. uniflora</i> L.	pitanga	árvore
	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	-	árvore
	<i>Myrcia neolucida</i> A.R.Lourenço & E.Lucas	guamirim	árvore
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	-	árvore
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	cambuí	árvore
	<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	jabuticaba	árvore
	<i>P. rivularis</i> (Cambess.) Rotman	-	árvore
	<i>Psidium guajava</i> L.	goiaba	árvore
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	primavera	árvore
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	maria-mole	árvore
	<i>Pisonia aculeata</i> L.	esporão-de-galo	trepadeira
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	pau-d'alho	árvore

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
	<i>Seguiera americana</i> L.	limoeiro-do-mato	árvore/trepadeira
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	camboitá	árvore
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	-	arbusto
	<i>P. amalago</i> L.	-	arbusto
	<i>P. arboreum</i> Aubl.	-	arbusto
	<i>P. crassinervium</i> Kunth	-	arbusto
	<i>P. glabratum</i> Kunth	-	arbusto
	<i>P. miquelianum</i> C.DC.	-	arbusto
	<i>P. xylosteoides</i> (Kunth) Steud.	-	arbusto
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	marmeleiro	árvore
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoca	árvore
Rhamnaceae	<i>Gouania virgata</i> Reissek	-	trepadeira
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	tarumaí	árvore
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro-bravo	árvore

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	café	arbusto
	<i>Eumachia chaenotricha</i> (DC.) C.M. Taylor & Razafim.	-	arbusto
	<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) Schult	-	arbusto
	<i>P. mamillaris</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	-	arbusto
	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltld.	-	arbusto
	<i>P. officinalis</i> (Aubl.) Raeusch. ex Sandwit	-	arbusto
	<i>P. subtriflora</i> Müll.Arg.	-	arbusto
	<i>P. suterella</i> Müll.Arg.	-	arbusto
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	-	árvore
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	véu-de-noiva	árvore
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau-marfim	árvore
	<i>Citrus</i> sp.	laranja/limão	árvore
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	mamoninha	árvore
	<i>E. grandiflora</i> Mart.	pau-de-cotia	árvore
	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	carrapateira	árvore
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	jaborandi	árvore
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatonga	árvore
	<i>C. gossypiosperma</i> Briq.	pau-de-espeto	árvore

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
	<i>C. sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	árvore
	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	guaçatonga-coração	árvore
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	vacum	árvore
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	miguel-pintado	árvore
	<i>Paullinia meliifolia</i> Juss.	-	trepadeira
	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	-	trepadeira
	<i>S. fuscifolia</i> Radlk.	-	trepadeira
	<i>S. hebecarpa</i> Benth.	-	trepadeira
	<i>S. laruotteana</i> Cambess.	-	trepadeira
	<i>S. meridionalis</i> Cambess.	-	trepadeira
	<i>Thinouia mucronata</i> Radlk.	-	trepadeira
	<i>T. ventricosa</i> Radlk.	-	trepadeira
	<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	-	trepadeira
	<i>U. ulmacea</i> Kunth	-	trepadeira
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	guatambu-de-leite	árvore
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp.	-	trepadeira

Família	Nome científico	Nome popular	Forma de vida
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn	coerana	árvore
	<i>Lycianthes pauciflora</i> (Vahl) Bitter	-	trepadeira
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	folha-prata	árvore
	<i>S. hirtellum</i> (Spreng.) Hassl.	-	arbusto/trepadeira
	<i>S. ramulosum</i> Sendtn.	papa-goela	arbusto
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	lixeira	árvore
Violaceae	<i>Pombalia bigibbosa</i> (A.St.Hil.) Paula-Souza	-	arbusto
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E.Jarvis	-	trepadeira

ANEXOS

Anexo A- Protocolo para quantificação de taninos condensados foliares pelo método de precipitação de proteínas de Hagerman e Butler.

a) Preparo dos extratos vegetais (realizado no LABRE/UUEL)

- Triturar folhas da espécie vegetal num moinho de facas.
- Pesar, em balança analítica, as folhas trituradas até completar 1 gr.
- Adicionar 20 ml de metanol 50% (metanol - água destilada 1:1, em uma proveta de 500 ml) às amostras em um tubo de ensaio de 50 ml.
- Deixar as amostras no escuro em temperatura ambiente overnight.
- Colocar as amostras em agitador (2 vezes por 30 minutos), filtrar em papel de filtro de 25 micrômetros (na capela) e agitar novamente por 30 minutos.
- Armazenar os extratos em refrigerador.

Segue abaixo uma sequência de fotos das etapas realizadas no LABRE.

b) Ensaio de precipitação de proteínas (realizado no Laboratório de Fisiologia Vegetal/UUEL)

- Preparação das soluções
 1. Solução de SDS e trietanolamina: Adicionar 10ml de trietanolamina + 2g SDS e completar volume da solução para 200ml com água destilada.
 2. Solução de cloreto férrico: Adicionar FeCl_3 0,01M em HCl 0,01M. Dissolver 0,83ml de HCl concentrado em 1L de água destilada. Dissolver 1,62g de cloreto férrico em 1L da solução de HCl. A solução deve ser filtrada após precipitação (esperar algumas horas para precipitação).
 3. Solução de albumina sérica bovina (BSA): Tampão A = Diluir 11,4ml de ácido acético glacial, 9,86g de NaCl dissolvidos em 800ml de água destilada. Ajustar pH da solução para 4,9 com NaOH e completar volume para 1L. Solução de NaOH 0,1M: 0,4g NaOH em 100ml de água destilada.
 4. Solução 1mg/ml de BSA em tampão A: 0,100g de BSA em 100ml da solução tampão.

c) Procedimento (realizado no Laboratório de Fisiologia Vegetal/UUEL)

- Adicionar 2ml da solução 1mg/ml de BSA em tubos de ensaio de 15ml.

- Adicionar 1ml do extrato alcoólico das folhas não diluído. Dependendo da cor do extrato (muito escuro), efetuar diluição.

- Diluição do extrato:

1/2: 0,5 ml do extrato em 0,5 ml de água destilada

1/5: 0,2 ml do extrato em 0,8 ml de água destilada

Anotar diluição realizada.

- Após misturar, deixar a solução em temperatura ambiente por 15 min e centrifugar por 15 min a 3000 rpm.
- Retirar o sobrenadante e dissolver o precipitado com 4ml da solução de SDS/trietanolamina.
- Adicione 1ml da solução de FeCl_3 , agitar no vórtex imediatamente.
- Após 15 a 30 min a absorbância é medida a 510nm.
- Preparar solução branco com 4ml de solução SDS/trietanolamina e 1ml da solução de FeCl_3 .

d) Curva padrão para ensaio de precipitação de proteínas (realizado no Laboratório de Fisiologia Vegetal/UEL)

- Solução mãe de 5mg/ml de ácido tânico: 250 mg ácido tânico em 50 ml.
- 1,0 mg/ml: 10ml solução mãe em 50ml
- 0,8 mg/ml: 8ml solução mãe em 50ml
- 0,6 mg/ml: 6 ml solução mãe em 50ml
- 0,5 mg/ml: 5 ml solução mãe em 50ml
- 0,4 mg/ml: 4 ml solução mãe em 50ml
- 0,3 mg/ml: 3 ml solução mãe em 50ml
- 0,2 mg/ml: 2 ml solução mãe em 50ml
- 0,1 mg/ml: 1 ml solução mãe em 50ml
- 0,05 mg/ml: 0,5 ml solução mãe em 50ml

Anexo B- Fotografias das etapas de quantificação de taninos condensados foliares pelo método de precipitação de proteínas de Hagerman e Butler, realizadas no Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas e no Laboratório de Fisiologia Vegetal da Universidade Estadual de Londrina. A: trituração das folhas; B: pesagem das folhas trituradas; C: preparo da solução 20 ml de metanol 50% (metanol - água destilada 1:1, em uma proveta de 500 ml); D: filtragem; E: agitação das amostras; F: centrifugação; G: agitação no vórtex; H: leitura no espectrofotômetro.

