

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE

Alexandra Providello

**Entomofauna em áreas em estágio inicial de restauração florestal sob diferentes  
tipos de controle de plantas indesejáveis e uso de fertilizantes**

ARARAS  
Agosto / 2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA E AMBIENTE

**Entomofauna em áreas em estágio inicial de restauração florestal sob diferentes tipos de controle de plantas indesejáveis e uso de fertilizantes**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente (PPGAA) do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Toshio Fujihara  
Coorientador: Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani

ARARAS  
Agosto / 2021

Providello, Alexandra

Entomofauna em áreas em estágio inicial de restauração florestal sob diferentes tipos de controle de plantas indesejáveis e uso de fertilizantes / Alexandra Providello -- 2021.

64f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Araras, Araras

Orientador (a): Ricardo Toshio Fujihara

Banca Examinadora: Nino Tavares Amazonas, Roberta

Cornélio Ferreira Nocelli

Bibliografia

1. Amostragem de insetos. 2. Restauração ecológica. 3. Adubação e Herbicida. I. Providello, Alexandra. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Helena Sachi do Amaral - CRB/8  
7083



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
Centro de Ciências Agrárias  
Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente

---

**Folha de Aprovação**

---

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Alexandra Providello, realizada em 20/08/2021.

**Comissão Julgadora:**

Prof. Dr. Ricardo Toshio Fujihara (UFSCar)

Profa. Dra. Roberta Cornélio Ferreira Nocelli (UFSCar)

Prof. Dr. Nino Tavares Amazonas (UFRJ)

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

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente.

Aos meus pais Ricardo e Luciana por todo amor, dedicação, respeito e apoio,  
e a todos os cientistas, pesquisadores e admiradores da entomofauna.

DEDICO

## **Agradecimentos**

Concluir uma dissertação de mestrado, para mim é uma grande satisfação. Depois de vários meses de dedicação, estou finalizando mais uma etapa da vida acadêmica. Durante esse processo, aprendi muito e pude contar com o apoio de várias pessoas, que se tornaram especiais e fundamentais para que eu alcançasse meus objetivos nessa caminhada.

Gostaria de agradecer, primeiramente, ao Prof. Dr. Ricardo Fujihara, pela orientação, ensinamentos, parceria e confiança que permitiram a conclusão deste trabalho. Agradeço também por me aceitar como sua orientada, desde 2017, me apresentar a vida acadêmica e sempre me incentivar a alcançar esse objetivo.

Ao Prof. Dr. Ricardo Viani, agradeço por aceitar-me como coorientada, me ensinando muito sobre a área de restauração florestal, sempre contribuindo com sugestões e ideias para os próximos passos e por toda disposição em me orientar e auxiliar durante todo o mestrado.

A Prof. Dra. Josiane Rodrigues, agradeço pelos ensinamentos e auxílio nas análises estatísticas desse trabalho, pela paciência durante nossas inúmeras reuniões sobre os resultados, e pelo incentivo.

Agradeço também a Prof. Dra. Adriana Sais, pela disponibilidade para fazer o voo com o drone ao final do experimento e gerar novos dados e imagens.

Vocês quatro, são grandes exemplos de professores e pesquisadores! Muito obrigada por tudo!

Ao programa de Pós-Graduação em Agricultura e Ambiente da Universidade Federal de São Carlos, do qual sou muito grata e tenho muito orgulho de ter sido aluna. Agradeço aos professores, à Coordenação, à Secretaria do PPGAA e à turma do ano de 2019. Fazer parte desse programa foi muito importante para minha vida pessoal e profissional.

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

A Universidade Federal de São Carlos – Campus Araras por ceder o espaço para realização do experimento.

A toda equipe da Seção Agrícola e de Áreas Verdes da Universidade, a qual sem eles não teria sido possível a realização deste trabalho.

Ao Grupo de Estudos e Pesquisa em Entomologia Geral (GEPEG) e ao Laboratório de Silvicultura e Pesquisas Florestais (LASPEF), pela disponibilidade e interesse em auxiliar nas atividades do experimento e pela amizade.

As parceiras de mestrado e amigas, Adélia Ornelas, com quem tive grandes momentos trabalhando juntas no experimento, nas disciplinas e no dia a dia, e Adriana Nardon, que sempre disposta a ajudar e incentivar, me ensinou muito. Obrigada por me proporcionarem momentos tão especiais.

Aos amigos, em especial: Karen, Thaís, Erick, Ana Carolina, Gabriela, João Henrique, Maria Helena e Alini por todo apoio, paciência, compreensão e incentivo durante esses dois anos de mestrado. Vocês são muito especiais!

À banca examinadora da qualificação: Prof. Dr. Marcelo Nivert Schlindwein, Dr. Ricardo Gomes César e Prof. Dra. Roberta Cornélio Ferreira Nocelli, por todas as contribuições. E também à banca examinadora da defesa Profa. Dra. Roberta Cornélio Ferreira Nocelli e Dr. Nino Tavares Amazonas (titulares); Prof. Dr. Rodrigo Neves Marques e Dr. Ricardo Gomes César (suplentes), pela disponibilidade.

E, finalmente, à minha família, à minha mãe Luciana e meu pai Ricardo pelo amor incondicional, por abraçarem a entomologia e a restauração florestal junto comigo, por todo apoio e incentivo. Sou muito grata por estarem sempre comigo, amo vocês!

Agradeço ainda a todos que estiveram presentes e contribuíram de alguma forma nessa trajetória.

Muito Obrigada!

“O papel dos infinitamente pequenos na natureza  
é infinitamente grande”  
(Louis Pasteur)

## RESUMO

No processo de restauração florestal é importante mensurar a eficiência de recuperação de processos ecológicos. Por sua abundância e diversidade e pelas respostas rápidas às variações ambientais, os insetos podem ser utilizados como bioindicadores do processo de restauração ecológica, mas pouco se sabe como estes respondem as práticas de manejo usuais na restauração florestal. O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que diferentes tipos de controle de plantas indesejáveis e o uso de fertilizantes influenciam a restauração florestal e, conseqüentemente, a dinâmica da entomofauna em uma área em estágio inicial de restauração florestal. O estudo foi conduzido em uma área de restauração florestal no município de Araras-SP. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas, submetidas a quatro tratamentos: controle intensivo de plantas indesejáveis com uso de fertilizantes (I<sup>+</sup>F<sup>+</sup>); controle intensivo de plantas indesejáveis sem uso de fertilizantes (I<sup>+</sup>F<sup>-</sup>); controle não intensivo de plantas indesejáveis com uso de fertilizantes (I<sup>-</sup>F<sup>+</sup>); controle não intensivo de plantas indesejáveis e sem uso fertilizantes (I<sup>-</sup>F<sup>-</sup>). A entomofauna foi coletada utilizando armadilhas do tipo *pan trap* e *pitfall*, em três períodos: julho de 2019 (seco) e janeiro (chuvoso) e julho (seco) de 2020. As *pan traps* (amarelo, azul, branco e vermelho) e *pitfalls* foram dispostas no centro de cada subparcela, totalizando seis armadilhas por tratamento. Ambas permaneceram em campo por 120 horas. Os parâmetros de vegetação analisados foram área basal e distância da área de estudo em relação a um fragmento florestal referência. Inicialmente foi realizada a análise de variância (ANOVA) para verificar uma possível interação entre os fatores tipo de controle de plantas indesejáveis e uso de fertilizantes sobre as variáveis de entomofauna e vegetação. Como ela não se mostrou significativa, os fatores foram analisados separadamente, sendo os seus níveis comparados pelo teste de Tukey. No total, foram coletados 16.001 espécimes distribuídos em 11 ordens e 64 famílias. Apenas o controle de plantas indesejáveis influenciou a abundância e a riqueza da entomofauna e a área basal das árvores. A entomofauna foi mais abundante e rica no controle intensivo, porém, a área basal foi maior no controle não intensivo. Apenas a riqueza da entomofauna se relacionou positivamente com a área basal. O uso de fertilizantes não influenciou significativamente nem a área basal nem a entomofauna. Distância da área de estudo em relação a um fragmento florestal referência não apresentou relação significativa com nenhuma das variáveis de entomofauna. No presente estudo observou-se que diferentes tipos de controle de plantas indesejáveis influenciam o crescimento da comunidade de árvores em restauração e,

consequentemente, a abundância e riqueza da entomofauna. Existe relação positiva da área basal apenas com a riqueza da entomofauna. No nível de identificação taxonômico utilizado, a entomofauna não pôde ser adotada como parâmetro secundário de mensuração do processo de restauração florestal.

**Palavras-chave:** insetos, *pan trap*, *pitfall*, restauração ecológica, adubação, herbicida.

## **ABSTRACT**

In the forest restoration process, it is important to measure the recovery efficiency of ecological processes. Due to their abundance and diversity and quick responses to environmental variations, insects can be used as bioindicators of the ecological restoration process, but little is known about how they respond to usual management practices in forest restoration. The objective of this work was to test the hypothesis that different types of undesirable plant control and the use of fertilizers influence forest restoration and, consequently, the entomofauna dynamics in an area at an early stage of forest restoration. The study was conducted in a forest restoration area in the city of Araras in the state of São Paulo. The experimental design was completely randomized in a split-plot scheme, submitted to four treatments: intensive control of undesirable plants with fertilizers ( $I^+F^+$ ); intensive control of undesirable plants without fertilizers ( $I^+F^-$ ); non-intensive control of undesirable plants with fertilizers ( $I^-F^+$ ); non-intensive control of undesirable plants without fertilizers ( $I^-F^-$ ). The entomofauna was collected using pan and pitfall traps, in three periods: July 2019 (dry) and January (rainy) and July (dry) 2020. Pan traps (yellow, blue, white and red) and pitfalls were placed in the center of each subplot, totaling six traps per treatment. Both remained in the field for 120 hours. The vegetation parameters analyzed were basal area and distance from the study area in relation to a reference forest fragment. Initially, the analysis of variance (ANOVA) was performed to verify a possible interaction between the type factors of undesirable plant control and fertilizer use on the entomofauna and vegetation variables. As it was not significant, the factors were analyzed separately, and their levels were compared using the Tukey test. In total, 16,001 specimens were collected, distributed in 11 orders and 64 families. Only the control of undesirable plants influenced the abundance and richness of the entomofauna and the basal area of the trees. The entomofauna was more abundant and richer in the intensive control, however, the basal area was bigger in the non-intensive control. Only entomofauna richness was positively related to basal area. The use of fertilizers did not significantly influence neither the basal area nor the entomofauna. Distance from the study area in relation to a reference forest fragment did not show a significant relationship with any of the entomofauna variables. In the present study, it was observed that different types of undesirable plant control influence the growth of the restoration tree community and, consequently, the abundance and richness of the entomofauna. There is a positive relationship of the basal area only with the richness of the entomofauna. At the taxonomic identification level used, the entomofauna could not be adopted as a secondary measurement parameter for the forest restoration process.

**Keywords:** insects, pan trap, pitfall, ecological restoration, fertilizing, herbicide.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Carta imagem com a localização da área de estudo (2017) e ortomosaico da área restaurada (2021) na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSCar, Araras, SP. .... 9
- Figura 2.** Ilustração do esquema de plantio das espécies. As espécies estão representadas pelos números indicados na Tabela 1. As figuras das árvores são somente ilustrativas e não correspondem com a arquitetura e forma das espécies selecionadas. .... 11
- Figura 3.** Croqui com os tratamentos da área de estudo na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSCar, Araras, SP. .... 12
- Figura 4.** A) Área de amostragem quatro meses após o plantio. B) Área de amostragem dez meses após o plantio. C) Área de amostragem 16 meses após o plantio. D, E e F) Armadilhas do tipo pantrap e pitfall na área de amostragem quatro, dez e 16 meses após o plantio respectivamente. .... 15
- Figura 5.** Processo de instalação de armadilha do tipo pan trap. A) Escavação do solo para fixação do cano de PVC. B, C e D) Instalação da base de papelão contendo os pratos plásticos. E) Visão superior dos pratos plásticos após a instalação. .... 15
- Figura 6.** Processo de instalação da armadilha do tipo pitfall. A) Escavação do solo. B) Instalação do copo plástico e quadrado de papelão. C) Armadilha instalada. .... 16
- Figura 7.** Índice de rarefação para os tratamentos: controle intensivo de plantas indesejáveis com fertilizantes ( $I^+F^+$ ), controle intensivo de plantas indesejáveis sem fertilizantes ( $I^+F^-$ ), controle não intensivo de plantas indesejáveis com fertilizantes ( $I^-F^+$ ), controle não intensivo de plantas indesejáveis sem fertilizantes ( $I^-F^-$ ). A banda sombreada representa intervalos de confiança de 95% com base em 360 réplicas de *pan traps* e *pitfall*. .... 22
- Figura 8.** Boxplots dos dados de abundância e riqueza da entomofauna por subparcela da área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e ao uso ou não de fertilizantes nas mudas, em Araras-SP, Brasil. Boxplots gerados com as medidas de abundância modificadas pela transformação de posto sugerida por Conover e Iman e medidas de riqueza modificadas pela transformação Box-Cox. Tratamentos com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p > 0,05$ ). .... 25
- Figura 9.** Boxplots dos dados de área basal ( $m^2$ ) das espécies arbóreas por subparcela da área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e à uso de fertilizantes ou não das mudas, em Araras-SP, Brasil. Tratamentos com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p > 0,05$ ). .... 26

<b>Figura 10.</b> Dados climatológicos mensais do período em que o experimento foi realizado. Dados da estação meteorológica da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), localizada em Piracicaba, SP, distante 70 km da área de estudo.....	43
<b>Figura 11.</b> Área de estudo restaurada após dois anos do início do experimento na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSCar, Araras, SP. ....	44
<b>Figura 12.</b> Área de amostragem quatro meses após o plantio (julho de 2019). A, B, C, D, E). Subparcelas antes do controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis. ....	45
<b>Figura 13.</b> Área de amostragem quatro meses após o plantio (julho de 2019). A, B, C, D). Subparcelas após o controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis. ....	45
<b>Figura 14.</b> Área de amostragem dez meses após o plantio (janeiro de 2020). A, B, C, D). Subparcelas antes do controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis. ....	46
<b>Figura 15.</b> Área de amostragem dez meses após o plantio (janeiro de 2020). A, B, C, D). Subparcelas após o controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis. ....	46
<b>Figura 16.</b> Área de amostragem 16 meses após o plantio (julho de 2020). A, B, C, D). Subparcelas antes do controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis. ....	47
<b>Figura 17.</b> Área de amostragem 16 meses após o plantio (julho de 2020). A, B, C, D). Subparcelas após o controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis. ....	47

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Espécies arbóreas pioneiras (P) e não pioneiras (NP) utilizadas no plantio da área experimental.....	10
<b>Tabela 2.</b> Ocorrência total de insetos coletados em armadilhas do tipo pan trap e pitfall nos tratamentos estudados. I <sup>+</sup> F <sup>+</sup> - Controle intensivo de indesejáveis com fertilizantes; I <sup>+</sup> F <sup>-</sup> - controle intensivo de indesejáveis sem fertilizantes; I <sup>-</sup> F <sup>+</sup> - controle não intensivo de indesejáveis com fertilizantes; I <sup>-</sup> F <sup>-</sup> - controle não intensivo de indesejáveis sem fertilizantes. ....	18
<b>Tabela 3.</b> Valores do critério de informação de Akaike (AIC) para cada modelo de combinação de variáveis em relação as subparcelas com controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis, pelo método backward, em área em estágio inicial de restauração florestal.....	28
<b>Tabela 4.</b> Análise de regressão linear simples para abundância e riqueza da entomofauna em subparcelas com controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis, em área em estágio inicial de restauração florestal.....	29
<b>Tabela 5.</b> Resumo da análise de variância (ANOVA) para a variável área basal das espécies arbóreas. ....	48
<b>Tabela 6.</b> Médias de área basal por subparcela em área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e uso ou não de fertilizantes nas mudas. ....	48
<b>Tabela 7.</b> Resumo da análise de variância (ANOVA) para as variáveis abundância e riqueza da entomofauna.....	48
<b>Tabela 8.</b> Médias de abundância e riqueza da entomofauna por subparcela em área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e ao uso ou não de fertilizantes nas mudas. ....	48

\*Esse trabalho segue as Normas ABNT NBR 14724/2011.

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	1
2 REVISÃO TEÓRICA .....	3
2.1 Restauração ecológica e compromissos mundiais .....	3
2.2 Técnicas e manejos na restauração florestal .....	4
2.3 Entomofauna na restauração florestal: Processos chave e bioindicadores .....	6
3 OBJETIVO .....	8
3.1 Objetivo Geral .....	8
3.2 Objetivos Específicos .....	8
4 MATERIAL E MÉTODOS .....	8
4.1 Caracterização da área de estudo .....	8
4.2 Implantação do experimento .....	9
4.3 Coleta da entomofauna .....	13
4.4 Estrutura da vegetação em restauração e distância de remanescentes florestais ..	16
4.5 Análise dos dados de entomofauna e vegetação .....	17
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	18
5.1 Coleta da entomofauna .....	18
5.2 A intensificação da restauração florestal e a entomofauna .....	24
5.3 Relação entre as variáveis de vegetação e a entomofauna .....	28
6 CONCLUSÕES .....	30
7 REFERÊNCIAS .....	31
APÊNDICE 1 - FIGURAS .....	43
APÊNDICE 2 – TABELAS .....	48

## 1 INTRODUÇÃO

A ação antrópica tem aumentado a degradação dos ecossistemas naturais ao longo das últimas décadas (SEYMOUR; HARRIS, 2019). Frente a isso, vê-se a necessidade de integrar o desenvolvimento das sociedades com a manutenção e a restauração desses ambientes (PERRING et al., 2015; STEFFEN et al., 2015). Esta recuperação é especialmente importante em florestas tropicais, que constituem os locais mais biodiversos (LAURENCE et al., 2012) e com os maiores estoques de carbono (HOUGHTON; BYERS; NASSIKAS, 2015), e que estão igualmente degradados ou ameaçados.

A restauração ecológica é o processo que busca auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, logo, tem por objetivo levar este ecossistema danificado para uma trajetória de recuperação, permitindo assim a adaptação às mudanças locais e globais, além da persistência e evolução de suas espécies componentes (SER, 2019). Neste sentido, os procedimentos realizados na restauração ecológica são amplamente distintos entre si, variando de acordo com a extensão e continuidade das perturbações sofridas, dos diferentes usos da terra que modificaram a paisagem e dos recursos disponíveis. Entretanto, o plantio com mudas de espécies arbóreas nativas é uma estratégia importante de restauração florestal e provavelmente a mais usada em paisagens degradadas e intensamente fragmentadas (PALMA; LAURENCE, 2015; CROUZEILLES et al., 2017).

Os primeiros anos de um plantio de restauração florestal são de suma importância, pois é nessa fase que as espécies arbóreas estão sujeitas ao estresse ambiental de competição por recursos com as plantas indesejáveis (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; WEIDLICH et al., 2020). Com a adoção da silvicultura intensiva, que promove o uso de fertilizantes e o controle intensivo de plantas indesejáveis, as espécies arbóreas têm o estresse ambiental e a competição reduzidos, apresentando maior crescimento e menor mortalidade (CAMPOE et al., 2014), características essas que podem ser avaliadas através do monitoramento ambiental, importante ferramenta de mensuração do processo de restauração.

O sucesso na restauração florestal é aferido pelo monitoramento ecológico (GANN et al., 2019). O monitoramento da restauração consiste em uma atividade complexa, podendo ser feita a partir da coleta de diversos indicadores de vegetação (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013), como por exemplo, a área basal das espécies arbóreas, uma das variáveis recomendadas para avaliar o sucesso da restauração em

florestas tropicais (SUGANUMA; DURIGAN, 2014). Ou ainda, por meio de bioindicadores, como os insetos, que permitem inferências sobre a qualidade ambiental porque são altamente influenciados por condições ambientais, as quais podem beneficiar ou dificultar seu desenvolvimento e a manutenção no ambiente (GERLACH; SAMWAYS; PRYKE, 2013; MAZÓN et al., 2018).

Os insetos constituem o maior grupo do reino animal e representam o principal componente na provisão, regulação e dinâmica de muitos serviços ecossistêmicos (NORIEGA et al., 2018), como a polinização, a dispersão de sementes, a decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, e o controle de pragas, além de serem importantes para a manutenção da biodiversidade e cadeias alimentares (SCHOWALTER; NORIEGA; TSCHARNTKE, 2018). O declínio e a fragmentação de habitats atingem de maneira intensa os insetos, porque são altamente influenciados por condições ambientais, as quais podem beneficiar ou dificultar seu desenvolvimento e a manutenção no ambiente (BASSET; LAMARRE, 2019).

Embora existam investigações da entomofauna como bioindicadores da restauração ecológica (AMAZONAS et al., 2018; BORGES et al., 2021), e estudos que apresentam os efeitos de herbicidas (HERBERT et al., 2014; BALBUENA et al., 2016; SASKA et al., 2016; ZANUNCIO et al., 2018) e do uso de fertilizantes (FOX, 2013) nos insetos, as informações ainda são escassas no que tange relacionar a comunidade da entomofauna com as práticas usuais de manejo da restauração florestal, como o controle de plantas indesejáveis e o uso de fertilizantes.

Sabendo que práticas de manejo auxiliam o estabelecimento das árvores nativas possibilitando o sucesso da restauração florestal (CAMPOE et al., 2014), e que a entomofauna não é somente um componente do ecossistema a ser restaurado, mas um possível indicador da restauração ecológica (AMAZONAS et al., 2018), o presente trabalho testou as seguintes hipóteses: (I) diferentes tipos de controle de plantas indesejáveis e uso de fertilizantes em uma área em estágio inicial de restauração florestal afetam o crescimento da comunidade de árvores implantada, e conseqüentemente, a abundância e a riqueza da entomofauna; (II) há uma relação positiva entre a abundância e riqueza da entomofauna são relacionadas à área basal das espécies arbóreas plantadas e à distância de um fragmento florestal referência (III) a entomofauna pode ser utilizada como bioindicador de mensuração do processo de restauração florestal de áreas em estágio inicial.

## 2 REVISÃO TEÓRICA

### 2.1 Restauração ecológica e compromissos mundiais

A restauração consiste em uma atividade que objetiva a recuperação substancial do ecossistema em comparação a um modelo de referência, devendo este ser preferencialmente nativo, independentemente do tempo necessário para alcançar essa recuperação. O objetivo não é a reconstituição idêntica do modelo referência, mas sim o restabelecimento de funções do ecossistema para a provisão contínua de serviços ecossistêmicos que garantam a integridade e a resiliência desse local a perturbações futuras (SER, 2019).

No período de 1990 a 2015, a área florestal do mundo diminuiu de 4,1 bilhões de hectares para pouco menos de 4 bilhões de hectares, uma redução de 3,1% (FAO, 2015). No Brasil, a perda florestal não foi diferente. O país perdeu cerca de 82 milhões de hectares de florestas naturais entre 1985 e 2018 (MAPBIOMAS, 2019). No caso específico da mata atlântica por exemplo, novos mapas de cobertura de solo demonstram que a cobertura vegetal atual é de 28% ou 32 milhões de hectares (Mha) de vegetação nativa (REZENDE et al., 2018). Apesar do desmatamento intenso, a Mata Atlântica abriga ainda valores significativos da diversidade biológica do Brasil, com elevados níveis de endemismo (MITTERMEIER et al., 2004).

Esses dados alarmantes sobre a perda florestal evidenciam a necessidade de restauração (FAO, 2015; FAO, 2018) e, além disso, o mundo se encontra hoje na chamada *Década de restauração de ecossistemas*, definição dada pela ONU (Organização das Nações Unidas) e que busca reforçar os compromissos globais e locais de restauração. Segundo a ONU, 57 países, governos subnacionais e organizações privadas já se comprometeram a restaurar mais de 170 milhões de hectares (FAO, 2020), entre outros compromissos como o *Bonn Challenge* e a *UN New York Declaration on Forests*, que tem por objetivo restaurar 350 milhões de hectares até 2030 (FAO, 2019). Além de compromissos locais, como a *Initiative 20x20*, na América Latina e no Caribe (20 milhões de hectares até 2020), a *Iniciativa Africana de Restauração da Paisagem Florestal (AFRI100)* (100 milhões de hectares na África, até 2030), a *ECCA30* (30 milhões de hectares na Europa, Cáucaso e Ásia Central até 2030) (BONN CHALLENGE, 2020).

No Brasil, também foram firmados compromissos como o *Pacto pela Restauração da Mata Atlântica*, que pretende restaurar 15 milhões de hectares até 2050, além de contribuir com 1 milhão de hectares ao *Bonn Challenge* em relação as metas de

2020. Esse Pacto representa uma das primeiras iniciativas de restauração para atingir as metas internacionais (CROUZEILLES et al., 2019).

Concomitante a este, foi firmado o decreto Nº 8.972/17, que institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa - PROVEG, no qual um dos objetivos é impulsionar a regularização ambiental das propriedades rurais brasileiras, em área total de, no mínimo, 12 milhões de hectares, até 31 de dezembro de 2030 (BRASIL, 2020) e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa - PLANAVEG, cujo finalidade é ampliar e fortalecer políticas públicas, financeiras e práticas agrícolas, bem como ações que permitam a recuperação de, no mínimo, 12,5 milhões de hectares de vegetação nativa nos próximos 20 anos (MMA, 2017).

A necessidade de firmar esses compromissos fica evidente quando se trata, por exemplo, de GEE (gases do efeito estufa), pois o desmatamento corresponde por quase 20% de todas as emissões desses gases, e cerca de 24 a 30% do potencial total de mitigação pode ser fornecido pela interrupção e reversão do desmatamento tropical (FAO, 2018). Outro fato importante, é que projeções já demonstram que devido ações antrópicas a temperatura do mundo irá aumentar cada vez mais rápido, e no Brasil serão observados com mais frequência maiores períodos de seca e enchentes severas, além de aumento na quantidade de dias no ano com temperaturas elevadas (IPCC, 2021).

## **2.2 Técnicas e manejos na restauração florestal**

Na busca para realizar o processo de restauração da melhor maneira, o caminho mais interessante seria aproveitar o potencial das espécies remanescentes para regeneração, porém ecossistemas com alto grau de degradação requerem intervenção mais intensa para recuperar esse ambiente (SER, 2019).

Assim, a restauração ativa, realizada por meio do plantio de mudas ou semeadura direta de diferentes espécies arbóreas (PALMA; LAURENCE, 2015; BRANCALION et al., 2016; CROUZEILLES et al., 2017) é a principal técnica de restauração florestal adotada em locais com baixo ou nenhum potencial de autorrecuperação, como os isolados com alto grau de desmatamento, histórico de degradação do solo, quantidade elevada de plantas indesejáveis, entre outros. Busca-se nesse processo recobrir o solo o mais rápido possível e favorecer a regeneração natural (CROUZEILLES et al., 2017; ALMEIDA; VIANI, 2019). Este tipo de restauração pode produzir um resultado mais rápido e adotar manejos diferenciados de condução do processo de acordo com os recursos disponíveis (PRACH et al., 2020).

Ambientes desmatados geralmente possuem um solo com baixa fertilidade (GONÇALVES et al., 2004). Além disso, a competição com gramíneas exóticas torna ainda mais difícil a obtenção de água e nutrientes pelas árvores plantadas (EYLES et al., 2012). Neste caso, a adoção de técnicas da silvicultura tradicional, como o controle das gramíneas invasoras e o uso de fertilizantes, reduz o estresse ambiental e favorecem o estabelecimento e o crescimento das espécies arbóreas, principalmente nos dois primeiros anos, período mais crítico dos plantios de restauração florestal (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; CAMPOE et al., 2014, TURCHETTO et al., 2020; WEIDLICH et al., 2020).

O controle de plantas indesejáveis e o uso de fertilizantes podem juntos diminuir as taxas de mortalidade e melhorar o estabelecimento das mudas (CAMPOE et al., 2014), além de permitir que as espécies nativas arbóreas plantadas maximizem suas taxas fotossintéticas, em consequência da maior disponibilidade de recursos, como nutrientes, competição e estresse ambiental reduzidos. Esses fatores contribuem para uma maior acumulação de biomassa das plantas e conseqüentemente amplia os estoques de carbono dessa área em restauração (TURCHETTO et al., 2020). A cobertura vegetal gera mudanças na condição do solo e disponibilidade de recursos, além de alteração no microclima da área, favorecendo a ocupação de outros grupos que buscam abrigo e recursos (AMAZONAS et al., 2018).

O monitoramento ambiental é uma ferramenta necessária para avaliar o sucesso da restauração, cujo maior objetivo é a recuperação das funções do ecossistema (McDONALD et al., 2016; GANN et al., 2019). Porém, mensurar a eficiência da restauração ecológica é algo complexo (PRACH et al., 2019) e, para que seja possível, pode-se adotar a coleta de indicadores relacionados com a vegetação, como medidas de altura e diâmetro de árvores em crescimento, que são de relativa facilidade e rapidez de mensuração (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; WORTLEY; HERO; HOWES, 2013 SUGANUMA; DURIGAN, 2014).

Outros indicadores também podem ser utilizados, como densidade e composição de espécies invasoras, densidade de regenerantes, número de espécies lenhosas nativas e invasoras presentes (VIANI et al., 2017); parâmetros físico-químicos do solo, regeneração natural das plantas (GATICA-SAAVEDRA; ECHEVERRÍA; NELSON, 2017; VIANI et al., 2017); além de outro método que vem ganhando espaço, que é o uso do sensoriamento remoto para avaliação da cobertura florestal, auxiliando na análise da restauração em larga escala (ALMEIDA et al., 2019). Independentemente dos indicadores

escolhidos, é importante ressaltar que o bom indicador é aquele capaz de identificar as menores mudanças nas características do ecossistema atribuíveis a perturbações específicas (DEY; SCHWEITZER, 2014).

### **2.3 Entomofauna na restauração florestal: Processos chave e bioindicadores**

Para que um organismo ou comunidade seja considerado bioindicador é necessário apresentar informações sobre as particularidades do ambiente (MARKERT et al., 1999). A fauna pode ser utilizada como bioindicadora para mensurar a restauração, mas para tanto, é necessário que o organismo apresente características como: (a) ser facilmente identificada e classificada por um não especialista; (b) possuir ampla distribuição; (c) apresentar características ecológicas conhecidas bem marcadas; (d) dispor de abundância de indivíduos de cada representante; (e) possibilitar a realização de experimentos de laboratório; (f) conter elevada sensibilidade às variações ambientais; e (g) ter elevada capacidade de quantificação e padronização (FÜREDER; REYNOLDS, 2003; HILTY; MERENLENDER, 2000).

No contexto de fauna, tais características podem ser encontradas nos insetos, que constituem o maior e mais diverso grupo do reino animal, e cujas estimativas sugerem a existência de cerca de 5,5 milhões de espécies, das quais apenas um quinto é conhecido (STORK, 2018; CARDOSO et al., 2020). Esse grupo é comumente utilizado como bioindicador, pois índices associados a ele podem refletir com mais precisão a dinâmica ecológica e as características do habitat (GERLACH; SAMWAYS; PRYKE, 2013; BORGES et al., 2021). O curto período de geração e a elevada densidade, além da alta diversidade morfológica e ecológica, permitem aos insetos uma alta capacidade de colonizar novos habitats, inclusive os restaurados (AUDINO; LOUZADA; COMITA, 2014).

Esses organismos representam componentes-chave na provisão, regulação e dinâmica de muitos serviços ecossistêmicos (RAMOS et al., 2020). Em provisão, tem-se os produtos obtidos do ecossistema, como a produção de mel, cera e seda, além dos insetos servirem como fonte de alimento para vários animais (SCHOWALTER; NORIEGA; TSCHARNTKE, 2018).

Como serviços de suporte, que são os responsáveis por prover outros serviços ecossistêmicos, tem-se por exemplo a polinização (MARTINS; ANTONINI, 2016), sendo os insetos importantes para a polinização de 60 a 90% das espécies de plantas (KLEIN et al., 2007); dispersão de sementes (HENAO-GALLEGO et al., 2012),

auxiliando na recomposição do ambiente, decomposição de matéria orgânica (NICHOLS et al., 2008), e ciclagem de nutrientes, disponibilizando recursos para o desenvolvimento das plantas e melhorando a estrutura e retenção de água no solo. Por fim, tem-se os serviços de regulação, como o controle biológico, tão importante no controle de potenciais pragas (NORIEGA et al., 2018; SCHOWALTER; NORIEGA; TSCHARNTKE, 2018; RODRÍGUEZ; POHJOISMÄKI; KOUKI, 2019).

Estas propriedades tornam este grupo uma ferramenta útil na restauração ecológica, uma vez que cada táxon é afetado de maneira diferente pelo ambiente (GERLACH; SAMWAYS; PRYKE, 2013). Dentro do processo de restauração, o desenvolvimento das plantas permite novos nichos aos insetos, fornecendo recursos alimentares e abrigo (AMAZONAS et al., 2018). A recomposição mais rápida da estrutura florestal, como a cobertura do dossel, fornece condições como matéria orgânica e umidade ao solo devido à sombra, fornecendo condições ideais de microclima para a entomofauna (PEARCE; VENIER, 2006).

Vários trabalhos citam a possibilidade do uso de insetos como bioindicadores (GERLACH; SAMWAYS; PRYKE, 2013; GATICA-SAAVEDRA; ECHEVERRÍA; NELSON, 2017) do processo de restauração (BORGES et al., 2021), ou dos efeitos da degradação, avaliando por exemplo, a influência de distúrbios como o fogo (PEARCE; VENIER, 2006), os efeitos de borda na floresta (BARNES et al., 2014), as diferentes idades de fragmentos e como isso pode afetar na composição da entomofauna (NYAFWONO et al., 2014; AMAZONAS et al., 2018), influência da cobertura de copa na entomofauna (NYAFWONO et al., 2015), relação da área basal de plantas do cerrado com a riqueza de formigas (DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2018) e presença de plantas indesejáveis que disponibilizem recursos para abelhas (TWERD; SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020).

Porém, pouco se sabe sobre os efeitos dos tipos de controle de espécies indesejáveis e o uso de fertilizantes sobre a entomofauna, e se é viável o uso da entomofauna como bioindicador em conjunto com indicadores de vegetação, para mensurar o sucesso da restauração. É de extrema importância que esses insetos estejam presentes, tanto para auxiliar na medição da qualidade ambiental quanto na prestação de serviços ecossistêmicos, que vão auxiliar tanto a área em regeneração quanto áreas próximas. Serviços como dispersão de sementes, ciclagem de nutrientes e polinização serão capazes de auxiliar a área em restauração tanto em seu reestabelecimento quanto

manutenção (SCHOWALTER; NORIEGA; TSCHARNTKE, 2018; RAMOS et al., 2020; BORGES et al., 2021).

### **3 OBJETIVO**

#### **3.1 Objetivo Geral**

O objetivo deste trabalho consistiu em testar a hipótese de que diferentes tipos de controle de plantas indesejáveis e o uso de fertilizantes podem influenciar o crescimento das árvores em uma área de restauração florestal em estágio inicial e, conseqüentemente, a entomofauna;

#### **3.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar se o manejo em um plantio de restauração florestal em estágio inicial pode afetar a área basal das espécies arbóreas;
- Verificar se a abundância e riqueza da entomofauna são relacionadas à área basal das espécies arbóreas plantadas e à distância de um fragmento florestal referência;
- A partir da relação obtida entre os parâmetros vegetais e de entomofauna, avaliar a viabilidade do uso da entomofauna como bioindicador dos processos iniciais de restauração florestal.

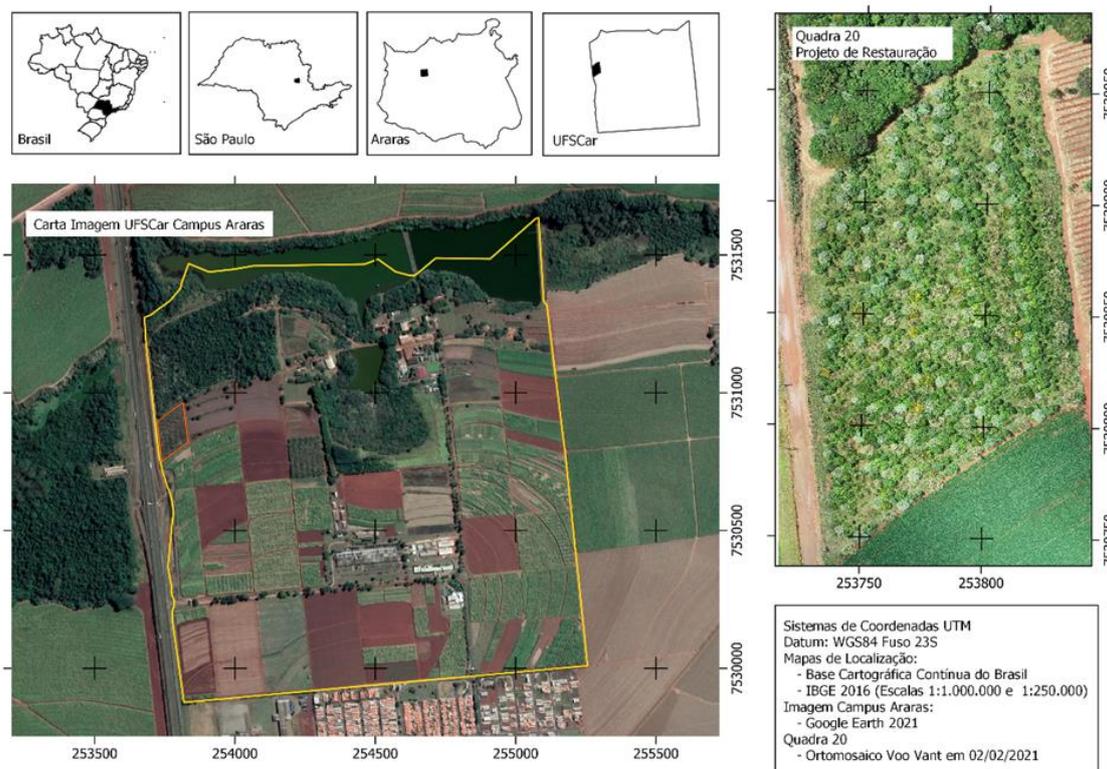
## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Caracterização da área de estudo**

O trabalho foi conduzido em uma área em estágio inicial de restauração florestal na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSCar, campus de Araras (22°18' S; 47°23' O; 674 m de altitude) (Figura 1).

A área experimental ocupa aproximadamente 1,84 ha (160 x 115 m), sendo que seu entorno é composto por áreas de rotação de culturas, especificamente soja e milho (leste), área de restauração florestal (norte); área de cultivo de cana-de-açúcar (sul) e a rodovia Anhanguera (oeste) (Figura 1). A fitofisionomia do local é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). O clima da região é classificado como mesotérmico Cwa, com temperatura média anual de 20,3 °C, com verões úmidos e quentes, e invernos frios e secos, precipitação anual de 1.300 mm (ALVARES et al., 2013). De março de 2019 a julho de 2020, a temperatura média foi de 20,5°C, variando de 17,3°C nos meses mais frios a 25,2°C nos meses mais quentes, e a precipitação foi de 1.619 mm (Apêndice 1).

**Figura 1.** Carta imagem com a localização da área de estudo (2017) e ortomosaico da área restaurada (2021) na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSCar, Araras, SP.



Fontes: IBGE (2016); QGIS (2017); Sais (2021).

O local, durante décadas, foi utilizado para o cultivo de cana-de-açúcar em rotação com soja. Nos últimos anos, o plantio de cana-de-açúcar foi substituído por cultivo rotacionado de soja e milho. Nesses cultivos, fazia-se uso de fertilizantes de rotina dos plantios com correção periódica do solo com calcário e controle frequente de plantas indesejáveis com herbicidas. O último cultivo foi realizado em 2018 e, antes da implantação do experimento, a área estava ocupada por gramíneas invasoras.

#### 4.2 Implantação do experimento

Para o preparo da área, houve a eliminação das plantas indesejáveis por meio de controle químico (glifosato) e, posteriormente, efetuou-se o preparo do solo com subsolagem, gradagem e sulcagem das linhas de plantio.

Para o experimento, foram selecionadas 24 espécies arbóreas (Tabela 1), sendo 11 pioneiras e 11 não pioneiras, além de mais duas espécies pioneiras, plantadas na bordadura para dividir as parcelas, mas que não foram incluídas nas análises. A

seleção das espécies foi feita de acordo com a disponibilidade de mudas do viveiro fornecedor (Viveiro Camará, Ibaté-SP), e priorizando as mais plantadas na restauração florestal da Mata Atlântica de acordo com Almeida e Viani (2019).

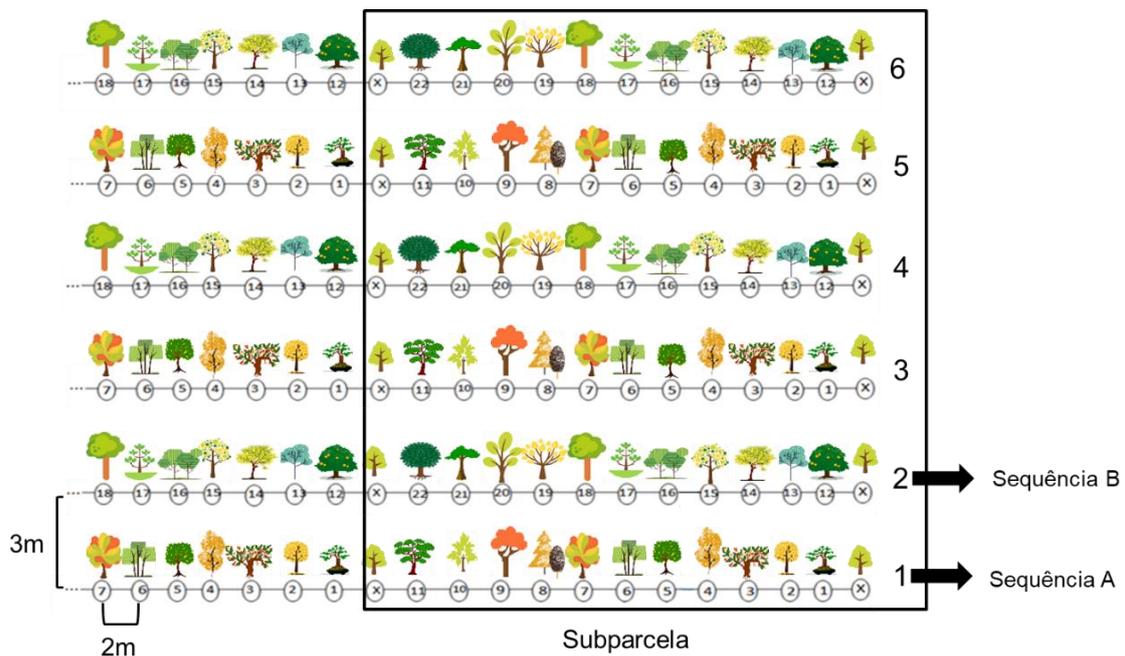
**Tabela 1.** Espécies arbóreas pioneiras (P) e não pioneiras (NP) utilizadas no plantio da área experimental.

Nº	Nome Científico	Grupo ecológico	Nome popular
1	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	P	Angico vermelho
2	<i>Eugenia uniflora</i> L.	NP	Pitangueira
3	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	P	Tamanqueiro
4	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	NP	Pau-d'alho
5	<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	P	Pau-viola
6	<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	NP	Dedaleiro
7	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	P	Algodoeiro
8	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	NP	Louro-pardo
9	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	Capixingui
10	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	NP	Jequitibá-branco
11	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S.Irwin & Barneby	P	Pau-cigarra
12	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	NP	Ipê-amarelo-cascudo
13	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	P	Monjoleiro
14	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	NP	Peroba-poca
15	<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	P	Ingá-do-brejo
16	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	NP	Copaíba
17	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	P	Tapiá
18	<i>Phytolacca dioica</i> L.	NP	Cebolão
19	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.	P	Fruto-do-sabiá
20	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	NP	Aroeira-brava
21	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	P	Fumo-bravo
22	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	NP	Guaçatonga
X	<i>Inga marginata</i> Willd.	P*	Ingá-feijão
X	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	P*	Leiteiro

X: espécies não avaliadas, apenas plantadas nas bordaduras. Os números representam a ordem de disposição da espécie nas parcelas.

As mudas foram produzidas em recipientes de papel degradável (Ellepot) com 160 cm<sup>3</sup>, em substrato composto de turfa canadense, casca de arroz carbonizada e vermiculita. As idades variaram entre 120 a 150 dias. Para o plantio, as espécies foram separadas em duas sequências de modo que ficassem intercaladas por grupo ecológico, ou seja, uma espécie pioneira seguida de uma espécie não-pioneira. Em uma linha ficaram as espécies da primeira sequência (A, Tabela 1, espécies de 1 a 11), que foi plantada sucessivamente até finalizar a linha. Na linha seguinte, plantou-se a segunda sequência (B, Tabela 1, espécies 12 a 22), até completar a linha. No início de cada sequência, foi plantada uma muda das espécies de bordadura (espécies classificadas como X na Tabela 1). O módulo de plantio é formado por duas linhas, a primeira com uma sequência A e a segunda com uma sequência B (Figura 2).

**Figura 2.** Ilustração do esquema de plantio das espécies. As espécies estão representadas pelos números indicados na Tabela 1. As figuras das árvores são somente ilustrativas e não correspondem com a arquitetura e forma das espécies selecionadas.

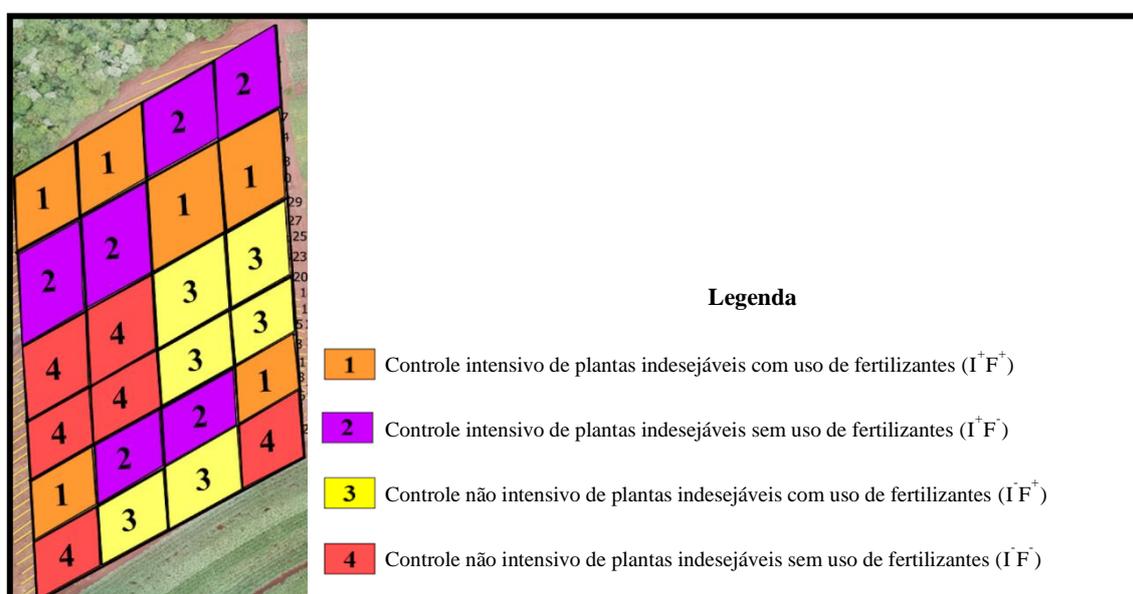


Fonte: A autora (2020).

Em março de 2019 foram plantadas 2.645 mudas com espaçamento de 3 m entrelinhas e 2 m entre plantas. Logo após o plantio, as mudas foram irrigadas todos os dias durante duas semanas, com o auxílio de um caminhão pipa. As mudas mortas foram repostas por mudas da mesma espécie no mês de abril de 2019, 30 dias após o plantio.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado em esquema de parcelas subdivididas, sendo seis parcelas principais aleatorizadas e 24 subparcelas experimentais também aleatorizadas de 432 m<sup>2</sup> cada (24 x 18 m). O tratamento principal (parcelas) foi o controle intensivo de plantas indesejáveis, e o secundário, o uso de fertilizantes (subparcelas). Desse modo, os tratamentos foram: 1- controle intensivo de plantas indesejáveis com o uso de fertilizantes (I<sup>+</sup>F<sup>+</sup>); 2- controle intensivo de plantas indesejáveis sem fertilizantes (I<sup>+</sup>F<sup>-</sup>) 3- controle não intensivo de plantas indesejáveis com fertilizantes (I<sup>-</sup>F<sup>+</sup>); 4- controle não intensivo de plantas indesejáveis sem fertilizantes (I<sup>-</sup>F<sup>-</sup>) (Figura 3).

**Figura 3.** Croqui com os tratamentos da área de estudo na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSCar, Araras, SP.



Fonte: A autora (2020).

O controle intensivo de plantas indesejáveis (I<sup>+</sup>) consistiu na aplicação de herbicida pós-emergente e não seletivo (glifosato) na entrelinha de plantio, com o coroamento manual das mudas com enxada, sendo a coroa feita com 50 cm de raio, a cada três meses. A aplicação de herbicida foi feita nos meses de julho e outubro de 2019 e janeiro, abril e julho de 2020, ou seja, a cada três meses, sendo que as três primeiras foram feitas via trator e as duas últimas com o pulverizador costal manual, devido à altura das plantas. A concentração utilizada foi de 1%, sendo o produto comercial composto de 480 g de glifosato e 360 g de equivalente ácido de glifosato por litro do produto, totalizando quatro litros por hectare.

O controle não intensivo (I<sup>-</sup>) representa o manejo convencional, sem uso de herbicida. Neste, foi realizada roçada mecanizada na entrelinha e coroamento manual das mudas com enxada a cada seis meses. A roçada foi feita nos meses de julho de 2019 e janeiro e julho de 2020, sendo que as duas primeiras foram feitas com trator e roçadeira costal, já na última, devido à altura das árvores, utilizou-se apenas roçadeira costal. O controle das plantas indesejáveis foi mantido até a área completar dois anos ( Apêndice 1), representando o que convencionalmente é adotado nos plantios de restauração florestal.

A aplicação de fertilizantes nas parcelas foi realizada em três momentos: uma fertilização de base em covetas laterais com fertilizante mineral composto por nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) 04-14-08, em outubro de 2019, visando principalmente atender toda a necessidade de P. Posteriormente, duas adubações de cobertura nos meses de janeiro e março de 2020, com fertilizante mineral NPK 20-0-10, com o objetivo de atender as necessidades de N e K. No total, foram aplicados 53 kg de N, 80 kg de P e 60 kg de K por hectare. Ressalta-se que a área em que foi feito o plantio já possui fertilidade construída pelo histórico de cultivos, sendo necessária apenas a correção periódica do solo para o plantio.

As quantidades de fertilizantes foram definidas com base na recomendação de fertilização de nativas do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF, 2005) e nas análises de solo químicas e granulométricas, realizadas pelos laboratórios de Fertilidade do Solo e Física do Solo, do CCA/UFSCar, a partir de amostras compostas na profundidade de 0 a 20 cm logo após o plantio das mudas. O tipo de solo predominante no local é o Nitossolo Vermelho Distroférico latossólico, com textura argilosa (YOSHIDA; STOLF, 2016).

#### **4.3 Coleta da entomofauna**

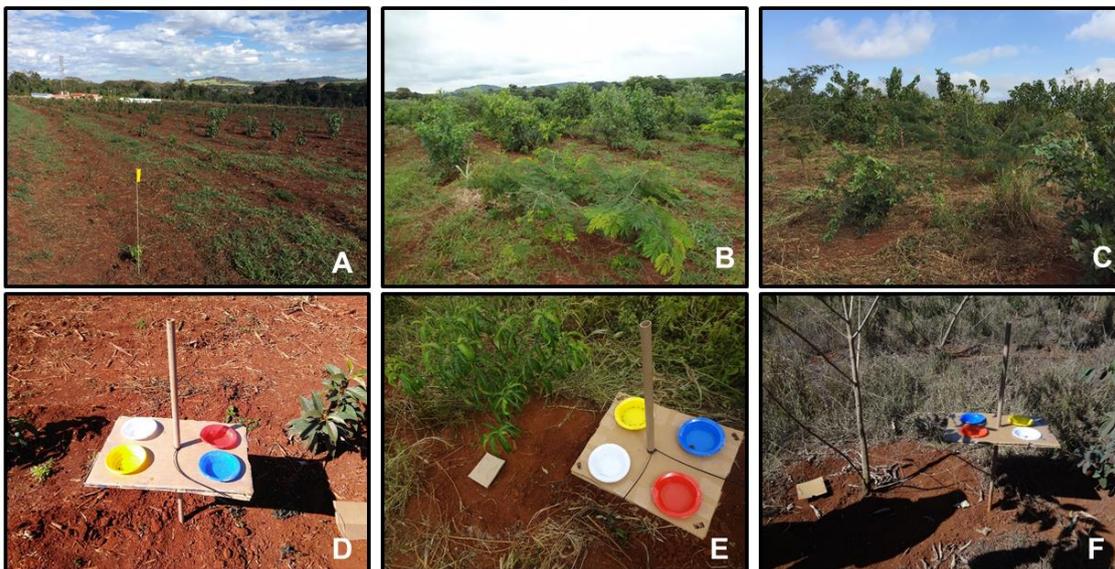
Foram realizadas três coletas de entomofauna nos meses de julho de 2019, janeiro e julho de 2020, com um intervalo mínimo de 24 horas após o controle das plantas indesejáveis, respeitando o período de reentrada de pessoas na área após aplicação do produto. As coletas ocorreram, respectivamente, quatro, dez e 16 meses após o plantio (Figura 4), sendo que estas datas foram selecionadas a fim de amostrar diferentes estações do ano, sendo duas coletas em período seco e uma coleta em período chuvoso.

As coletas foram realizadas com dois tipos de armadilhas: *pan traps* e *pitfalls*, que, além de suas especificidades, foram escolhidas por representarem uma forma simples e barata de coleta, sendo facilmente replicáveis em diferentes locais simultaneamente (SANTOS; CABANAS; PEREIRA, 2006; CAMPBELL; HANULA, 2007; TUELL; ISAACS, 2008; SAUNDERS; LUCK, 2013; BROWN; MATTHEWS, 2016; MÁZON et al., 2018).

As armadilhas do tipo *pan traps* foram escolhidas por serem mais adequadas para a coleta de insetos alados, como os visitantes florais, e devido à possibilidade de combinação de cores, sua capacidade de amostragem é aumentada perante outros métodos de coleta como malaise e guarda-chuva entomológico (CAMPBELL; HANULA, 2007; TUELL; ISAACS, 2008; SAUNDERS; LUCK, 2013, MÁZON et al., 2018), sendo também as armadilhas mais adequadas para coleta de insetos em áreas de florestas em estágio inicial de sucessão com diferentes alturas de dossel (GALLO et al., 2002; COSTA et al., 2011). As *pan traps* foram compostas por quatro cores (amarelo, azul, branco e vermelho), com o objetivo de capturar a maior diversidade de insetos alados possível, e dispostas no centro de cada parcela, a 0,5 m de altura, com canos de PVC (policloreto de vinila) presos ao chão. Em cada prato, foi acrescida uma solução de 150 mL (álcool 25% e algumas gotas de detergente neutro) (CAMPBELL; HANULA, 2007; VRDOLJAK; SAMWAYS, 2012) (Figura 5).

As armadilhas do tipo *pitfall* foram utilizadas para a coleta de insetos que passam parte ou a vida toda sobre o solo (SANTOS; CABANAS; PEREIRA, 2006; BROWN; MATTHEWS, 2016). Foram confeccionadas com copos plásticos de 10 x 12 cm (diâmetro x profundidade, volume de 500 mL), e em seu interior foi adicionada uma solução de 250 mL (formaldeído a 4% e algumas gotas de detergente neutro) (MOMMERTZ et al., 1996). As *pitfalls* foram dispostas no centro de cada subparcela, distantes 24 m entre si. Para minimizar os efeitos da chuva e queda de material orgânico dentro da armadilha, foram utilizados quadrados de papelão de 20 x 20 cm fixados com fios de arame de 20 cm (BAKER; BARMUTA, 2006) (Figura 6).

**Figura 4.** A) Área de amostragem quatro meses após o plantio. B) Área de amostragem dez meses após o plantio. C) Área de amostragem 16 meses após o plantio. D, E e F) Armadilhas do tipo *pantrap* e *pitfall* na área de amostragem quatro, dez e 16 meses após o plantio respectivamente.



Fonte: A autora (2020).

**Figura 5.** Processo de instalação de armadilha do tipo *pan trap*. A) Escavação do solo para fixação do cano de PVC. B, C e D) Instalação da base de papelão contendo os pratos plásticos. E) Visão superior dos pratos plásticos após a instalação.



Fonte: A autora (2020).

**Figura 6.** Processo de instalação da armadilha do tipo *pitfall*. A) Escavação do solo. B) Instalação do copo plástico e quadrado de papelão. C) Armadilha instalada.



Fonte: A autora (2019).

As armadilhas permaneceram em campo por 120 horas, sendo inspecionadas a cada 24 horas, e todo o material coletado foi alocado em recipientes plásticos individualizados e devidamente etiquetados, contendo álcool a 70% para posterior triagem e identificação (SANTOS; CABANAS; PEREIRA, 2006; SHWETA; RAJAMOHANA, 2018), e transportados para o Laboratório de Biologia de Invertebrados, CCA/UFSCar, Araras, SP.

Os espécimes foram identificados seguindo as chaves taxonômicas de Buzzi (2002), Gallo et al. (2002), Rafael et al. (2012), Triplehorn e Johnson (2015) e Fujihara et al. (2016), no nível taxonômico de ordem ou família. Segundo Vanin (2012), a ordem Collembola pertence à classe Ellipura, porém foi considerada em nosso estudo devido à sua rápida resposta às características ambientais (ORTIZ et al. 2019). Os espécimes foram nomeados de acordo com Rafael et al. (2012).

#### **4.4 Estrutura da vegetação em restauração e distância de remanescentes florestais**

Como indicador de estrutura da comunidade vegetal em restauração, foi utilizada a área basal ( $m^2$ ) das árvores plantadas na restauração a partir da mensuração do diâmetro individual ao nível do solo com paquímetro digital. Para conversão do diâmetro em área basal, considerou-se que os troncos têm um diâmetro circular e, para obter a área basal de cada subparcela, foram somadas as áreas basais de cada árvore dentro da subparcela. Foi mensurada também a distância em metros de cada uma das subparcelas ao fragmento de vegetação nativa mais próximo, localizado ao norte do experimento. As medições da área basal das espécies arbóreas foram feitas nos mesmos períodos de coleta da entomofauna.

#### 4.5 Análise dos dados de entomofauna e vegetação

Todas as análises foram feitas no software R (R Core Team, 2020) e o nível de significância adotado foi de 5%. A entomofauna coletada foi caracterizada com base na: a) composição taxonômica; b) abundância (nº de indivíduos); e c) riqueza (nº de táxons). Para a entomofauna também foi feita uma análise de rarefação, buscando verificar se existia diferença nos valores de riqueza rarefeita entre os tratamentos utilizando os pacotes *iNEXT* (HSIEH et al., 2016) e *ggplot2* (WICKHAM et al., 2020).

Para responder se os diferentes métodos de controle de plantas invasoras e o uso de fertilizantes afetam a abundância e a riqueza da entomofauna, foram somadas as coletas de *pitfall* e *pan trap* das três épocas. Primeiramente, foi avaliada a interação entre os parâmetros tipo de controle de plantas indesejáveis e uso de fertilizantes sob ambas as variáveis. Como não foi observada interação entre os parâmetros, estes foram analisados separadamente e, posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e à aplicação do teste de Tukey, para a comparação das médias das variáveis (Apêndice 2), utilizando os seguintes pacotes: *ExpDes.pt* (FERREIRA et al., 2017), *dae* (BRIEN, 2021) e *MASS* (RIPLEY et al., 2021) do R.

Para responder se os diferentes métodos de controle de plantas invasoras e uso de fertilizantes afetam a área basal das espécies arbóreas, foram utilizados os dados finais de área basal das subparcelas. Do mesmo modo, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e à aplicação do teste de Tukey, para a comparação das médias dos parâmetros.

As pressuposições de normalidade e homogeneidade foram verificadas pelos testes de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) e Levene (LEVENE, 1960), respectivamente. Quando ao menos uma das suposições não foi observada, uma transformação Box-Cox (BOX; COX, 1964) foi feita nos dados e, nos casos em que ela não corrigiu a quebra das pressuposições, foi adotado o procedimento de transformação de posto sugerido por Conover e Iman (1981).

Por fim para responder se existe relação entre as variáveis de vegetação (área basal e distância) com as de entomofauna, inicialmente, foram feitas análises de regressão linear múltipla, sendo que para escolher os modelos que melhor se ajustam aos dados foi utilizado o critério de informação de Akaike (AIC), pelo método backward. Aqui, as pressuposições de normalidade e homoscedasticidade foram verificadas pelos testes de Shapiro-Wilk e Breusch-Pagan (BREUSCH; PAGAN, 1979), respectivamente. Nessa análise, foram agrupadas as informações das três coletas, respeitando-se a separação dos

dados em seus respectivos períodos. Todas as análises foram feitas utilizando o pacote *LMest* (HOTHORN et al., 2017) do software R.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 Coleta da entomofauna**

Foram coletados 16.001 espécimes distribuídos em 11 ordens e 64 famílias (Tabela 2). Os mais representativos foram Hymenoptera: Formicidae (34,03%), Diptera: Drosophilidae (9,66%), Diptera: Tachinidae (9,35%), Collembola (8,80%).

**Tabela 2.** Ocorrência total de insetos coletados em armadilhas do tipo *pan trap* e *pitfall* nos tratamentos estudados. I<sup>+</sup>F<sup>+</sup> - Controle intensivo de indesejáveis com fertilizantes; I<sup>+</sup>F<sup>-</sup> - controle intensivo de indesejáveis sem fertilizantes; I<sup>-</sup>F<sup>+</sup> - controle não intensivo de indesejáveis com fertilizantes; I<sup>-</sup>F<sup>-</sup> - controle não intensivo de indesejáveis sem fertilizantes.

Períodos		Quatro meses após o plantio					Dez meses após o plantio					Dezesseis meses após o plantio					Total	F (%)	Método de coleta
		Coleta 1 – Período Seco (2019)					Coleta 2 – Período Chuvoso (2020)					Coleta 3 - Período Seco (2020)							
Ordem	Família	I <sup>+</sup> F <sup>+</sup>	I <sup>+</sup> F <sup>-</sup>	I <sup>-</sup> F <sup>+</sup>	I <sup>-</sup> F <sup>-</sup>	Total	I <sup>+</sup> F <sup>+</sup>	I <sup>+</sup> F <sup>-</sup>	I <sup>-</sup> F <sup>+</sup>	I <sup>-</sup> F <sup>-</sup>	Total	I <sup>+</sup> F <sup>+</sup>	I <sup>+</sup> F <sup>-</sup>	I <sup>-</sup> F <sup>+</sup>	I <sup>-</sup> F <sup>-</sup>	Total			
Hexapoda	Collembola	196	197	98	173	664	31	45	75	65	216	137	188	115	88	528	1408	8.80	<i>Pitfall</i>
Insecta	Coleoptera																		
	Anobiidae	4	2	0	4	10	3	4	7	6	20	1	1	1	4	7	37	0.23	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Carabidae	2	4	1	0	7	127	216	36	21	400	4	5	7	5	21	506	3.16	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Cerambycidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	2	0.01	<i>Pan trap</i>
	Chrysomelidae	8	11	1	5	25	43	46	30	34	153	7	6	5	4	22	200	1.25	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Coccinellidae	3	2	0	1	6	1	0	0	3	4	0	0	0	0	0	10	0.06	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Curculionidae	0	1	0	0	1	7	0	2	0	9	0	1	2	2	5	15	0.09	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Elateridae	1	0	0	0	1	1	3	2	4	10	0	2	0	0	2	13	0.08	<i>Pan trap</i>
	Melyridae	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.01	<i>Pan trap</i>
	Meloidae	3	1	1	1	6	12	10	5	16	43	0	0	0	0	0	49	0.31	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Nitidulidae	15	29	16	12	72	88	104	53	61	306	32	33	27	32	124	504	3.15	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Scarabaeidae	1	1	3	2	7	21	7	10	8	46	0	0	0	0	0	53	0.33	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Scolytidae	0	0	0	1	1	11	1	0	2	14	0	0	0	0	0	15	0.09	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Staphylinidae	2	1	2	0	5	26	10	7	3	46	8	6	8	2	24	75	0.47	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Tenebrionidae	8	11	5	1	25	2	1	1	1	5	1	0	0	0	1	31	0.19	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Diptera																		
	Asilidae	0	0	0	0	0	4	4	3	6	17	0	0	0	5	5	18	0.11	<i>Pan trap</i>
	Cecidomyiidae	2	1	3	4	10	103	80	55	58	296	53	36	21	45	155	461	2.88	<i>Pitfall/Pan trap</i>

Períodos	Quatro meses após o plantio					Dez meses após o plantio					Dezesseis meses após o plantio					Total	F (%)	Método de coleta	
	Coleta 1 – Período Seco (2019)					Coleta 2 – Período Chuvoso (2020)					Coleta 3 - Período Seco (2020)								
	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total				
	Culicidae	0	1	0	0	1	2	6	4	9	21	10	5	7	9	31	53	0.33	<i>Pan trap</i>
	Dolichopodidae	10	15	9	6	40	20	17	2	2	41	4	1	1	2	8	89	0.56	<i>Pan trap</i>
	Drosophilidae	30	26	25	16	97	390	498	195	269	1352	15	24	26	32	97	1545	9.66	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Muscidae	0	4	3	1	8	12	31	3	2	48	0	0	0	0	0	56	0.35	<i>Pan trap</i>
	Phoridae	45	6	10	9	70	33	19	11	9	72	35	33	39	36	143	285	1.78	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Sarcophagidae	2	2	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0.03	<i>Pan trap</i>
	Sciaridae	9	11	16	6	42	37	27	26	18	108	16	16	10	17	59	209	1.31	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Stratiomyidae	0	0	0	1	1	0	2	0	1	3	0	1	1	0	2	6	0.04	<i>Pan trap</i>
	Syrphidae	3	1	0	0	4	9	7	2	4	22	14	9	9	4	36	62	0.39	<i>Pan trap</i>
	Tachinidae	4	2	2	5	13	282	632	204	305	1423	9	16	19	17	61	1496	9.35	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Uliidae	6	3	2	1	12	11	5	2	8	26	0	0	5	0	5	43	0.27	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Xylophagidae	0	0	0	0	0	40	30	23	26	119	2	0	1	1	4	122	0.76	<i>Pan trap</i>
Dermaptera	Forficulidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0.01	<i>Pitfall</i>
	Labiduridae	1	0	0	0	1	25	16	9	3	53	0	0	0	0	0	54	0.34	<i>Pitfall/Pan trap</i>
Hemiptera	Alydidae	13	61	10	6	90	10	16	5	7	38	1	6	1	2	10	138	0.86	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Aphididae	23	7	4	4	38	2	2	0	0	4	5	14	12	11	42	84	0.52	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Cercopidae	10	14	7	13	44	5	10	3	3	21	0	1	0	0	1	66	0.41	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Cicadellidae	0	7	1	0	8	4	10	1	1	16	9	4	2	10	25	49	0.31	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Cicadidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0.01	<i>Pan trap</i>
	Coreidae	0	1	1	0	2	2	8	2	0	12	0	0	0	1	1	15	0.09	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Cydnidae	0	0	1	1	2	3	8	0	1	12	0	0	0	0	0	14	0.09	<i>Pitfall/Pan trap</i>
	Largidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0.01	<i>Pan trap</i>

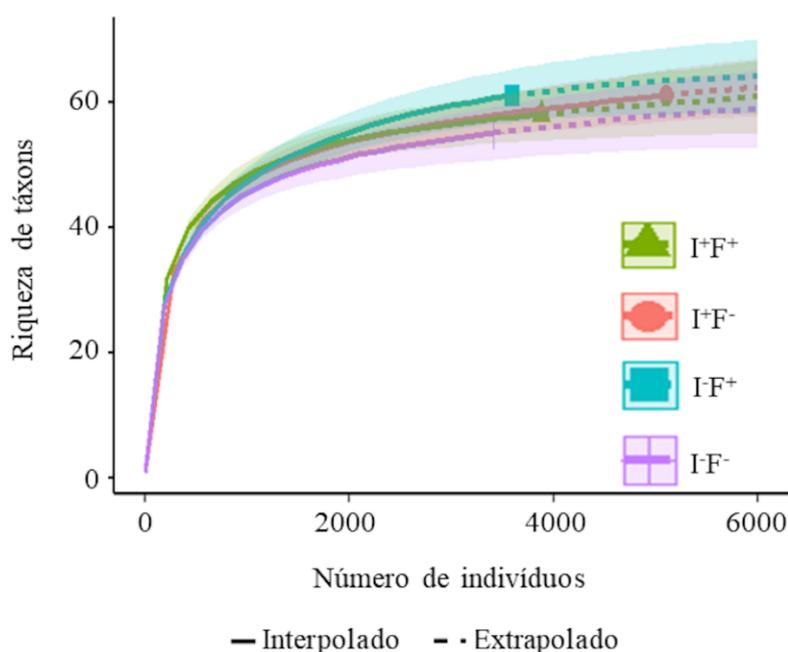
Períodos	Quatro meses após o plantio					Dez meses após o plantio					Dezesseis meses após o plantio					Total	F (%)	Método de coleta	
	Coleta 1 – Período Seco (2019)					Coleta 2 – Período Chuvoso (2020)					Coleta 3 - Período Seco (2020)								
	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total				
	Membracidae	4	0	0	0	4	1	2	1	0	4	4	28	17	20	69	77	0.48	Pitfall/Pan trap
	Pentatomidae	3	0	1	0	4	0	1	0	0	1	1	0	1	0	2	7	0.04	Pitfall/Pan trap
	Psyllidae	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.01	Pitfall/Pan trap
	Reduviidae	1	1	0	0	2	0	5	0	0	5	0	2	1	0	3	10	0.06	Pitfall/Pan trap
	Tingidae	0	4	1	1	6	36	15	26	26	103	1	2	1	0	4	113	0.71	Pitfall/Pan trap
Hymenoptera	Apidae	4	3	1	2	10	3	13	1	1	18	6	4	3	3	16	44	0.27	Pan trap
	Braconidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	2	0.01	Pitfall/Pan trap
	Formicidae	135	90	182	84	491	465	630	643	654	2392	525	781	678	578	2562	5445	34.03	Pitfall/Pan trap
	Halictidae	7	10	11	7	35	66	67	45	36	214	18	15	12	20	65	312	1.95	Pitfall/Pan trap
	Ichneumonidae	0	0	0	0	0	2	3	3	0	8	1	1	1	0	3	11	0.07	Pan trap
	Mutillidae	1	4	10	2	17	0	3	0	0	3	3	1	1	1	6	26	0.16	Pitfall/Pan trap
	Mymaridae	4	4	1	1	10	1	0	1	0	2	1	3	0	3	7	19	0.12	Pan trap
	Pompilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0.01	Pitfall/Pan trap
	Pteromalidae	1	0	1	1	3	4	1	0	1	6	1	0	0	1	2	10	0.06	Pitfall/Pan trap
	Scoliidae	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	0.01	Pitfall
	Sphecidae	0	0	0	0	0	1	1	2	0	4	4	8	3	6	21	25	0.16	Pitfall/Pan trap
	Trichogrammatidae	2	2	0	0	4	2	0	1	0	3	1	0	0	3	4	11	0.07	Pitfall/Pan trap
	Vespidae	0	0	0	0	0	2	2	2	1	7	1	6	4	0	11	18	0.11	Pan trap
Lepidoptera	Gelechiidae	3	0	3	2	8	2	2	5	4	13	6	5	6	2	19	40	0.25	Pitfall/Pan trap
	Hesperiidae	1	1	0	4	6	12	6	4	6	28	11	5	3	8	27	61	0.38	Pan trap
	Pieridae	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	2	0.01	Pan trap
Mantodea		1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.01	Pitfall
Neuroptera	Chrysopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0.01	Pan trap
Orthoptera	Acrididae	1	0	1	0	2	0	0	0	1	1	0	1	2	0	3	6	0.04	Pitfall

Períodos	Quatro meses após o plantio					Dez meses após o plantio					Dezesseis meses após o plantio					Total	F (%)	Método de coleta
	Coleta 1 – Período Seco (2019)					Coleta 2 – Período Chuvoso (2020)					Coleta 3 - Período Seco (2020)							
	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total	I+F+	I+F-	I-F+	I-F-	Total			
Anostomatidae	0	0	0	0	0	0	3	0	2	5	0	1	0	0	1	6	0.04	Pitfall
Gryllidae	5	4	2	7	18	14	8	23	7	52	2	1	2	2	7	77	0.48	Pitfall/Pan trap
Psocoptera	14	20	9	6	49	0	0	1	0	1	22	52	19	22	115	165	1.03	Pitfall/Pan trap
Thysanoptera Phlaeothripidae	29	18	16	15	78	6	5	2	1	14	2	5	10	5	22	114	0.71	Pitfall/Pan trap
Thripidae	32	46	33	26	137	38	99	19	38	194	33	59	26	49	167	428	2.67	Pitfall/Pan trap
Outros	105	137	57	74	373	185	170	146	136	637	35	32	47	49	163	1173	7.33	Pitfall/Pan trap
<b>Total</b>	755	767	550	508	2580	2207	2912	1705	1875	8699	1042	1422	1156	1102	4722	16001	100%	

F.: Frequência (%). Outros\*:Chalcidoidea; ninfas de Hemiptera: Cercopidae, Cicadelidae e Heteroptera.

Do total de indivíduos, 25,02% foram encontrados no tratamento I<sup>+</sup>F<sup>+</sup>; 31,88% em I<sup>+</sup>F<sup>-</sup>; 21,32% em I<sup>-</sup>F<sup>+</sup> e 21,78% em I<sup>-</sup>F<sup>-</sup>. Todos os tratamentos foram muito semelhantes entre si para os valores de riqueza rarefeita, indicando que o nível de diversidade entre as áreas também foi muito similar. (Figura7).

**Figura 7.** Índice de rarefação para os tratamentos: controle intensivo de plantas indesejáveis com fertilizantes (I<sup>+</sup>F<sup>+</sup>), controle intensivo de plantas indesejáveis sem fertilizantes (I<sup>+</sup>F<sup>-</sup>), controle não intensivo de plantas indesejáveis com fertilizantes (I<sup>-</sup>F<sup>+</sup>), controle não intensivo de plantas indesejáveis sem fertilizantes (I<sup>-</sup>F<sup>-</sup>). A banda sombreada representa intervalos de confiança de 95% com base em 360 réplicas de *pan traps* e *pitfall*.



Formicidae foi o grupo mais abundante em todos os locais, padrão esse comumente observado na literatura, uma vez que as formigas são predominantes na maior parte dos ecossistemas terrestres, com destaque para as florestas tropicais (LEAL et al., 2012). São consideradas importantes indicadores ecológicos, muitas vezes utilizadas para medir o estado de conservação de determinado local após a ocorrência de um distúrbio ambiental (GERLACH; SAMWAYS; PRYKE, 2013). O fato de sua abundância ser tão elevada, como observado, pode estar relacionado a fatores como a alta capacidade de reestabelecimento desses insetos em ambientes que sofreram com diferentes níveis de perturbação e ao método de amostragem, no caso

armadilhas do tipo *pitfall*, que pode superestimar a abundância de insetos de distribuição agregada, se realizada próximo a ninhos, coletando grandes quantidades de indivíduos (AMAZONAS et al., 2018; CASIMIRO; SANSEVERO; QUEIROZ, 2019).

As formigas são consideradas engenheiras do ecossistema, pois afetam a disponibilidade e o tipo de recursos no solo (VENUSTE et al., 2018) podendo, por exemplo, promover a melhoria das características físicas e químicas do solo (RUIZ; LAVELLE, 2008), o que se torna importante em se tratando de áreas disponíveis para a restauração florestal, que geralmente são locais exauridos, com solo compactado e com baixa disponibilidade de nutrientes, diferentemente do local em que foi realizado o estudo, com correção periódica da fertilidade e ausência de compactação de solo. Essas características, dentro do processo de desenvolvimento da floresta, vão sendo alteradas conforme se avança na trajetória de sucessão ecológica (MELONI; VARANDA, 2015; AMAZONAS et al., 2018), alterando, o tipo de vegetação, podendo oferecer mais locais para nidificação, como galhos não decompostos caídos no solo (SOUZA et al., 2012), recursos importantes para esses indivíduos.

Com o processo de restauração ocorrem mudanças na comunidade vegetal, uma vez que, com o desenvolvimento das plantas condições como microclima, umidade e qualidade do solo através da decomposição de material orgânico são melhoradas. Esses fatores estimulam a macrofauna do solo e grupos como Formicidae (AMAZONAS et al., 2018) e Collembola, que são beneficiados pela mudança na quantidade e disponibilidade de matéria orgânica no solo (ORTIZ et al., 2019). Não somente a macrofauna de solo, mas também insetos como Drosophilidae, que representam consumidores primários de microrganismos associados aos estágios iniciais de decomposição de material vegetal (FURTADO; MARTINS, 2018).

Collembola são organismos beneficiados por atividades que aumentam a biomassa microbiana no solo, uma vez que essa serve de fonte de alimento para esses indivíduos, bem como são beneficiados por atividades de baixa intensidade de uso do solo, como a restauração florestal. Essas características de resposta ao solo tornam esse grupo um bom bioindicador de qualidade ambiental (ORTIZ et al., 2019). A elevada ocorrência desses indivíduos, foi também observada por Machado et al. (2015) em áreas em estágios iniciais de restauração florestal, e uma das explicações seria que por serem tão jovens, essas áreas ainda estão caminhando para uma trajetória

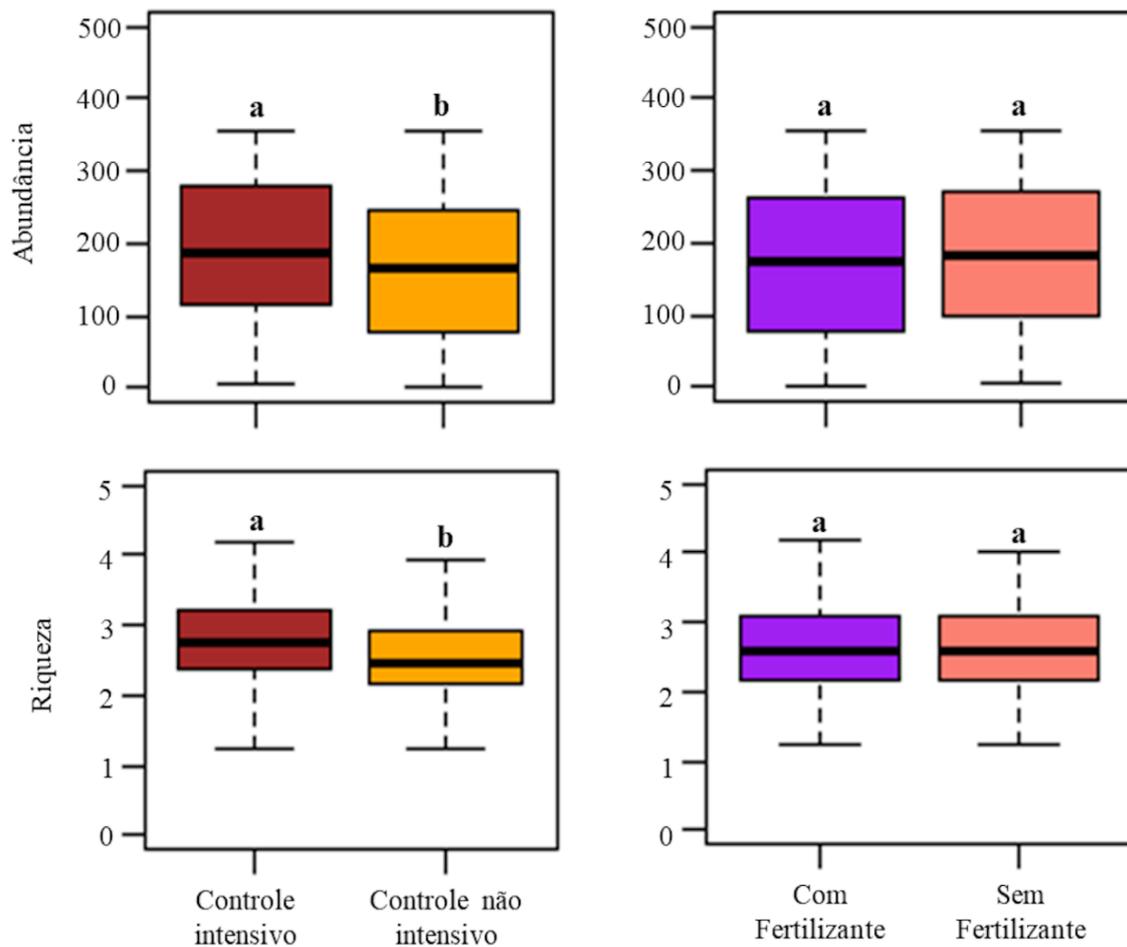
de equilíbrio, logo, não são observados nelas todos os organismos como, predadores que pudessem equilibrar as populações de Collembola.

Com maior heterogeneidade ambiental propiciada com o plantio misto de espécies arbóreas na restauração, tem-se maior complexidade estrutural da vegetação, permitindo maior disponibilidade de recursos vegetais (AMAZONAS et al., 2018), sendo esses capazes de fornecer alimentos a diferentes níveis da cadeia trófica, como por exemplo, herbívoros que são parasitados por insetos da família Tachinidae, que apresentam benefícios potenciais de controle biológico natural em paisagens florestais (RODRÍGUEZ; POHJOISMÄKI; KOUKI, 2019).

## **5.2 A intensificação da restauração florestal e a entomofauna**

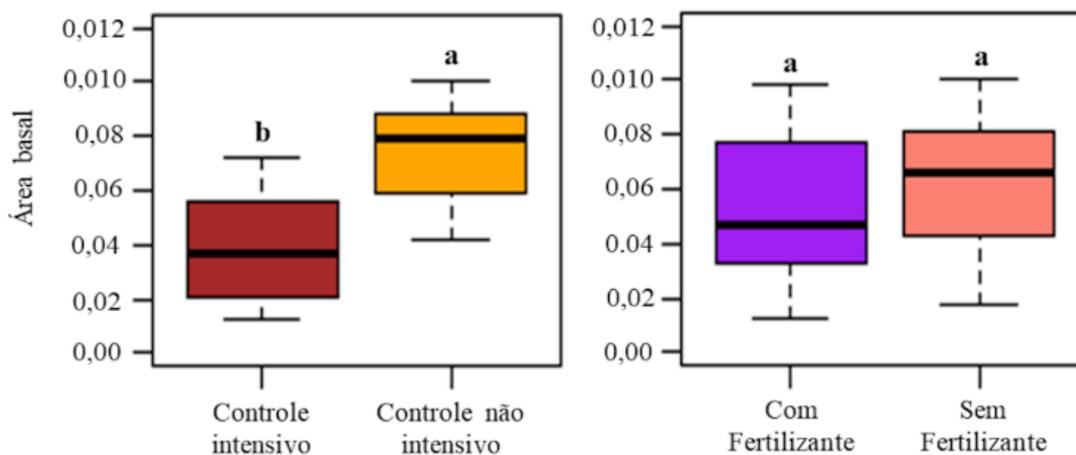
Quando combinados, o controle de plantas indesejáveis e o uso de fertilizantes não influenciaram a abundância ( $p = 0,6849$ ) e a riqueza ( $p = 0,5226$ ) da entomofauna. Porém, quando os parâmetros foram analisados separadamente, a intensidade de controle de plantas indesejáveis afetou a abundância ( $p = 0,0441$ ) e a riqueza ( $p = 0,0011$ ), sendo que o teste de Tukey mostrou que ao controle intensivo estão associados os maiores valores de entomofauna (Figura 8). A abundância ( $p = 0,0441$ ) e a riqueza ( $p = 0,0011$ ) da entomofauna foi significativamente maior em parcelas com controle intensivo de plantas indesejáveis e o uso de fertilizantes não teve efeito sobre a entomofauna.

**Figura 8.** Boxplots dos dados de abundância e riqueza da entomofauna por subparcela da área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e ao uso ou não de fertilizantes nas mudas, em Araras-SP, Brasil. Boxplots gerados com as medidas de abundância modificadas pela transformação de posto sugerida por Conover e Iman e medidas de riqueza modificadas pela transformação Box-Cox. Tratamentos com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p > 0,05$ ).



Com relação a área basal observou-se que esta foi significativamente maior em parcelas de controle não intensivo de plantas indesejáveis ( $p < 0,001$ ), e o uso de fertilizantes não teve efeito sobre a área basal (Figura 9).

**Figura 9.** Boxplots dos dados de área basal (m<sup>2</sup>) das espécies arbóreas por subparcela da área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e à uso de fertilizantes ou não das mudas, em Araras-SP, Brasil. Tratamentos com a mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ( $p > 0,05$ ).



Sabe-se que a intensidade de manejo e o uso de herbicidas na restauração pode auxiliar as espécies arbóreas no estabelecimento das mudas, por diminuir o estresse ambiental pela competição reduzida com plantas indesejáveis (CAMPOE et al., 2014; SUGANUMA; DURIGAN, 2014; FERREZ et al., 2015; BRANCALION et al., 2019; ALWI et al., 2020; SANTANA et al., 2020), fator importante para o estabelecimento das mudas em plantios de restauração florestal (WEIDLICH et al., 2020). Com o desenvolvimento das plantas, atinge-se uma questão chave na restauração florestal, que é a formação do dossel arbóreo (ALMEIDA; VIANI, 2019), auxiliando no controle de plantas indesejáveis por meio do sombreamento do solo (RODRIGUES et al., 2009).

Porém, contrariamente ao esperado, observou-se que o controle não intensivo de plantas indesejáveis beneficiou o desenvolvimento das espécies florestais. É importante ressaltar que a maioria das áreas destinadas a restauração, apresentam características como solos degradados tomados por gramíneas invasoras (SER, 2019), logo esse resultado poderia ser explicado pela área de estudo apresentar histórico de cultivo agrícola. Nesse contexto, mesmo o controle não intensivo feito via roçada foi eficiente em diminuir a competição das espécies indesejáveis com as árvores plantadas, principalmente por conter o coroamento da muda, local esse onde seria mais prejudicial a ocorrência das espécies indesejáveis (MACIEL et al., 2011).

Somado ao coroamento, uma vez que ele ocorreu em ambos os tratamentos, em áreas com histórico de controle químico de plantas indesejáveis, podem ter sido utilizados produtos com o mesmo mecanismo de ação para o controle dessas plantas por diversos anos. A utilização repetitiva pode ter selecionado espécies tolerantes (DARMENCY; COLBACH; LE CORRE, 2017), o que pode ter diminuído a efetividade do controle. A técnica de controle de plantas indesejáveis na restauração florestal através de herbicidas, principalmente glifosato, um herbicida não seletivo é amplamente proposta (WEIDLICH et al., 2020). Porém, como o controle intensivo de plantas indesejáveis com o uso do herbicida não influenciou positivamente o crescimento das árvores, ressalta-se que outros fatores podem ter influenciado.

Em alguns casos, as espécies arbóreas nativas também podem ser afetadas negativamente por herbicidas não seletivos (WILLOUGHBY et al., 2004; SILVEIRA et al., 2013; WAGNER; NELSON, 2014), sendo que a sensibilidade ao herbicida é variável em função da alta variabilidade genética das espécies nativas, podendo agir tanto como um estimulante para o crescimento (PEREIRA et al., 2015) ou causador de injúrias (WAGNER; NELSON, 2014).

Com relação à entomofauna, quando analisadas apenas a abundância e a riqueza, não houve efeito negativo do uso do herbicida, corroborando com Watts, Thornburrow e Cave (2016), que também não observaram impacto negativo do uso de herbicidas sobre invertebrados em áreas de restauração. Este resultado poderia ser atribuído a um maior crescimento das árvores, pois haveria maior cobertura de copa e melhora da qualidade do solo propiciando condições como umidade e sombra, além de abrigo, permitindo a ocorrência de diferentes grupos de invertebrados (BASSET; LAMARRE, 2019). Porém, diferentemente do esperado, no controle intensivo de plantas indesejáveis, foram observados os menores valores de área basal.

Conforme a metodologia do experimento, foi feito o controle das espécies indesejáveis durante todo o período de coleta, porém a maioria desses controles ocorreram com as mudas das espécies arbóreas ainda pequenas. Quando feito isso, foram retiradas plantas indesejáveis que poderiam também fornecer abrigo e recursos a esses insetos, uma vez que a relação plantas indesejáveis e insetos é estreita devido a essas plantas oferecerem recursos para esses organismos (BRETAGNOLLE; GABA, 2015; TWERD; SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020). Entretanto, no controle intensivo de espécies indesejáveis, essa relação de insetos e plantas pode ter ocorrido, pois como apontado anteriormente, o controle

com o herbicida em uma área com histórico de cultivo, pode não ter sido eficiente no completo controle das plantas indesejáveis.

Para o presente estudo, foi escolhido o nível taxonômico de família, e buscou-se trabalhar com todos os grupos que foram amostrados no local, visando entender de forma mais ampla como os insetos ocorriam naquela área em regeneração.

Por fim, destaca-se também a necessidade de avaliação de outros fatores que podem ter influenciado a entomofauna como a idade da área em restauração (NYAFWONO et al., 2014), a cobertura das copas (NYAFWONO et al., 2015) e a presença e tipo de plantas indesejáveis no local (LITT, 2014; BRETAGNOLLE; GABA, 2015; TWERD; SOBIERAJ-BETLINSKA, 2020).

### 5.3 Relação entre as variáveis de vegetação e a entomofauna

Para a regressão linear múltipla foram considerados os resultados das ANOVAs e do teste de Tukey para as variáveis da entomofauna, onde foi observada influência significativa apenas do tratamento principal, composto pelo controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis. Agrupou-se então as divisões dos tratamentos secundários que correspondem ao uso ou não de fertilizantes. As variáveis utilizadas no modelo foram área basal das espécies arbóreas (m<sup>2</sup>) e a distância em metros das subparcelas a um fragmento florestal referência. Porém, pelo critério AIC, com exceção da abundância no tratamento não intensivo (em que o modelo nulo foi escolhido), o modelo sugerido considerou apenas a variável área basal das espécies (Tabela 3), ou seja, trabalhou-se com uma análise de regressão linear simples.

**Tabela 3.** Valores do critério de informação de Akaike (AIC) para cada modelo de combinação de variáveis em relação as subparcelas com controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis, pelo método backward, em área em estágio inicial de restauração florestal.

Modelos	Intensivo		Não intensivo	
	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza
Modelo 1	Área basal + Distância	Área basal + Distância	Área basal + Distância	Área basal + Distância
Valor de AIC	170,24	162,53	172,99	112,13
Modelo sugerido	Área basal	Área basal	Modelo nulo	Área basal
Valor de AIC	169,31	162,04	170,52	110,8

Para o tratamento intensivo a regressão mostrou-se significativa apenas para a variável riqueza da entomofauna (valor de  $p = 0,0306$ ). Para o tratamento não intensivo a regressão não se mostrou significativa para a variável abundância, sendo que nesse caso nenhum dos modelos utilizados foi eficiente para explicar a variável resposta. No caso da variável riqueza, embora o método de AIC tenha apontado para o modelo com a variável área basal das espécies arbóreas, a regressão não se mostrou significativa (valor de  $p = 0,0877$ ).

**Tabela 4.** Análise de regressão linear simples para abundância e riqueza da entomofauna em subparcelas com controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis, em área em estágio inicial de restauração florestal.

	Intensivo		Não intensivo	
	*Abundância	*Riqueza	Abundância	*Riqueza
Valor de R <sup>2</sup>	0,0854	0,1302	-	0,0833
Valor de p	0,0837	0,0306	-	0,0877
Teste de Shapiro-Wilk	0,1240	0,2371	-	0,2505
Teste de Breusch-Pagan	0,4922	0,6272	-	0,2630
Intercepto + valor de p	15,0850	14,3047	-	4,2255
	(<0,001)	(<0,001)	-	(<0,001)
Área basal + valor de p	0,2940	0,3613	-	0,0076
	(0,0837)	(0,0306)	-	(0,0877)

\*Valores de abundância e riqueza obtidos após transformação Box-Cox

Era esperada uma relação entre a distância das subparcelas do fragmento florestal com a entomofauna, uma vez que é conhecida a observação de que fragmentos mais antigos funcionam como fonte de diferentes grupos de insetos para outros locais, por exemplo, cultivos ou fragmentos mais jovens, como no caso da área de estudo (BARNES et al., 2014; SANTOS; BISCHOFF; FERNANDES, 2018). Porém essa relação não foi observada e, como mencionado anteriormente, outros fatores não analisados poderiam ter explicado melhor as variáveis de entomofauna.

Sabe-se que o desenvolvimento da vegetação em restauração é relacionado com a abundância e a riqueza de diferentes grupos de fauna que vão atuar, em contrapartida, na provisão de serviços ecossistêmicos (BULLOCK et al., 2011). Na presente análise, foi observado que a regressão para a variável riqueza é significativa e se relaciona

positivamente com a área basal, apenas no controle intensivo de plantas indesejáveis, fato esse que pode ser devido à idade da área em restauração, com apenas dois anos. Estudos mostram que a recomposição de macrofauna de solo, uma das mais rápidas perante outros grupos, pode ocorrer de cinco a sete anos após o plantio (GOMES et al., 2014; AMAZONAS et al., 2018). Era esperado encontrar uma relação mais forte da entomofauna com a área basal, porém essa relação ainda é fraca, pois, Amazonas et al. (2018) observaram que a cobertura de dossel se apresenta como a variável mais interessante para ser relacionada com a entomofauna nos primeiros anos da restauração ecológica, uma vez que no início ela pode ser influenciada também pela disposição e densidade de plantio (SUGANUMA; DURIGAN, 2014).

Os resultados observados neste estudo mostram a elevada complexidade de entendimento das relações vegetação-fauna nos primeiros anos da restauração florestal. Buscou-se analisar e determinar fatores que, na literatura, em plantios de restauração florestal jovens, afetam insetos e outras comunidades, como: a resposta negativa de insetos ao controle intensivo de plantas indesejáveis feito por meio da aplicação de herbicida (HERBERT et al., 2014) perante ao não intensivo referente a roçada mecanizada, a resposta positiva da restauração a práticas de silvicultura intensiva e sua eficiência no controle de plantas indesejáveis (CAMPOE et al., 2014) e, a área basal, variável tão utilizada no monitoramento da restauração, que em outros estudos se relacionou com a entomofauna (DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2018). Destaca-se que pesquisas futuras são necessárias para investigar quais outros fatores podem influenciar a vegetação e a entomofauna em áreas em estágio inicial, de restauração florestal, sendo neste ou em outros tipos de fitofisionomias.

## **6 CONCLUSÕES**

No presente estudo apesar de não ter sido negativo para a entomofauna e ser uma prática recorrente, o uso de herbicida do tipo glifosato nem sempre representa uma técnica efetiva no controle de plantas indesejáveis, sendo necessário avaliar as características dos locais em que será utilizado, pensando em sua influência nas espécies arbóreas nativas. Com o aumento da área basal das plantas observa-se maior riqueza de indivíduos no local. . No nível de identificação taxonômico utilizado, a entomofauna não pôde ser adotada como parâmetro secundário de mensuração do sucesso da restauração florestal em áreas em estágio inicial de desenvolvimento.

## 7 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C.; VIANI, R.A.G Selection of shade trees in forest restoration plantings should not be based on crown tree architecture alone. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.27, n.4, p. 832–839, 2019.
- ALMEIDA, C.; VIANI, R.A.G. **Espécies arbóreas plantadas na restauração da Mata Atlântica: análise florística e funcional**. Araras: LASPEF UFSCar, 2020. Versão 2 – agosto 2020. Disponível em: [https://laspef.com.br/wp-content/uploads/2020/08/Almeida-Viani-esp%C3%A9cies-plantadas-na-restaura%C3%A7%C3%A3o-da-Mata-Atl%C3%A2ntica\\_v2ago2020.pdf](https://laspef.com.br/wp-content/uploads/2020/08/Almeida-Viani-esp%C3%A9cies-plantadas-na-restaura%C3%A7%C3%A3o-da-Mata-Atl%C3%A2ntica_v2ago2020.pdf). Acesso em: 7 jan. 2019.
- ALMEIDA, D. R. A. *et al.* A new era in forest restoration monitoring. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v. 28, n. 1, p. 8-11, 2020.
- ALVARES, C.A. *et al.* Koppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v.22, n.6, p.711-728, 2013.
- ALWI, A.; LAPAMMU, M.; JARAPUDIN, Y.; MOLONY, K.; BODEN, D.; MACDONELL, P.; WARBURTON, P.; BRAWNER, J.; MEDER, R. Importance of weed control prior to planting for the establishment of planted forests in Sabah, Malaysia. **Journal of Tropical Forest Science**, Kuala Lumpur, v. 32, n. 4, p. 349-354, 2020.
- AMAZONAS, N.T. *et al.* Soil macrofauna density and diversity across a chrono sequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.78, n.3, p.449-456, 2018.
- AUDINO, L. D.; LOUZADA, J.; COMITA, L. Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? **Biological Conservation**, Essex, v.169, p. 248-257, 2014.
- BAKER, S.C.; BARMUTA, L.A. Evaluating spatial autocorrelation and depletion in pitfall-trap studies of environmental gradients. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v.10, n.3, p.269-276, 2006.
- BALBUENA, M.S. *et al.* Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. **The Journal of Experimental Biology**, London, v.218, n17, p.2799-2805, 2016.
- BARNES, A. D. *et al.* Matrix habitat restoration alters dung beetle species responses across tropical forest edges. **Biological Conservation**, Essex, v. 170, p. 28–37, 2014.

BASSET, Y.; LAMARRE, G.P.A. Toward a world that values insects. **Science**, Washington, v.364, n.6447, p.1230-1231, 2019.

BONN CHALLENGE. **The Bonn Challenge**. Washington. Disponível em: <https://www.bonnchallenge.org/>. Acesso em: 5 mar. 2019.

BOX, G. E. P.; COX, D. R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)**, Michigan v.26, n. 2, p.211-252, 1964.

BORGES, F.L.G. *et al.* Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v.125, p.e107458, 2021.

BRASIL, 2020. **DECRETO Nº 8.972, DE 23 DE JANEIRO DE 2017** Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm). Acesso em: 28 set. 2020.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, Gainesville, v.48, n.6, p. 856–867, 2016.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, Washington, v.29, n.2, e01847, 2019.

BRETAGNOLLE, V.; GABA, S. Weeds for bees? A review. **Agronomy for Sustainable Development**, Paris, v.35, p. 891-909, 2015.

BREUSCH, T.S., PAGAN, A.R. A Simple Test for Heteroscedasticity and Random Coefficient Variation. **Econometrica**, Chicago, v. 47, n.5, p.1287-1294, 1979.

BRIEN, C.J. 2020. **Notes on the use of dae for design**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/dae/vignettes/DesignNotes.pdf> . Acesso em:18 set. 2019.

BROWN, G.R.; MATTHEWS, I.M. A review of extensive variation in the design of pitfall traps and a proposal for a standard pitfall trap design for monitoring ground-active arthropod biodiversity. **Ecology and Evolution**, Bethesda, v.6, n.12, p.3953-3964, 2016.

BROWN, K.S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht v.1, n.1, p.25-42, 1997.

BULLOCK, J.M. *et al.* Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology & Evolution**. v.26, n.10, p.541-549, 2011.

BUZZI, Z. J. **Entomologia didática**. Curitiba: UFPR - Universidade Federal do Paraná, 2002. 348 p.

CAMPBELL, J.W.; HANULA, J.L. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v.11, n.4, p.399-408, 2007.

CAMPOE, O. C. *et al.* Atlantic Forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.313, n.1, p.233-242, 2014.

CAMPOE, O. C; STAPE, J. L.; MENDES, J.C.T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.259, n.9, p.1808–1814, 2010.

CARDOSO, P. *et al.* Scientists' warning to humanity on insect extinctions. **Biological Conservation**, Essex, v.242, n.1, p.108426, 2020.

CASIMIRO, M.S.; SANSEVERO, J.B.B.; QUEIROZ, J.M. What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v.102, p.593-598, 2019.

COSTA, E. C. *et al.* **Entomologia florestal**. 2. ed. rev. ampl. Santa Maria: Editora UFSM, 2011. 238 p.

CONOVER, W. J., IMAN, R. L. Rank transformations as a bridge between parametric and nonparametric statistics. **The American Statistician**, Michigan, v.35, n.3, p.124-129, 1981.

CROUZEILLES, R. *et al.* Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.3, n.8, p.1701345, 2017.

CROUZEILLES, R. *et al.* There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Rio de Janeiro, v.17, n.2, p. 80-83, 2019.

DALLE LASTE, K.C.; DURIGAN, G.; ANDERSEN, A.N. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, Carlton, v.44, n.2, p 313-326, 2018.

DARMENCY, H.; COLBACH, N; LE CORRE, V. Relationship between weed dormancy and herbicide rotations: implications in resistance evolution. **Pest Management Science**, Sussex, v.73, n.10, p.1994-1999, 2017.

DEY, D. C.; SCHWEITZER, C. J. Restoration for the Future: Endpoints, Targets, and Indicators of Progress and Success. **Journal of Sustainable Forestry**, Washington v. 33, p. 43–65, 2014.

ESALQ, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" Universidade de São Paulo. Série de Dados Climatológicos do Campus Luiz de Queiroz de Piracicaba, SP, Departamento de Engenharia de Biosistemas. Piracicaba, 2021. Disponível em: <http://www.leb.esalq.usp.br/leb/postoaut.html>. Acesso em: 30 abr. 2021.

EYLES, A. *et al.* Ecophysiological responses of a young blue gum (*Eucalyptus globulus*) plantation to weed control. **Tree Physiology**, Oxford, v.32, p.1008–1020, 2012.

FEREZ, A.P. *et al.* Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.350, n.1, p.40-45, 2015.

FERREIRA, E.B., CAVALCANTI, P.P., NOGUEIRA, D.A. ExpDes: An R Package for ANOVA and Experimental Designs. **Applied Mathematics**, Philadelphia, v.5, n.19, p.2952-2958, 2017.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Global forest resources assessment 2015: how are the world's forests changing?** 2nd. ed. Rome: FAO, 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4793e.pdf>. Acesso em: 5 maio 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **The state of the world's forests 2018: forest pathways to sustainable development.** Rome: FAO, 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/3/I9535EN/i9535en.pdf>. Acesso em: 5 maio. 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. World Resources Institute - WRI. **The road to restoration: a guide to identifying priorities and indicators for monitoring forest and landscape restoration.** Washington: FAO, 2019. Disponível em: <https://wriorg.s3.amazonaws.com/s3fs-public/road-to-restoration.pdf>. Acesso em: 8 de maio. 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **New UN Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change.** Rome: FAO, 2020. Disponível em: <http://www.fao.org/news/story/en/item/1182090/icode/>. Acesso em: 28 set. 2020.

FOX, R. The decline of moths in Great Britain: a review of possible causes. **Insect Conservation and Diversity**, Oxford, v.6, n.1, p.5-19, 2013.

FURTADO, I.S.; MARTINS, M.B. The impacts of land use intensification on the assembly of drosophilidae (Diptera). **Global Ecology and Conservation**, Amsterdam, v.16, p.e00432, 2018.

FUJIHARA, R.T. *et al.* (ed.). **Insetos de importância econômica: guia ilustrado para identificação de famílias**. Botucatu: Editora Fepaf, 2011. 391 p.

FÜREDER, L. AND REYNOLDS, J.D., 2003. Is *Austropotamobius pallipes* a good bioindicator? **Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture**, Boves, v.370-371, p.157-163, 2003.

GALLO, D. *et al.* **Entomologia Agrícola**. 3. ed. Piracicaba: FEALQ, 2002. 920 p.

GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v. 27, n.1, p.1–46, 2019.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.25, n.6, p.847-1034, 2017.

GERLACH, J.; SAMWAYS, M., PRYKE, J. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v.17, n.4, p.831-850, 2013.

GOMES, E.F.C. *et al.* Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. **Sociobiology**, Chico, v.61, n.3, p.250-257, 2014.

GONÇALVES, J. L. M. *et al.* Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.93, p.45–61, 2004.

HENAO-GALLEGO, N. *et al.* An Artificial Aril Designed to Induce Seed Hauling by Ants for Ecological Rehabilitation Purposes. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.20, n.5, p.555-560, 2012.

HERBERT, L.T. *et al.* Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. **Journal of Experimental Biology**, London, v.217, n.19, p. 3457-3464, 2014.

HILTY, J. AND MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, Essex, v. 92, n. 2, p.185-197, 2000.

HOUGHTON, R. A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A.A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO<sub>2</sub>. **Nature Climate Change**, London, v.5, p.1022-1023, 2015.

HOTHORN, T. et al. **Package ‘lmtest’**, 2017. Disponível em:

<https://cran.microsoft.com/snapshot/2017-10-15/web/packages/lmtest/lmtest.pdf>.

Acesso em: 9 nov. 2017.

HSIEH, T.C.; MA, K.H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, Hoboken, v.7, n.12, p.1451–1456, 2016.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, Manuais Técnicos de Geociências, v.1, p. 1- 271, 2012.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis**. Cambridge: IPCC - Working Group I, v.6, p.1-42, 2021.

IPEF, Institutos de Pesquisas e Estudos Florestais. **Recomendações de Uso de fertilizantes para *Eucalyptus*, *Pinus* e Espécies Nativas**. Piracicaba, 2005.

Disponível em: <https://www.ipef.br/silvicultura/adubacao.asp> . Acesso em: 5 maio 2019.

KLEIN, A.M. *et al.* Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, Edinburgh, v.274, p.303-313, 2007.

LAURANCE, W.F.; Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas, **Nature Climate Change**, London, v.489, p.290-294, 2012.

LEAL, I.R. *et al.* Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v.25, n.1, p.1687-1701, 2012.

LEVENE, H. Robust tests for equality of variances. *In*: GLESER, L.J.; PERLMAN, M.D; PRESS, S.J.; SAMPSON, A.R. **Contributions to probability and statistics:**

Essays in honor of Ingram Olkin. Stanford, California. Stanford University Press, 1960, p.278-292.

LITT, A.R. *et al* Effects of invasive plants on arthropods. **Conservation Biology**. Texas, v. 28, n.6, p.1532-1549, 2014.

MACHADO, D.L. *et al*. Soil fauna in successional dynamics of Atlantic Forest in semi-deciduous seasonal forest in the basin of river ‘Paraíba do Sul’, Rio de Janeiro State. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.25, n.1, p.91-106, 2015.

MACIEL, C. D. G.; POLETINE, J. P.; ALVES, I. M.; RAIMONDI, M. A.; RODRIGUES, M.; BUENO, R. R.; COSTA, R. S. Coroamento no controle de plantas daninhas e desenvolvimento inicial de espécies florestais nativas. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v.32, n.1, p.119-128, 2011.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomass – Coleção 2 da Série Anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 10 set. 2017.

MARKERT, B. *et al*. The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment. **Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry**, Liechtenstein, v.240, n.2, p.425-429, 1999.

MARTINS, R.; ANTONINI, Y. Can pollination syndromes indicate ecological restoration success in tropical forests? **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.24, n.3, p.373-380, 2016.

MAZÓN, M. *et al*. Entomofauna associated with agroforestry systems of timber species and cacao in the Southern Region of the Maracaibo Lake Basin (Mérida, Venezuela). **Insects**, Basel, v.9, n.2, p.1-15, 2018.

McDONALD T. *et al*. **International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts**. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. 2016. Disponível em: <http://www.ser.org/?page=SERStandards>. Acesso em: 20 maio 2019.

MELONI, F.; VARANDA, E. M. Litter and soil arthropod colonization in reforested semi-deciduous seasonal Atlantic forests. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.23, n.5, pp. 690 – 697, 2015.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Recuperação da vegetação nativa**. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica\\_emdesenvolvimento/recupera%C3%A7%C3%A3o-da-vegeta%C3%A7%C3%A3o-nativa](https://www.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento/recupera%C3%A7%C3%A3o-da-vegeta%C3%A7%C3%A3o-nativa). Acesso em: 28 set. 2020.

- MITTERMEIER, R.A. *et al.* **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX, 2004.
- MOMMERTZ, S. *et al.* A comparison of D-Vac suction, fenced and unfenced pitfall trap sampling of epigeal arthropods in agro-ecosystems. **Annales Zoologici Fennici**, Helsinki, v. 33, p. 117-124, 1996.
- MONQUERO, P.A.; CHRISTOFFOLETI, P.J. Dinâmica do banco de sementes em áreas com aplicação frequente do herbicida glyphosate. **Planta Daninha**, Viçosa, v.21, n.1, p.63-69, 2003.
- NICHOLS, E. *et al.* Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n.6, p.1461–1474, 2008.
- NORIEGA, J.A. *et al.* Research trends in ecosystem services provided by insects. **Basic and Applied Ecology**, Jena, n.26, p.8-23, 2018.
- NYAFWONO, M. *et al.* Fruit-feeding butterfly communities as indicators of forest restoration in an Afro-tropical rainforest. **Biological Conservation**, Essex, v.174, p.75–83, 2014.
- NYAFWONO, M. *et al.* Tree community composition and vegetation structure predict butterfly community recovery in a restored afro-tropical rain forest, **Biodiversity and Conservation**, London, v.24, n.6, p.1473-1485, 2015.
- ORTIZ, D.C. *et al.* Diversity of springtails (Collembola) in agricultural and forest systems in Southern Santa Catarina. **Biota Neotropica**, Campinas, v.19, n.3, p.1-9, 2019.
- PALMA, A.C.; LAURANCE, S.G.W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, Uppsala, v.18, n.4, p.561-568, 2015.
- PEARCE, J.L.; VENIER, L.A. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v.6, p.780-793, 2006.
- PEREIRA, M. R. R. *et al.* Subdoses de glyphosate no desenvolvimento de espécies arbóreas nativas. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.31, n.2, p.326-332, 2015.
- PERRING, M.P. *et al.* Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. **Ecosphere**, Washington, v.6, n.8, p. 131, 2015.

PRACH, K. *et al.* A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.27, n.5, p. 917-923, 2019.

PRACH, K. *et al.* Possibilities and limitations of passive restoration of heavily disturbed sites. **Landscape Research**, Abingdon, v.45 n.2, p. 247-253, 2020.

QGIS Development Team. *QGIS geographic information system*. Open-Source Geospatial Foundation Project. Version 3.6.3 Bucharest, 2019. Disponível em: <https://www.qgis.org/en/site/> Acesso em: 14 mar. 2019.

RAFAEL, J.A. *et al.* **Insetos do Brasil**. Diversidade e Taxonomia. Ribeirão Preto: Ed. Holos, 2012. 810 p.

RAMOS, D.L. *et al.* Ecosystem services provided by insects in Brazil: What do we really know? **Neotropical Entomology**, Londrina, v.49, n.6, p.783-794, 2020.

REZENDE, C.L. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Rio de Janeiro, v.16, n.4, p.208-214, 2018.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n.6, p. 1242-1251, 2009.

RODRÍGUEZ, A.; POHJOISMÄKI, J.L.O.; KOUKI, J. Diversity of forest management promotes parasitoid functional diversity in boreal forests. **Biological Conservation**, Essex, v.238, p.108205, 2019.

RSTUDIO TEAM. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, version 3.5.3 Inc., Boston: The R Foundation for Statistical Computing Platform, 2015 Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 5 fev. 2019.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.13, n.3, p.569–577, 2005.

RUIZ, N.; LAVELLE, P. **Soil macrofauna field manual: technical level**. Rome, 2008. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i0211e/i0211e.pdf> Acesso em: 15 mar. 2021.

RIPLEY, B. *et al.* **Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS**, 2020. Disponível em: <https://stat.ethz.ch/R-manual/R-devel/library/MASS/html/00Index.html> Acesso em: 7 jan. 2020.

SANTANA, J. E. S.; LELES, P. S. S.; RESENDE, A. S.; MACHADO, A. F. L.; RIBEIRO, J. G.; GOMES, R. F. Grasses Control Strategies in Setting Restoration Stand of the Atlantic Forest. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v.27, n.2, 2020.

SANTOS, L.A.O.; BISCHOFF, A.; FERNANDES, O.A. The effect of forest fragments on abundance, diversity and species composition of predatory ants in sugarcane fields. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v.33, p.58-65, 2018.

SANTOS, S.A.P.; CABANAS, J.E.; PEREIRA, J.A. Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v.43, n.2, p.77-83, 2007.

SASKA, P. *et al.* Treatment by glyphosate-based herbicide alters life history parameters of the rose-grain aphid *Metopolophium dirhodum*. **Scientific Reports**, London v.6, p.1-10, 2016.

SAUNDERS, M.E.; LUCK, G.W. Pan trap catches of pollinator insects vary with habitat. **Australian Journal of Entomology**, Melbourne, v.52, n.2, p.106-113, 2013.

SEYMOUR, F.; HARRIS, N.L. Reducing tropical deforestation. **Science**, Washington v. 365, n.6455, p.756-757, 2019.

SCHOWALTER, T.D.; NORIEGA, J.A.; TSCHARNTKE. Insect effects on ecosystem services—Introduction. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v.26, p.1-7, 2018.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, Oxford, v.52, n.3-4, p.591-611, 1965.

SHWETA, M.; RAJAMOZHANA, K. A comparison of sweep net, yellow pan trap and malaise trap for sampling parasitic Hymenoptera in a backyard habitat in Kerala, **Entomon**, Malden, v.43, n.1, p. 33-44, 2018.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **International principles and standards for the practice of Ecological Restoration**. Washington: SER, 2019. Disponível em: [www.ser.org](http://www.ser.org). Acesso em: 14 mar. 2019.

SILVEIRA, E. R.; MELO, A. C. G.; CONTIÉRI, W. A.; DURIGAN, G. Controle de gramíneas exóticas em plantio de restauração do Cerrado. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (Ed.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras, v.1, p. 5-7, 2013.

SOUZA, D. R. *et al.* Characterization of Ant Communities (Hymenoptera: Formicidae) in Twigs in the Leaf Litter of the Atlantic Rainforest and Eucalyptus

Trees in the Southeast Region of Brazil. **Psyche: A journal of Entomology**. Cambridge, v.2012, 12p., 2012.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, Washington, v.347, n.6223, p.736-748, 2015.

STORK, N. E. How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? **Annual Review of Entomology**, Stanford, v.63, p.31-45, 2018.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.23, n.3, p.238-251, 2015.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos insetos**. Tradução da sétima edição - Borror and Delong's Introduction to the Study of Insects - São Paulo: Cengage Learning, 2013, 809 p.

TUELL, J.K.; ISAACS, R. Elevated pan traps to monitor bees in flowering crop canopies. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, Dordrecht, v.131, n.1, p.93-98, 2009.

TURCHETTO, F. *et al.* Intensive silvicultural practices drive the forest restoration in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.473, p.118325, 2020.

TWERD, T; SOBIERAJ-BETLINSKA, A. Wild bee (Apiformes) communities in contrasting habitats within agricultural and wooded landscapes: implications for conservation management. **Agricultural and Forest Entomology**, Oxford, v.22, n.4, p.358 – 372, 2020.

VANIN, S.A. **Filogenia e Classificação**. In: RAFAEL, J.A. *et al.*, Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Ribeirão Preto, SP. Holos, 2012, p.81-110.

VENUSTE, N. *et al.* Use of soil and litter ants (Hymenoptera: Formicidae) as biological indicators of soil quality under different land uses in southern Rwanda. **Environmental Entomology**, College Park, v.47, n.6, p.1394–1401, 2018.

VIANI, R. A. G. *et al.* Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest restoration pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, Washington, v.10, p.1–8, 2017.

VIEIRA, S. Análise de variância. São Paulo: Atlas, 2006. 204 p.

VRDOLJAK, S. M.; SAMWAYS, M. J. Optimising colored pan traps to survey flower visiting insects. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v.16, n.4, p.345-354, 2012.

WAGNER, V.; NELSON, C. R. Herbicides can negatively affect seed performance in native plants. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, n.22, p.288-291, 2014.

WATTS, C., THORNBURROW, D.; CAVE, V. Responses of invertebrates to herbicide in *Salix cinerea* invaded wetlands: Restoration implications. **Ecological Management & Restoration**, Carlton, v.17, n.3, p.243-249, 2016.

WEIDLICH, E.W.A. *et al.* Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. **The Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.57, p.1806-1817, 2020.

WICKHAM, H. *et al.* **Package ‘ggplot2’**. Disponível em: <https://cloud.r-project.org/web/packages/ggplot2/ggplot2.pdf> . Acesso em: 9 nov. 2020.

WILLOUGHBY, I. J.; PEPPER, H.; GREGORY, S.; DEWAR, J.; NISBET, T.; PRATT, J.; MCKAY, H.; SIDDON, R.; MAYLE, B.; HERITAGE, S.; FERRIS, R.; TROUT, R. Reducing pesticide use in forestry: practice guide. **Forest Research Forestry Commission**, Edinburgh, p.1–140, 2004.

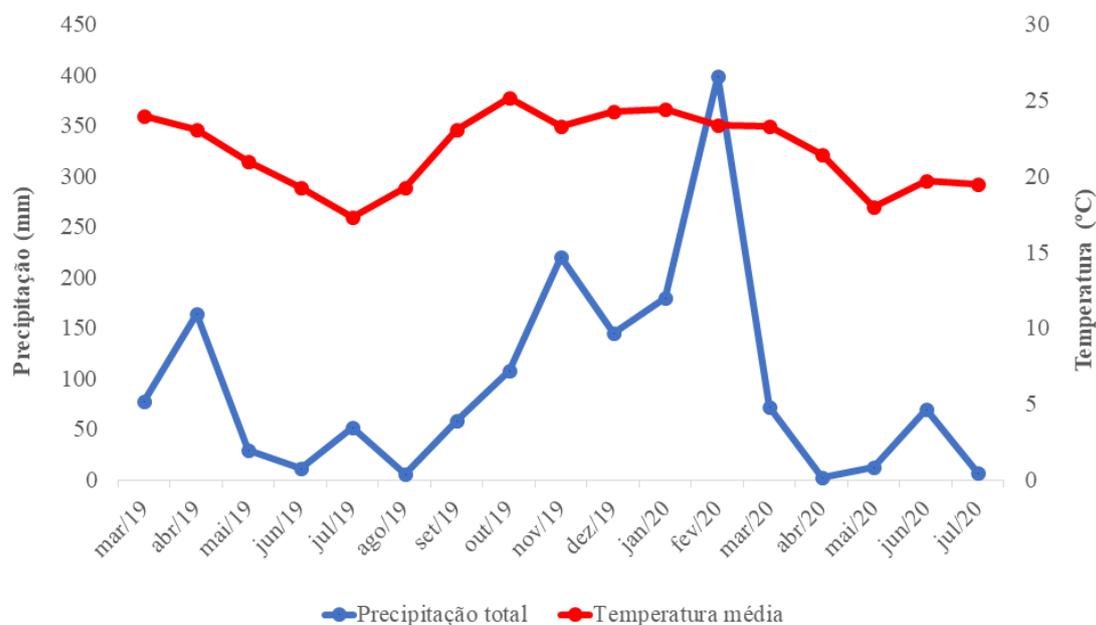
WORTLEY, L; HERO, J.M.; HOWES, M. Evaluating Ecological Restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration**, Malden, v.21, n.5, p.537-543, 2013.

YOSHIDA, F. A.; STOLF, R. Mapeamento digital de atributos e classes de solos da UFSCar- Araras/SP. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, Araras, v.3, n.1, p.1-11, 2016.

ZANUNCIO, J. C. *et al.* Glyphosate-based herbicides toxicity on life history parameters of zoophytophagous *Podisus nigrispinus* (Heteroptera: Pentatomidae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Orlando, v.147, p. 245 – 250, 2018.

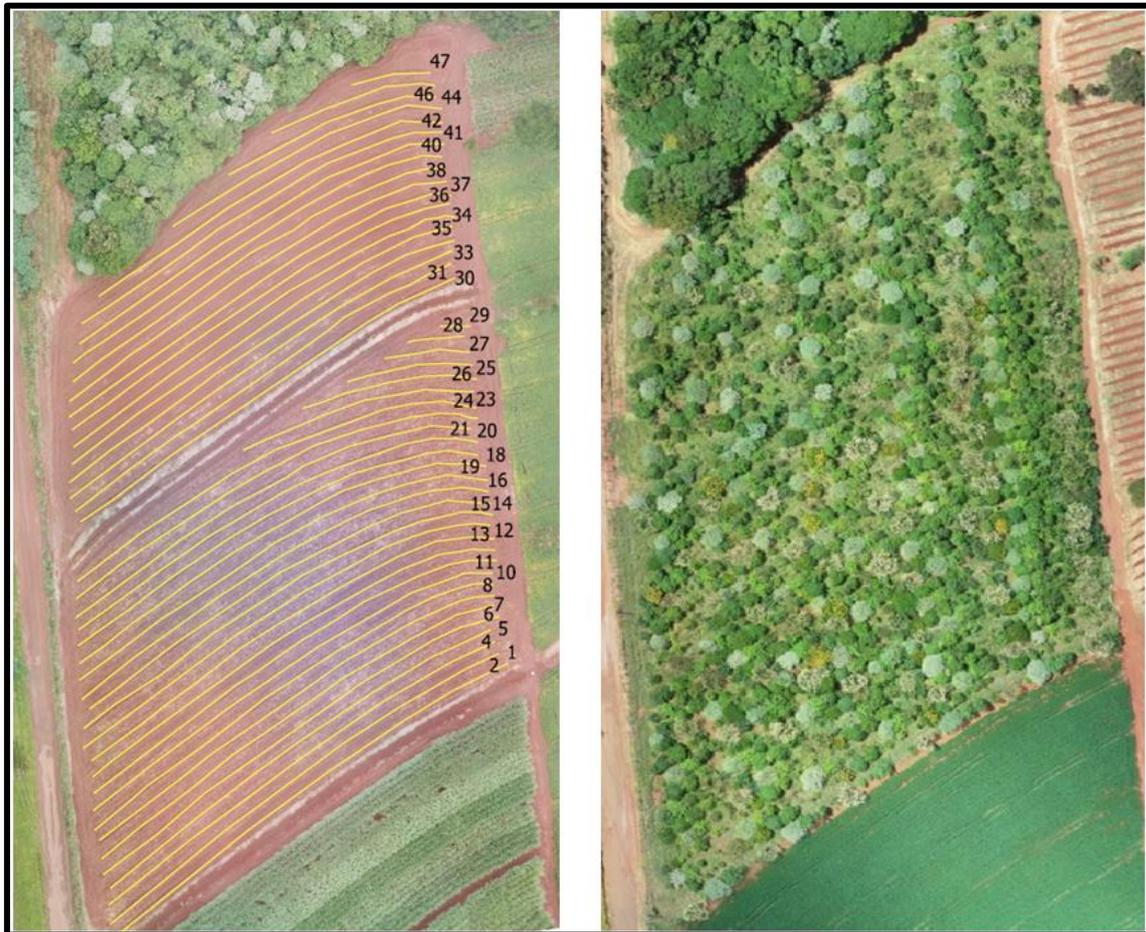
## APÊNDICE 1 - FIGURAS

**Figura 10.** Dados climatológicos mensais do período em que o experimento foi realizado. Dados da estação meteorológica da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), localizada em Piracicaba, SP, distante 70 km da área de estudo.



Fonte: Posto Meteorológico – Professor Jesus Marden dos Santos. ESALQ - USP, 2021.

**Figura 11.** Área de estudo restaurada após dois anos do início do experimento na Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSCar, Araras, SP.

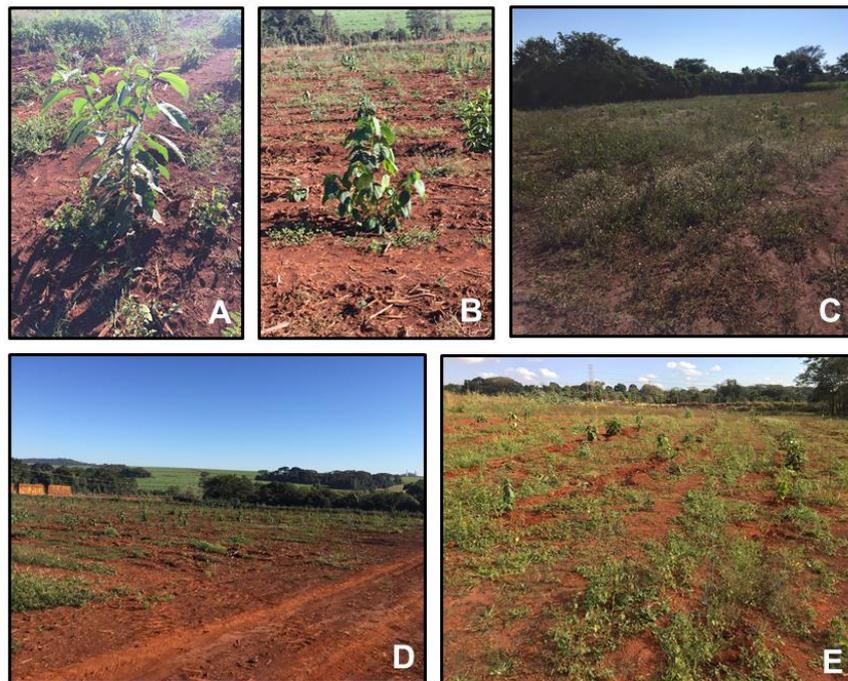


**Fevereiro de 2019**

**Fevereiro de 2021**

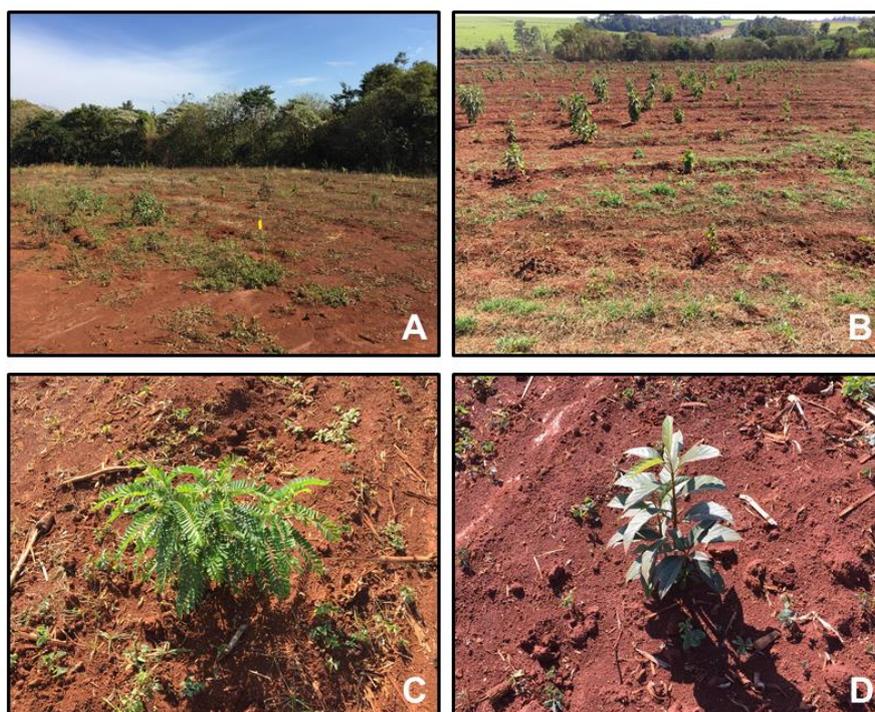
Fonte: Sais, Ornelas, Providello (2021).

**Figura 12.** Área de amostragem quatro meses após o plantio (julho de 2019). A, B, C, D, E). Subparcelas antes do controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis.



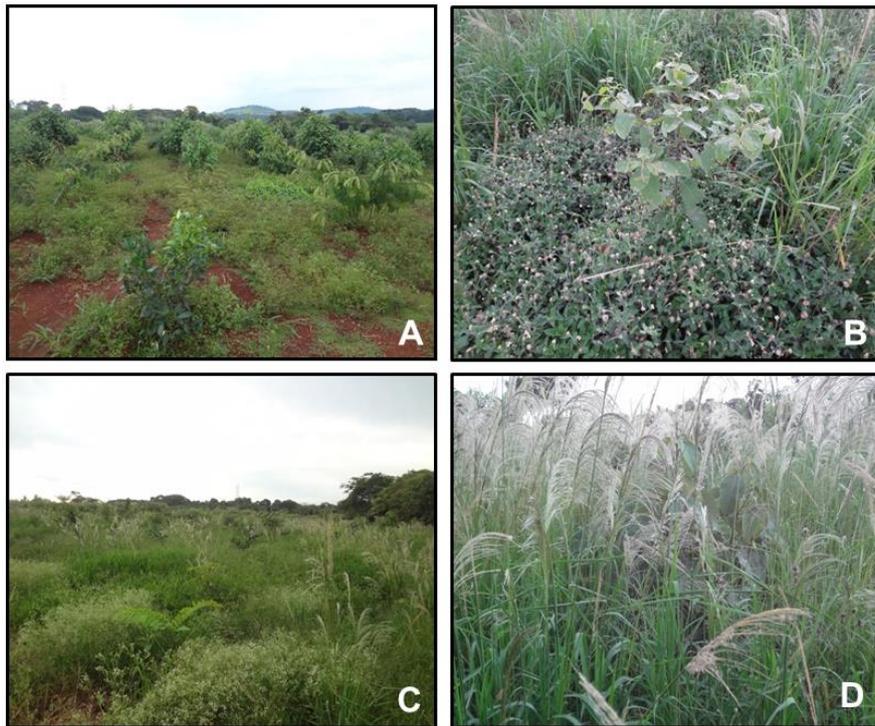
Fonte: A autora, 2019.

**Figura 13.** Área de amostragem quatro meses após o plantio (julho de 2019). A, B, C, D). Subparcelas após o controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis.



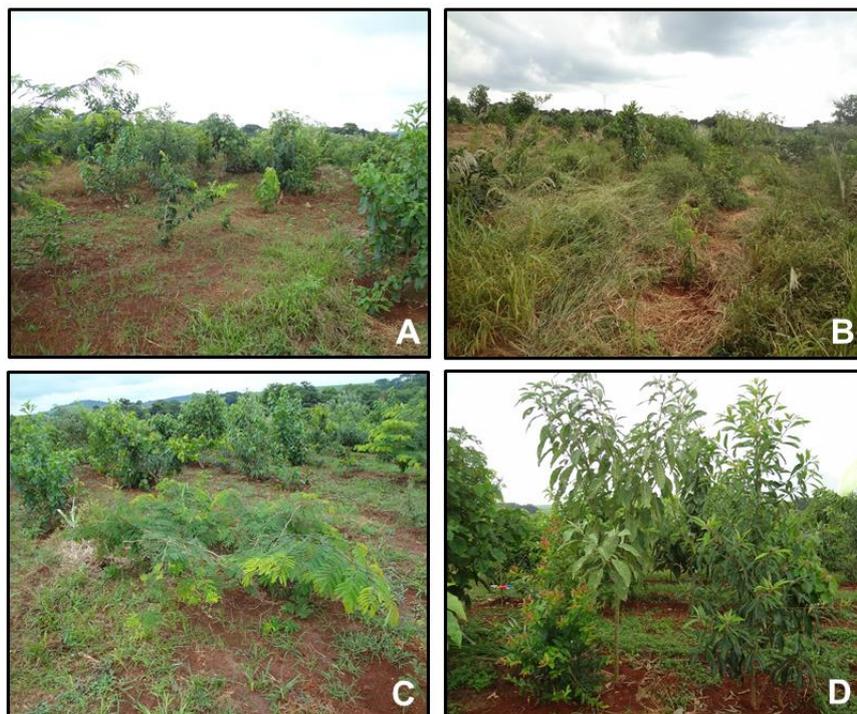
Fonte: A autora, 2019.

**Figura 14.** Área de amostragem dez meses após o plantio (janeiro de 2020). A, B, C, D). Subparcelas antes do controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis.



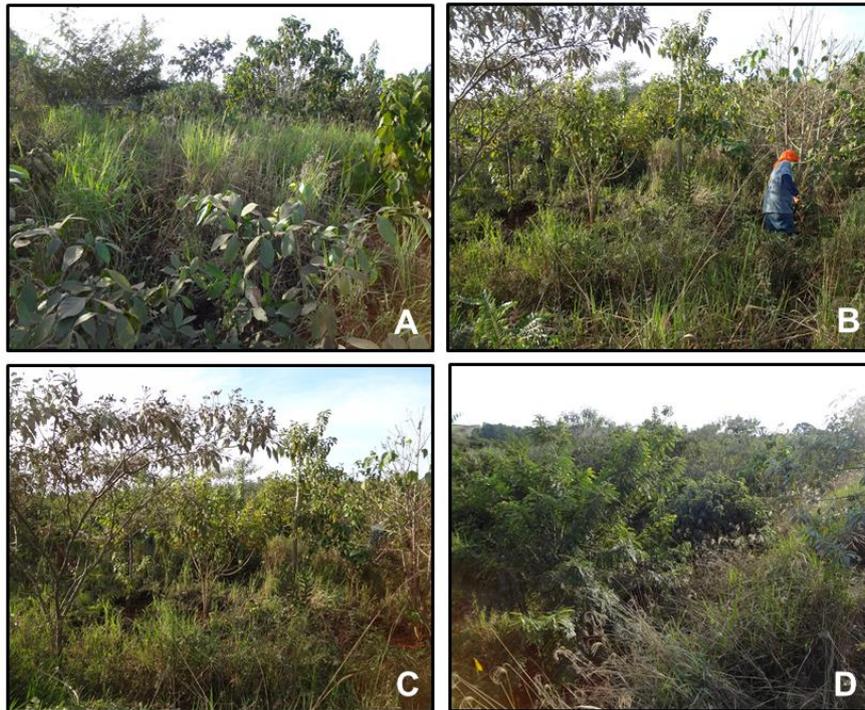
Fonte: A autora, 2020.

**Figura 15.** Área de amostragem dez meses após o plantio (janeiro de 2020). A, B, C, D). Subparcelas após o controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis.



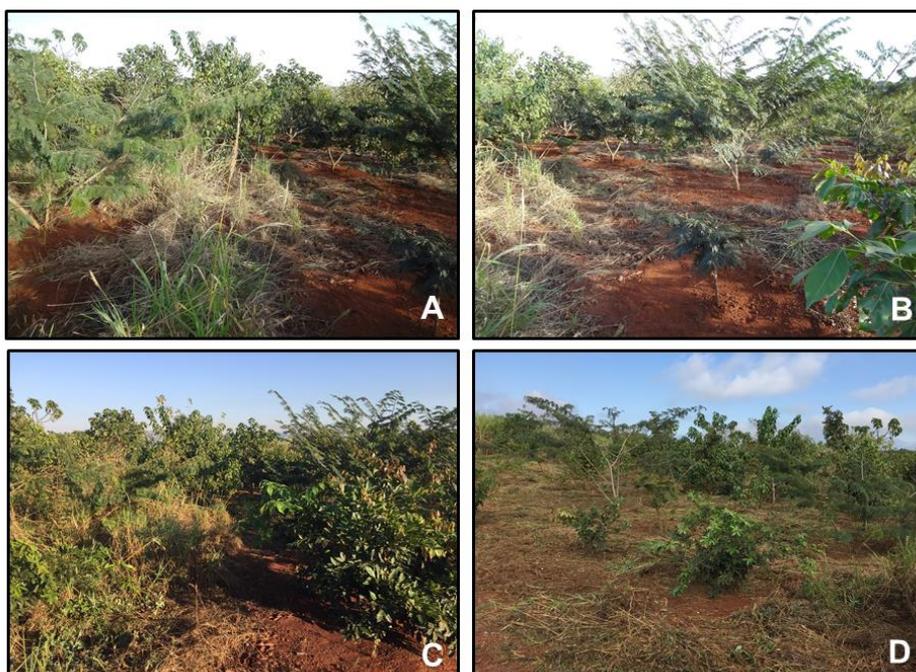
Fonte: A autora, 2020.

**Figura 16.** Área de amostragem 16 meses após o plantio (julho de 2020). A, B, C, D). Subparcelas antes do controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis.



Fonte: A autora, 2020.

**Figura 17.** Área de amostragem 16 meses após o plantio (julho de 2020). A, B, C, D). Subparcelas após o controle intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis.



Fonte: A autora, 2020.

## APÊNDICE 2 – TABELAS

**Tabela 5.** Resumo da análise de variância (ANOVA) para a variável área basal das espécies arbóreas.

<b>Tratamento</b>	<b>Valor de p</b>
Manejo*Fertilização	0,4517 <sup>ns</sup>
Manejo	<0,001*
Fertilização	0,3852 <sup>ns</sup>

<sup>ns</sup> Não significativo, ao nível de 5%.

\*Significativo, ao nível de 5%.

**Tabela 6.** Médias de área basal por subparcela em área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e uso ou não de fertilizantes nas mudas.

<b>Manejo</b>	<b>Valor de p</b>	<b>Fertilização</b>	<b>Área Basal</b>
<b>Intensivo</b>	0,0394 <b>b</b>	Fertilização	0,0525 <b>a</b>
<b>Não Intensivo</b>	0,0749 <b>a</b>	Sem fertilização	0,0618 <b>a</b>

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si, pelo teste de Tukey ao nível de 5%.

**Tabela 7.** Resumo da análise de variância (ANOVA) para as variáveis abundância e riqueza da entomofauna.

<b>Tratamento</b>	<b>Valor de p</b>	
	<b>Abundância</b>	<b>Riqueza</b>
Manejo*Fertilização	0,6849 <sup>ns</sup>	0,5226 <sup>ns</sup>
Manejo	0,0441*	0,0011*
Fertilização	0,1507 <sup>ns</sup>	0,3622 <sup>ns</sup>

Dados de abundância obtidos após a transformação de posto sugerida por Conover e Iman (1981).

Dados de riqueza obtidos após a transformação Box-Cox.

<sup>ns</sup> Não significativo, ao nível de 5%.

\*Significativo, ao nível de 5%.

**Tabela 8.** Médias de abundância e riqueza da entomofauna por subparcela em área em estágio inicial de restauração florestal submetida ao manejo intensivo e não intensivo de plantas indesejáveis e ao uso ou não de fertilizantes nas mudas.

	<b>Média</b>			<b>Média</b>	
	<b>Abundância</b>	<b>Riqueza</b>		<b>Abundância</b>	<b>Riqueza</b>
Manejo			Fertilização		
Intensivo	192,145 <b>a</b>	2,709 <b>a</b>	Fertilização	173,053 <b>a</b>	2,560 <b>a</b>
Não Intensivo	165,781 <b>b</b>	2,459 <b>b</b>	Sem fertilização	184,980 <b>a</b>	2,609 <b>a</b>

Médias de abundância modificadas pela transformação de posto sugerida por Conover e Iman (1981).

Médias de riqueza modificadas pela transformação Box-Cox.

Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey, ao nível de 5%.