



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

TARSIA NAYARA MASSARY FONSECA

**MACROFAUNA DO SOLO EM DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA NA AMAZÔNIA MARANHENSE**

AREIA

2024

TARSIA NAYARA MASSARY FONSECA

**MACROFAUNA DO SOLO EM DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA NA AMAZÔNIA MARANHENSE**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agronomia, área de concentração Agricultura Tropical.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Henrique de Brito.

Coorientador: Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau.

AREIA

2024

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

F676m Fonseca, Tarsia Nayara Massary.

Macrofauna do solo em diferentes estratégias de
restauração ecológica na Amazônia Maranhense / Tarsia
Nayara Massary Fonseca. - Areia:UFPB/CCA, 2024.

71 f. : il.

Orientação: Carlos Henrique de Brito.

Coorientação: Guillaume Xavier Rousseau.

Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCA.

1. Agronomia. 2. Restauração ecológica. 3.
Macrofauna edáfica. 4. Amazônia Maranhense. I. Brito,
Carlos Henrique de. II. Rousseau, Guillaume Xavier.
III. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 631/635(043.3)

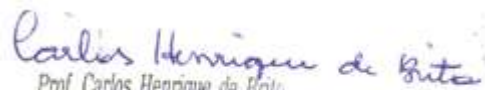
TARSIA NAYARA MASSARY FONSECA

MACROFAUNA DO SOLO EM DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA NA AMAZÔNIA MARANHENSE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia.

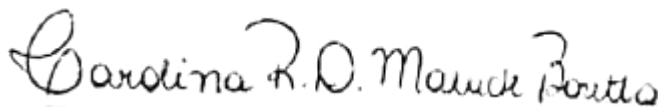
Aprovada em: 29/05/2023.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Carlos Henrique de Brito
UFPB - CCA
SIAPE 17163109

Prof. Dr. Carlos Henrique de Brito
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)



Profa. Dra. Carolina Riviera Duarte Maluche
Universidade Comunitária da Região de Chapecó (UNOCHAPECÓ)



Prof. Dr. Leonardo Dantas
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

Dedico este trabalho a todos corações, sementes e raízes, que abraçam e deixam-se ser abraçadas pela roda da vida, dos grandes aos miúdos seres. Com força, sangue no olho ou se balançando dentro de uma rede. Em especial, as minhas avós, vizinha Clidete e vó Divina (*in memoriam*), um ecossistema multi-natural de aprendizado que vivo e vivi ao lado das senhoras e em seus quintais. Agradecida.

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer a força dinamizadora que nos possibilita a dúvida como elemento propulsor da mudança, do novo.

À minha mãe, pai e irmãos pelo amor e apoio em toda as minhas caminhadas, Karla minha preciosa, Paulo, Karliane e Tassin minhas primeiras lições de alma curiosa aventureira. Amo vocês!

Ao meu amor, parceria presença milover de todos os momentos, do pulo da fogueira ao mergulho n'água, Marília marilove, sonho dos meus sonhos, agradecida por esse reencontro, te amo, te amo!

À todas as pessoas da família mundo, que participamos uma da caminhada da outra, seja no Maranhão, Ceará, Piauí e Paraíba. Insistimos, suamos e brindamos juntas!

Ao meu orientador Carlos Henrique de Brito, pela experiência, compreensão e apoio na condução da realização deste sonho. Imensamente agradecida!

Ao meu coorientador Guillaume Xavier Rousseau, pela semente plantada antes mesmo desse trabalho, pelo estender das mãos e aprendizado constante, da partilha do café aos mutirões de podas, agradecida de coração!

Aos companheiros Luís Hernandez, Jhonatan Munõz pela possibilidade da vivência da pesquisa científica coletiva, da soma e multiplicação, do campo ao laboratório. À Silvia e Salvador, corações lindos e conectados. Besitos em sus cora!

A turma do Laboratório de Restauração Ecológica (LARECO) da UEMA/São Luis, pelas portas abertas e pelo espaço de fertilidade, luta e resistência miúda diária.

A todas e todos do Laboratório de Invertebrados (LABin) da UFPB/Areia, pelo acolhimento e aprendizado coletivo.

Ao Laboratório de Fertilidade do IFCE/Sobral e ao professor Franzé, pelo apoio fundamental, e abertura do espaço para que este trabalho tivesse continuidade.

Aos amigos do curso de Agroecologia do IFPI campus Cocal, por todo aprendizado que me proporcionaram, em especial ao Isaque, pela partilha de toda sabedoria e pela contribuição com esta pesquisa na coleta de campo.

Às companheiras do Movimento Ibiapabano de Mulheres, pela força, compreensão e encorajamento constante! Vocês moram em meu coração!

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão de bolsa de estudos.

À Universidade Federal da Paraíba pelo espaço de aprendizado e aperfeiçoamento.

**Eu sou bem pequeninha
moro no morro de areia
minha rede balanceia**

**Eu sou pequeninha de mamãe
moro no morro de areia**

**Baião de Princesas
Casa Fanti-Ashanti**

RESUMO

A destruição de ecossistemas e a perda da diversidade biológica é evidente em todo o planeta. No Brasil, cerca de 1,1 milhão de hectares de florestas foram desmatados no ano de 2020. Desses, 106.900 hectares, foram desmatados na Amazônia Maranhense. Ao sofrer perturbação, os ecossistemas iniciam o processo de regeneração, mas em muitos casos a intervenção humana é necessária para estabilizar o sistema, como o uso dos sistemas de restauração ecológica ativa, que podem ser importantes estratégias para a recuperação de áreas degradadas. Esta pesquisa, buscou monitorar três tratamentos (estratégias de restauração): Restauração Natural; Sistema Agroflorestal; e Nucleação/Ilhas de facilitação e seus efeitos sobre os grupos da macrofauna do solo. A pesquisa foi realizada numa área experimental delimitada por 18 parcelas permanentes (30mx30m), inseridas em 6 blocos com 3 estratégias de restauração. A coleta da macrofauna foi realizada através do método de armadilhas de queda (*Pitfall*). Os dados foram analisados através da abundância, riqueza e índices de diversidade de Shannon-Wiener, de Margalef, de Simpson e equitabilidade de Pielou. Análises de variância fatorial e análises entre classes (BCA) foram realizadas para investigar o efeito dos três métodos de restauração ecológica, épocas de coleta e estação seca e chuvosa. Foram encontrados o total de 50.046 indivíduos em 6 épocas de coletas distintas, com predominância de Formicidae (81,93%). Os resultados indicam que a abundância e diversidade da comunidade de macroinvertebrados do solo foram inversamente proporcionais. A medida que a idade das parcelas em restauração avançam, principalmente, diversidade de Shannon-Wiener, riqueza de táxon, equitabilidade de Pielou e diversidade de Margalef aumentam. O método pitfall se mostrou limitado para monitorar e avaliar a comunidade de macrofauna do solo em parcelas de restauração ao longo dos anos. A estratégias de restauração produtiva, com os sistemas agroflorestais (SAFs) revelou maior capacidade de restauração, principalmente da riqueza e diversidade (H') da comunidade da macrofauna do solo.

Palavras-chave: restauração ecológica; macrofauna edáfica; amazônia maranhense.

ABSTRACT

The destruction of ecosystems and the loss of biological diversity is evident across the planet. In Brazil, about 1.1 million hectares of forests were deforested in 2020. Of these, 106,900 hectares were deforested in the Maranhão Amazon. When suffering disturbance, ecosystems begin the regeneration process, but in many cases human intervention is necessary to stabilize the system, such as the use of active ecological restoration systems, which can be important strategies for the recovery of degraded areas. This research sought to monitor three restoration strategies: Natural Restoration; Agroforestry System; and Nucleation/Facilitation islands and their effects on soil macrofauna groups. The research was carried out in an experimental area delineated by 18 permanent plots of 900m², inserted in 6 blocks with 3 treatments (restoration strategy). The collection of macrofauna was carried out using the method of pitfall traps. Data were analyzed using Shannon-Wiener, Margalef, Simpson abundance, richness, and diversity indices and Pielou evenness. A total of 50,046 individuals were found, with a predominance of Formicidae (81.93%). Factorial analyses of variance and between-class analyses (BCA) were carried out to investigate the effect of the three ecological restoration methods, collection times and the dry and rainy seasons. A total of 50,046 individuals were found in 6 different collection seasons, with a predominance of Formicidae (81.93%). The results indicate that the abundance and diversity of the soil macroinvertebrate community were inversely proportional. As the age of the restoration plots advanced, Shannon-Wiener diversity, taxon richness, Pielou equitability and Margalef diversity increased. The pitfall method proved to be limited for monitoring and evaluating the soil macrofauna community in restoration plots over the years. The productive restoration strategies, with agroforestry systems (SAFs), revealed greater restoration capacity, especially in terms of the richness and diversity (H') of the soil macrofauna community.

Keywords: ecological restoration; edaphic macrofauna; maranhense amazon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Cobertura florestal atual e degradação florestal na região amazônica maranhense (INPE, 2019).....	16
Figura 2 -	Processo de sucessão de uma área em florestas tropicais. Fonte: GARCIA (2019).....	20
Figura 3 -	Ilustração de processo de Restauração Ativa de uma área degradada com potencial de regeneração e com fragmento de vegetação nativa próximo. Fonte: YAMONOTO (2015).....	21
Figura 4 -	Ilustração das estratégias de Nucleação: 1) Translocação de banco de sementes de solo superficial (favorece a formação de serrapilheira e restauração da fauna edáfica); 2) Translocação de chuva de sementes a partir de remanescentes naturais; 3) Poleiros artificiais; 4) Cultura de cobertura; 5) Ilhas de epífitas; 6) Abrigos artificiais para animais (com troncos, galhos lenhosos e pedras); 7) Ilhas de árvores. Fonte BECHARA et al. (2016).....	22
Figura 5 -	Ilustração de croqui de um Sistema Agroflorestal (Safs). Fonte: Rede Agroecologia apud OLIVEIRA et al. (2010).....	23
Figura 6 -	Mapa da área (cor laranja) Fazenda Escola de São Luís, na UEMA, e no centro (cor preta) a delimitação da área experimental em 2015. Fonte: Google Earth Pro (2023).....	35
Figura 7 -	Croqui da área do experimento na Fazenda Escola São Luís da UEMA. 1) BI= Bloco um; BII= Bloco dois; BIII= Bloco três; BIV= Bloco quatro; BV= Bloco cinco; BVI= Bloco seis. 2) R1=Restauração Natural; R2= Restauração florestal (em Ilhas); 3) Restauração produtiva (Sistemas Agroflorestais).....	37
Figura 8 -	Figura 8. Pitfall instalado em campo (2021).....	39
Figura 9 -	Esquema ilustrativo da disposição das armadilhas de queda utilizada durante as coletas para cada método de Restauração Ecológica.....	40

Figura 10 -	Análise entre classes (BCA) dos 34 grupos da macrofauna encontrada nas armadilhas de queda sobre os métodos de restauração nos anos de coleta.....	50
Figura 11 -	Análise entre classes (BCA) dos 34 grupos da macrofauna encontrada nas armadilhas de queda sobre os índices de diversidade nas duas fases de coleta.....	51
Figura 12 -	Efeito das estratégias de restauração e área de referência sobre Coleptera (A) e Aranea (B).....	52
Figura 13 -	Efeito da interação entre a época de coleta e as estratégias de restauração sobre Formicidae (A), Diplura (B), Heteroptera (C), ninfa de Heteroptera (D), Ixodidae (E) e ninfa de Mantodea (F).....	54
Figura 14 -	Flutuação da abundância (ind/pitfalls) dos grupos da macrofauna nos períodos de coleta.....	55
Figura 15 -	Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias maiores e intermediárias: Formicidae, Coleoptera, Aranea e adultos de Diptera.....	57
Figura 16 -	Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Opiliones, Isoptera, Diplopoda e Isopoda, considerando os fatores de época, estação de coleta e estratégias de restauração. RN= restauração natural; Ilha=Restauração florestal; SAF= Restauração produtiva com sistemas agroflorestas	59
Figura 17 -	Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Opiliones, Isoptera, Diplopoda e Isopoda	60
Figura 18 -	Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Heteroptera, Auchenorrhyncha, larvas de Diptera e Chilopoda.....	62
Figura 19 -	Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Pseudoscorpionida, Blattaria, Não identificados e Oligochaeta.....	63
Figura 20 -	Retorno da perenidade do Rio Paciência, atravessando as parcelas de restauração ecológica na FESL-UEMA.....	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Espécies plantadas no sistema agroflorestal estabelecido em solos degradados da Amazônia Oriental, Brasil.....	37
Tabela 2 -	Abundância total dos táxons da macrofauna coletados em área de restauração ecológica na Amazônia maranhense na estação seca e chuvosa.....	42
Tabela 3 -	Resumo da ANOVA fatorial da comunidade de macrofauna com os fatores que afetam sua composição nas parcelas de restauração ecológica na Amazônia Maranhense.....	43
Tabela 4 -	Resumo da ANOVA fatorial dos parâmetros ecológicos da comunidade de macrofauna do solo.....	44
Tabela 5 -	Densidade e índices ecológicos da estrutura da comunidade de macrofauna coletada em diferentes épocas de coleta em área de restauração ecológica na Amazônia maranhense.....	46
Tabela 6 -	Densidade média (indivíduos por armadilha) de grandes grupos da macrofauna do solo nas estratégias de restauração coletados na Fazenda Escola da UEMA e área de referência.....	47
Tabela 7 -	Índice de diversidade por método de restauração no período chuvoso.....	49

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	15
2.1	Amazônia Maranhense.....	15
2.2	Degradação Ambiental.....	17
2.3	Restauração Ecológica.....	18
2.3.1	Métodos de Restauração Ecológica.....	20
2.4	Fauna do Solo.....	26
2.4.1	Macrofauna do Solo.....	27
2.4.2	Engenheiros do Ecossistemas.....	28
2.4.3	Transformadores da Serrapilheira.....	31
2.4.4	Predadores.....	32
2.4.5	Saprófagos.....	33
2.4.6	Fitófagos.....	34
2.5	O papel da Macrofauna do Solo.....	35
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
3.1	Área de Estudo	38
3.2	Desenho Experimental.....	40
3.3	Amostragem da Macrofauna.....	41
3.4	Análise de Dados.....	45
4	RESULTADOS.....	46
5	DISCUSSÃO.....	65
6	CONCLUSÃO.....	69
	REFERÊNCIAS.....	70

1. INTRODUÇÃO

A destruição de ecossistemas e a perda da diversidade biológica são evidentes em todo o planeta. Segundo os dados do Programa de Avaliação dos Recursos Florestais Mundial (FRA, 2020), cerca de 5,2 milhões de hectares foram perdidos anualmente em todo planeta entre as décadas de 2010 e 2020, dos quais, os maiores índices de desmatamento encontram-se na América Latina que, na mesma década, teve 2,6 milhões de hectares de florestas desmatadas anualmente. Desse valor, segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2020), aproximadamente metade, cerca de 1,1 milhão hectares de florestas foram desmatadas no Brasil no ano de 2020.

No Brasil, na região amazônica por exemplo, o desmatamento avança, seja para a criação de pastagens destinadas ao gado, ou para o plantio do monocultivo de soja e milho. Os dados de destruição e desmatamento na região amazônica do estado do Maranhão são ainda mais preocupantes. De acordo com INPE (2019^a), entre 2017 e 2019, ocorreu o desmatamento de 733 km² de florestas primárias na região amazônica maranhense, resultando na redução da cobertura florestal original de 25% (24.700 km²) em 2016 para 24% (23.967 km²) em 2019.

É preciso compreender que a importância de se manter a integridade da biota do solo está ligada a sobrevivência humana na Terra, afinal, são as dinâmicas e relações estabelecidas entre seres e elementos da vida do solo que mantem a produtividade tanto nos ecossistemas naturais, quanto nos agroecossistemas. Conforme Lavelle et al. (2016) e Blouin et al. (2013), os invertebrados do solo são os principais agentes determinantes da auto-organização nos solos, considerados engenheiros de solo, ou seja, construtores da estrutura física do solo, são também, responsáveis por possibilitar uma série de serviços ecossistêmicos, sendo estes, definidos como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. Segundo a Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), esses serviços, incluem por exemplo a produção de solo, a ciclagem de nutrientes, ciclagem de água, a produção vegetal e a regulação do clima.

Na dinâmica da natureza, assim que uma área sofre algum tipo de alteração ou degradação, iniciam-se as primeiras fases da sucessão natural, marcada pela regeneração natural, onde a dinâmica do processo caminha para o restabelecimento da diversidade biológica daquele espaço. No entanto, conforme apontado por Engel e Parrotta (2008) e Pooter et al. (2016), em muitos casos, somente esse processo de regeneração natural não é suficiente para reverter os processos de degradação, sendo necessária a intervenção humana ou, também chamada de restauração ecológica ativa de áreas severamente degradadas.

De acordo com a definição da Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (BRASIL, 2017), a restauração ecológica é definida como a “intervenção humana intencional em ecossistemas que foram alterados ou degradados, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica” (BRASIL, 2017). A restauração ecológica permite restabelecer um conjunto de espécies que ocorrem no ecossistema de referência (MICOLLIS et al., 2016).

Ao longo do processo de restauração de uma área degradada, à medida que a paisagem muda, espera-se que a fauna e a flora desse ecossistema também sofram alterações. Conforme a estrutura da vegetação vai sendo modificada, o solo também é modificado, e vice-versa (BARTZ et al, 2014). O Bioma Amazônico abriga uma diversidade elevada de espécies, embora, para grupos como os invertebrados tanto a riqueza quanto a sua distribuição é pouco conhecida (LAVELLE et al., 2001; FEARNSIDE, 2006). Os solos tropicais abrigam comunidades extremamente biodiversas, sendo que, aproximadamente 40% do total de espécies do planeta Terra habita o solo (ORGIAZZI et al, 2016).

Neste contexto, a sustentabilidade, o manejo e monitoramento dos ecossistemas em processo de restauração ecológica dependerão da medida em que se conhece sobre as espécies que ocorrem neste local. Conhecimento que, na realidade prática, é quase impossível, por serem atividades que demandam alto investimento em recursos humanos e dinheiro (NEESON; VAN RIJN; MANDELIK, 2013; VIEIRA et al., 2012). Deste modo, com a necessidade de estimar a riqueza e a distribuição das espécies em menor tempo e para superar a falta de taxonomistas (CARDOSO et al., 2004; ROSSER; EGGLETON, 2012), a abordagem de táxons superiores (GASTON; WILLIAMS, 1993) tem sido adotada, especialmente para invertebrados (BÁLDI, 2003; CARDOSO et al., 2004; GARDNER et al., 2012).

Segundo Hoffmanm et al. (2009) conhecer a fauna edáfica contribui para avaliar um sistema natural que sofreu intervenções antrópicas, e serve como indicador da sustentabilidade, degradação e recuperação de uma área, além de compreender melhor as interações biológicas no sistema solo-planta-organismos.

Nesse sentido, a hipótese deste estudo é que as estratégias de restauração ativas recuperam mais rapidamente uma comunidade de macrofauna do solo similar às florestas secundárias avançadas de referência.

Assim, o objetivo desta pesquisa foi monitorar os parâmetros ecológicos da comunidade de macrofauna do solo nos três métodos de restauração ecológica e comparar com ecossistemas de referência.

Para isso, buscou-se monitorar a recuperação da estrutura e da composição da comunidade da macrofauna do solo nos três métodos de restauração ecológica, comparar os

efeitos dos métodos de restauração sobre a comunidade de macrofauna do solo entre os anos, estação seca e chuvosa e comparar com os ecossistemas de referência.

2. REVISÃO LITERATURA

2.1 Amazônia Maranhense

O bioma Amazônico abriga uma elevada diversidade de espécies, incluindo espécies endêmicas (LAVELLE et al, 2001; FEARNSIDE 2009). Esse bioma tem papel crucial na conservação da biodiversidade de áreas naturais e de agroecossistemas, sobretudo, na provisão de serviços ecossistêmicos para toda a sociedade.

No entanto, nos últimos anos, a região amazônica tem enfrentado um aumento alarmante do desmatamento e destruição de sua biodiversidade. Os retrocessos ambientais praticados na Amazônia brasileira ganharam reconhecimento internacional, especialmente a partir de 2019 (Escobar, 2019; Ferrante e Fearnside, 2019), por ter sido um ano marcado pelo dismantelo das instituições responsáveis pela aplicação das leis ambientais e fiscalização do desmatamento, refletindo no desmoronamento das políticas de mudanças climáticas no Brasil. Esses fatos catalisaram práticas criminosas no dia a dia no território amazônico, como o aumento do desmatamento, aumento dos índices de incêndios e da violência contra lideranças do campo e aos povos indígenas e quilombolas (BARLOW ET AL., 2019; AZEVEDO et al., 2019).

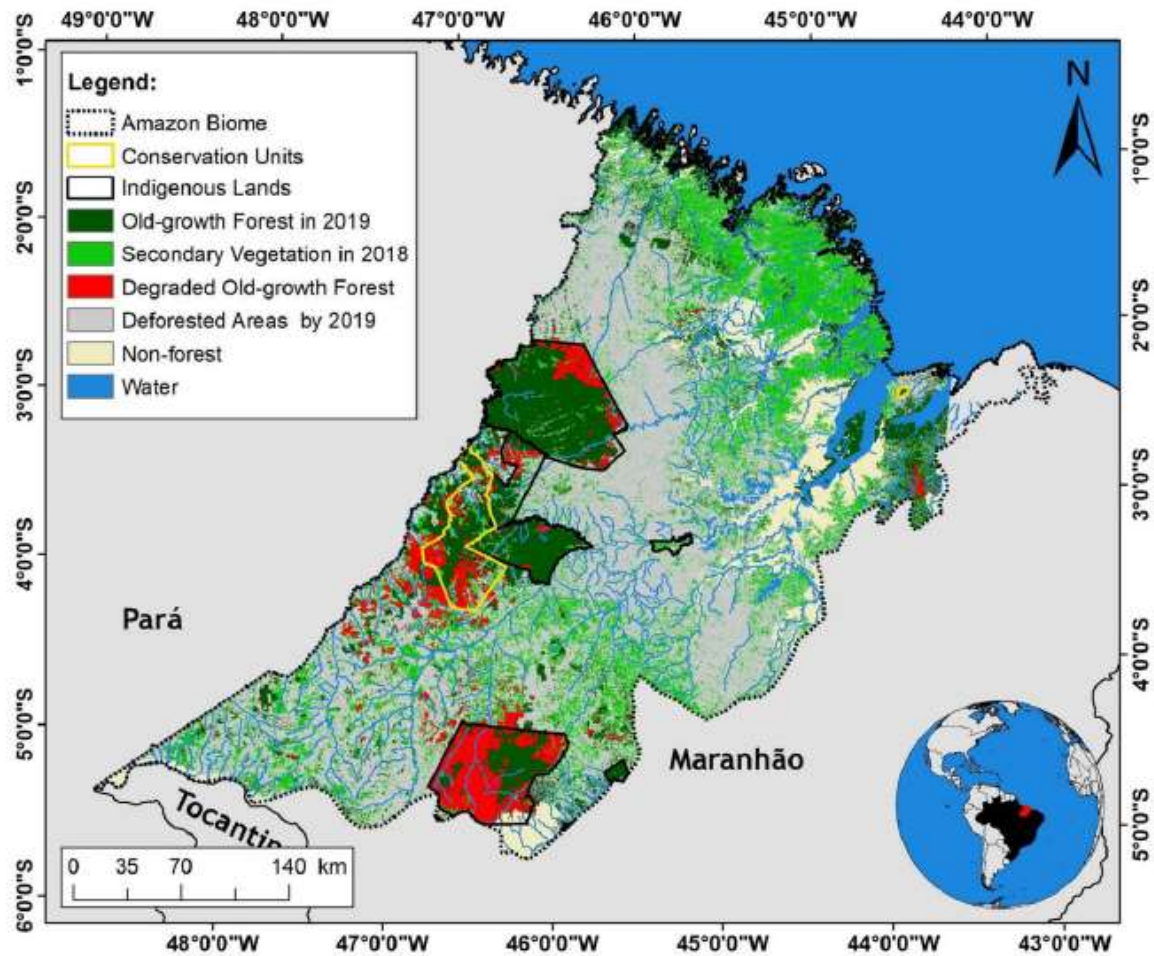


Figura 1. Cobertura florestal atual e degradação florestal na região amazônica maranhense (Silva Junior et al., 2020).

As principais áreas de florestas remanescentes encontram-se em TI's e na Reserva Biológica do Gurupi (ReBio Gurupi), a única Unidade de Conservação integral da região. No entanto, atividades criminosas como extração ilegal de madeira, queima e a conversão de florestas em pastos para pecuária e soja, sobretudo através da instalação de latifúndios, persistem, mesmo nessas áreas legalmente protegidas (CELENTANO et al, 2020).

De acordo com Brancalion (et al, 2019.) e Silva Junior (et al, 2020.), a região amazônica maranhense pode ser considerada como *hotspot* (área chave) para a restauração de florestas tropicais, com potencial de restauração de 36.060 km², o que equivale a quase metade de toda a área desmatada na região. Nesse contexto, a restauração ecológica, para formação de áreas de florestas secundárias, torna-se uma estratégia fundamental para o enfrentamento da crise ambiental e das mudanças climáticas na região (POORTER et al., 2016).

Contudo, a região segue em direção contrária, como evidenciado pelos dados de desmatamento. Entre os anos de 2014 e 2018 cerca de 8.294 km² de vegetação secundária foram desmatados, resultando em uma perda média anual de cerca de 2.073 km² (SILVA JUNIOR et al., 2020). Além dos vários fatores já citados que contribuem na escalada do desmatamento, essa situação é intensificada pela falta de uma política de Restauração Florestal no Estado do Maranhão, o posicionando entre os estados mais atrasados na implementação do Código Florestal no país (CHIVARI e LOPES, 2019).

Ainda assim, a situação da região amazônica maranhense não mostra sinais de melhora. A recente aprovação do Zoneamento Ecológico-Econômico do Bioma Amazônico do Estado do Maranhão (ZEE-MA) representa um dos maiores retrocessos ambientais no território. O ZEE-MA apresentado à Assembleia Legislativa do Estado do Maranhão (CATUNDA E DIAS, 2019), em 5 de fevereiro de 2020 e aprovado em 17 de março de 2020 no primeiro turno, sem maiores discussões com a sociedade, inclui a redução da Reserva Legal (RL) de 80% para 50%, o que incentiva o avanço da destruição de florestas secundárias em todo Estado (SILVA JUNIOR et al., 2020).

Celentano et. al. (2017), recomendaram além de manter 80% da reserva legal, promover um sistema de compensação da RL dentro do estado, e de preferência na mesma bacia hidrográfica. Silva Junior et al. (2020), afirmam que para a melhor oportunidade de desenvolvimento econômico e sustentável na região, a restauração e fomento das cadeias produtivas florestais e agroflorestais (madeireiras e não madeireiras) são fundamentais para os benefícios socioambientais da região.

2.2 Degradação ambiental

O inciso II do Artigo 3º da Política Nacional de Meio Ambiente define a degradação ambiental como “a alteração adversa das características do meio ambiente” (BRASIL, 1981, p.). Ao longo dos anos, as diversas formas de exploração do solo em todo mundo têm degradado os recursos naturais, aumentam as vulnerabilidades e desigualdades sociais, resultando na atual crise ambiental em que vivemos (MICOOLIS et al., 2016).

A degradação ambiental caracteriza-se pela alteração do ecossistema, seja ela causada por um distúrbio natural ou humano, cuja intensidade ou frequência impede a recuperação natural do ecossistema durante um período prolongado (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). Por sua vez, a degradação dos ecossistemas tropicais é responsável pela diminuição da capacidade da floresta e o sistema solo-planta-organismos em fornecer os

bens e serviços. Portanto, os processos de degradação contribuem para a redução da biodiversidade e compromete a funcionalidade dos sistemas naturais (BLANKINSHIP et al., 2011). Em consequência, esses processos também impactam o clima, o ciclo da água e acelera o empobrecimento dos solos, culminando em processos erosivos, comprometendo suas propriedades químicas, físicas e biológicas (MARTINS et al., 2011). Em conjunto, esses processos caracterizam o que entendemos como degradação ecológica.

2.3 Restauração ecológica

As práticas de recuperação e restauração são distintas. De acordo com Lei nº 9.985/2000, que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), a recuperação é definida como “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original”, enquanto a restauração é definida como a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível de sua condição original” (BRASIL, 2000).

Restauração Ecológica também é definida como um processo intencional que visa auxiliar e acelerar a recuperação de um ecossistema que foi danificado, degradado ou destruído, iniciando com a eliminação da fonte de distúrbio (SER, 2004). A restauração ecológica compreende o processo intencional que promove o início e/ou aceleração em certos períodos, dos processos naturais de um ecossistema alterado, visando o reestabelecimento de sua estrutura, composição e, sobretudo, o resgate de suas funções ecológicas, consequentemente os serviços ecossistêmicos (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011; NERY et al 2013).

Segundo Brancalion (2020), no cenário da implantação de projetos de restauração ecológica, a motivação principal para restaurar os ecossistemas em todo mundo está centrada em reverter o avanço da degradação ambiental e retorno dos serviços ecossistêmicos. Apesar disso, é necessário considerar que os projetos de restauração ecológica devem apresentar custo-benefício, possibilitar benefícios proprietários de terras, principalmente as comunidades rurais, e ainda precisam estar alinhados com políticas públicas. Brancalion (2020), destaca que os governos podem estar mais interessados nos resultados sociais da restauração, como a criação de empregos. Em seu estudo, ele apontou que, apesar das iniciativas de restauração ecológicas ainda serem poucas no Brasil, no ano de 2020, os projetos de restauração ecológica, proporcionaram a criação de 4.713 empregos temporários e 3.510 permanentes, sendo a maioria concentrado na Mata Atlântica (85%). Também foi estimado que projetos de restauração podem gerar 0,42 empregos por hectare, o que poderia criar potencialmente de 1,0 a 2,5 milhões de

empregos direto por meio da implementação da meta brasileira de restaurar 12 milhões de hectares (BRANCALION et al., 2022).

Portanto, a restauração ecológica é um método prático que representa uma ferramenta chave para possibilitar o desenvolvimento sustentável nos territórios, não apenas como uma ação no enfrentamento da crise climática global (foco predominante dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, 2015) mas, com a inclusão social, acesso ao mundo do trabalho e renda, o que pode ter peso para o engajamento efetivo dos países na Década da Restauração de Ecossistemas da ONU (ARONSON et al., 2020; EDWARDS et al., 2021). Somado a isso, é o reestabelecimento dos serviços ecossistêmicos perdidos com a destruição de ecossistemas (GUPTA & VEGELIN, 2016).

2.3.1 Métodos de restauração ecológica

Para iniciar um projeto de restauração ecológica, é fundamental ter conhecimento sobre a vegetação que existiu anteriormente ou de uma área vegetada mais próxima, denominada de ecossistema de referência, bem como conhecer o histórico de uso da área. Segundo a Sociedade para Restauração Ecológica (SER, 2004), essa área de referência pode servir como modelo para o planejamento da restauração ecológica e, em seguida, ser útil em sua avaliação. Após observar a área de referência e o histórico de uso da área, a próxima etapa é conhecer os diferentes métodos a serem utilizados.

Restauração Passiva

A restauração passiva ocorre quando um ecossistema ao sofrer perturbações, é capaz de regenerar-se naturalmente através da sucessão ecológica natural. Também conhecida como restauração natural, é considerada como método simples de restauração, pois consiste basicamente em eliminar a fonte (ou as fontes) de perturbação e permitir a regeneração natural do ecossistema (CELENTANO et al., 2011). A restauração passiva, portanto, é um processo natural de recuperação ecológica que permite que a comunidade biológica se reorganize e se desenvolva de forma autônoma, constituindo-se assim uma vegetação secundária (Figura 2). Para isso é fundamental proteger as áreas a serem restauradas contra o fogo, maquinário pesado e evitar acesso de gado, utilizando aceiros, placas e cercas.



Figura 2. Processo de sucessão de uma área em florestas tropicais. Fonte: GARCIA (2019).

Restauração Ativa

Quando o estado de degradação é muito elevado e a área a ser recuperada, com o tempo não apresenta resiliência suficiente para restaurar as dinâmicas ecológicas que ocorriam ali, outros métodos devem ser utilizados. Nessas situações, os métodos de restauração induzida ou ativa representam estratégias para restabelecer as características perdidas ou se aproximar delas (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013).

O método mais comum de restauração ativa é o reflorestamento ou plantio direto de mudas em alta densidade em toda a área (CELENTANO et al., 2011) (Figura 3). Entretanto, plantações densas exigem altos custos iniciais e investimentos para as manutenções, métodos menos caros podem ser mais viáveis, como o plantio de “ilhas de árvores”, conhecido como Nucleação (ANDERSON, 1953; CELENTANO et al., 2011).

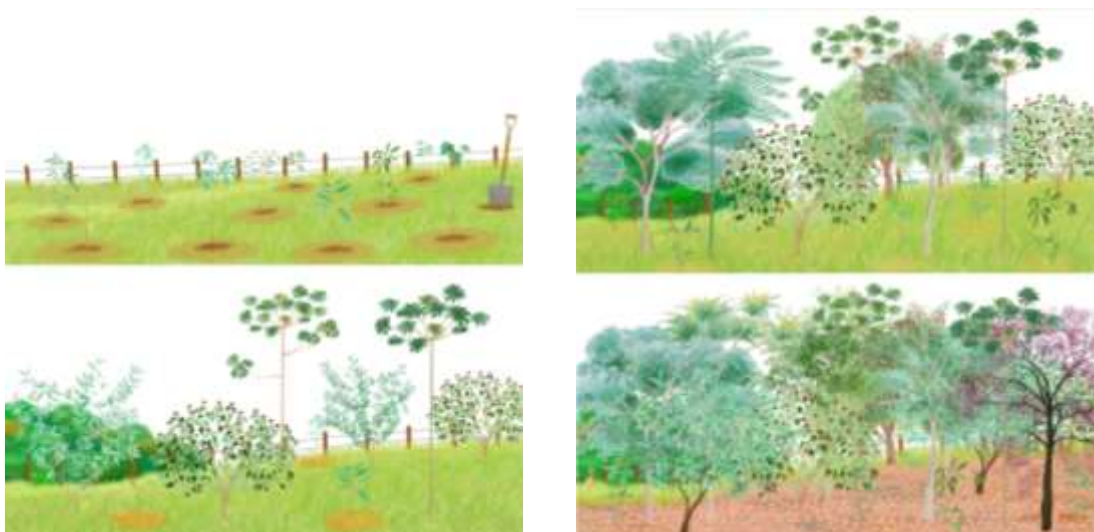


Figura 3. Ilustração de processo de Restauração Ativa de uma área degradada com potencial de regeneração e com fragmento de vegetação nativa próximo. Fonte: YAMONOTO (2015).

Nucleação

Os núcleos de Anderson, conhecidos como Nucleação, consistem num método proposto para estabelecer plantações por meios de grupos densos ou unidades de plantios de várias composições e estruturas, amplamente espaçadas entre seus centros (ANDERSON, 1953). Segundo o autor, este método é baseado em dois princípios fundamentais, os quais consideram que a unidade de plantio deve consistir em um grupo de árvores e que essas unidades devem ficar espaçadas sobre a área.

Este método requer uma menor quantidade de árvores por hectare, sendo mais econômica que as plantações tradicionais (CELENTANO et al., 2011). A Nucleação visa a sua integração com a paisagem que a rodeia, a partir da formação de áreas nucleares ou ilhas, onde espera-se que sejam implantadas espécies-chaves, que se dispersarão para o restante da área.

A figura 4 mostra as diversas estratégias que estão inseridas no método de Nucleação, e que podem ser utilizadas, ou combinadas entre si, entre as quais se destacam o plantio de arbustos, a transposição do solo (favorece o banco de sementes do solo, formação de serrapilheira e a fauna do solo), a transposição de galharia, a transposição de muvuca de sementes (de preferência de árvores que já ocorrem na região), a instalação de poleiros artificiais (atrair animais dispersores de sementes e polinizadores), além da criação de ilhas de árvores nativas através do plantio de mudas em grupos (BECHARA et al, 2016; REIS et al., 2003; REIS & TRÊS, 2007; MARTINS, 2007).

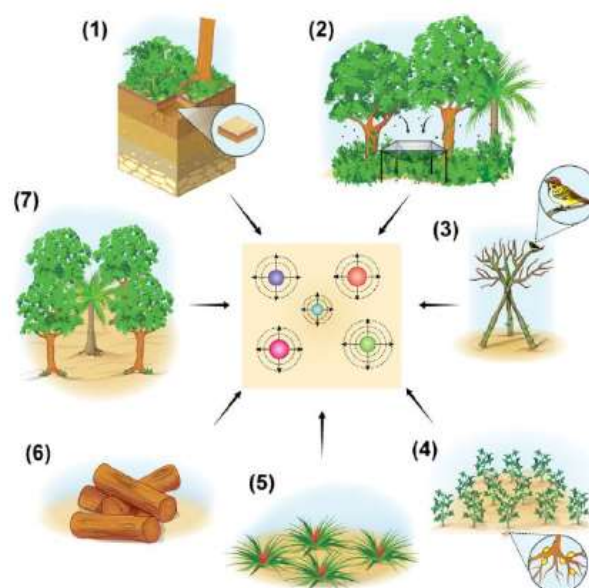


Figura 4. Ilustração das estratégias de Nucleação: 1) Translocação de banco de sementes de solo superficial; 2) Translocação de chuva de sementes a partir de remanescentes naturais; 3) Poleiro; 4) Adubação verde, principalmente com Fabaceae; 5) Ilhas de epífitas; 6) Abrigos artificiais para animais e 7) Ilhas de árvores. Fonte: BECHARA (et al., 2016).

Sistemas Agroflorestais

A legislação brasileira, tem definido os Sistemas Agroflorestais (SAFs) como “sistemas de uso e ocupação do solo em que plantas lenhosas perenes são manejadas em associação com plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas, culturas agrícolas, forrageiras em uma mesma unidade de manejo, de acordo com arranjo espacial e temporal, com alta diversidade de espécies e interações entre estes componentes” (BRASIL, 2009; BRASIL, 2011, p.)

Os SAFs são considerados como sistemas sustentáveis do uso da terra, que de forma simultânea ou sequencial, integram combinações, espécies agrícolas, arbóreas (frutíferas e florestais), com a possibilidade de criação de animais, organizados numa mesma unidade de manejo, aproveitando o mesmo espaço de terra, e o fluxo energético da área. Na figura 5, é possível observar uma área de SAF, com uma diversidade de plantas, o que proporciona a diversificação dos organismos vivos presentes e dos sistemas radiculares das árvores.

A estratificação vegetal, ou a ocupação vertical dos espaços, gera um fluxo de matéria e energia na área vertical, proporcionando os processos ecológicos em um perfil maior, potencializando o uso eficiente dos recursos do sistema (STEENBOCK et al., 2013; FERREIRA NETO, 2019).

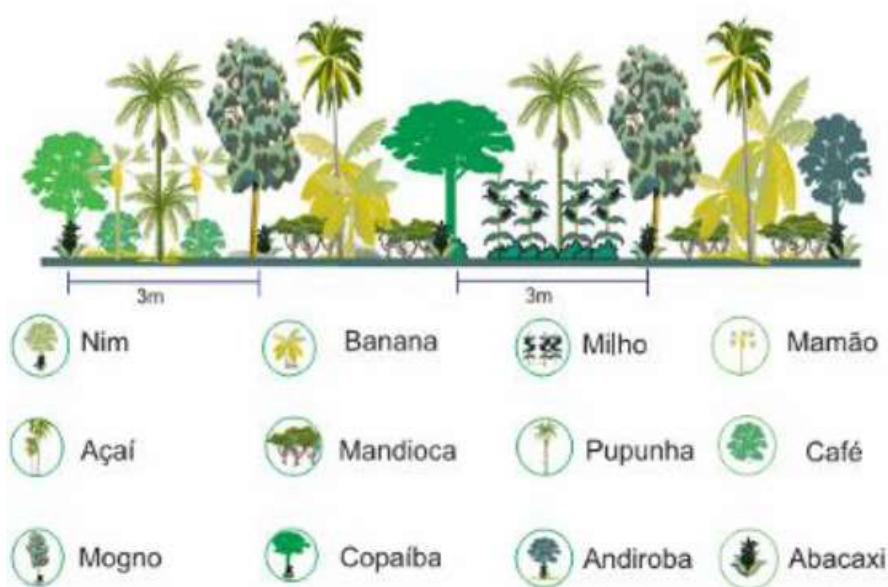


Figura 5. Ilustração de croqui de um Sistema Agroflorestal (Safs). Fonte: Rede Agroecologia apud OLIVEIRA et al. (2010).

Nos SAFs, as interações ecológicas no sistema solo-planta, na região das raízes das árvores (rizosfera), são favorecidas por intermédio da fauna do solo, proporcionando um maior incremento da serrapilheira, logo, maior atividade da fauna edáfica, consequentemente maior concentração de matéria orgânica local (STEENBOCK et al., 2013).

Os Sistemas Agroflorestais, além de permitirem a restauração de um ecossistema degradado, podem potencializar ecossistemas em estágio já avançados. Isso porque, os SAFs são baseados nos princípios ecológicos, tendo um leque de manejos alinhados com a lógica da sucessão ecológica. Portanto, as ações praticadas nos SAFs são para melhorar o aproveitamento energético no sistema (a fotossíntese potencializada pela facilitação da entrada da energia solar no sistema), através de manejos que estimulam a atividade dos microrganismos do solo, consequentemente o aumento da produção de matéria orgânica no solo (MOS), como por exemplo, cobertura de solo, raleamento, roço seletivos, podas e aproveitamento de restos das podas sobre o solo e plantios de espécies adubadeiras (GÖTSCH, 1995).

Segundo Miccolis et al. (2016), os Sistemas Agroflorestais fornecem não apenas acesso a renda, manutenção dos meios de vida, mas também conhecimento à cultura local. Também resgatam processos ecológicos, estruturais e funcionais dos ecossistemas a um nível desejado na direção da autorregulação.

Na restauração de áreas degradadas, os Sistemas Agroflorestais têm demonstrado resultados positivos das propriedades físico-químicas dos solos, proporcionando benefícios para o estímulo das atividades dos microrganismos (PEZARICO et al., 2013).

O Código Florestal abre caminhos para a restauração ecológica através de Sistemas Agroflorestais. A Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que institui o novo Código Florestal, admite o plantio de Sistemas Agroflorestais na área Reserva Legal e na área de Preservação Permanente (APP) da pequena propriedade ou posse rural familiar, desde que o manejo sustentável seja previamente aprovado pelo órgão competente do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) (BRASIL, 2012).

2.4 Fauna do solo

Os invertebrados que habitam o solo, vivem desde os filmes de água, poros de ar, serrapilheira e solo, e incluem os principais filos de invertebrados terrestres e são altamente diversos em hábitos alimentares (SHWIFT et al., 1979; SCHEU, 2002; COLEMAN et al., 2017; POTAPOV et al., 2021b). Esses organismos desempenham papel protagonista nos processos de formação e manutenção da estrutura física e química do solo, na ciclagem de nutrientes,

regulação das populações de microrganismos e dos insetos associados aos danos nas culturas em agroecossistemas e, conseqüentemente, no suporte à produção primária (LAVELLE et al, 2006). Portanto, é essencial compreender as interações ecológicas gerais, estrutura, composição e distribuição dos organismos edáficos nos ecossistemas (GUERRA et al., 2020).

Devido à grande variedade de *hábitats* presentes nos solos tropicais, os invertebrados edáficos, apresentam uma diversidade elevada e estabelecem redes de interação complexas, desde relações de competição (predador-presa), quanto relações de cooperação entre si e com outros organismos do solo, como bactérias, cupins e árvores (KARDOL E WARDLE, 2010). No intuito de abarcar a diversidade de formas e funções da macrofauna do solo, as espécies consumidoras são comumente agrupadas em “guildas” ou “conjuntos funcionais” que compartilham micro habitats, alimentação e estratégias de vida (LAVELLE et al., 1992; BRUSSARD, 1998). Esses organismos podem ser classificados de acordo com diferentes aspectos: pelo seu tamanho corporal e guilda ou grupo funcional que ocupa na rede trófica do sistema solo-planta, como: engenheiro dos ecossistemas, transformadores da serrapilheira e fitófagos.

A microfauna é composta principalmente por protozoários, nematoides e rotíferos, que são organismos invertebrados aquáticos encontrados no filme de água do solo, possuem tamanho inferior a 1 mm (WARDLE & LAVELLE, 1997). Esses organismos são principalmente micrófagos, alimentam-se de organismos microscópicos, como bactérias, fungos e algas. Eles desempenham o papel de regulação das populações destes indivíduos, também realizam consumo e assimilação de tecidos microbianos e excreção de nutrientes minerais, tendo impacto importante na regulação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (BEARE et al., 1995; SWIFT et al., 1979; WARDLE & LAVELLE, 1997). A mesofauna inclui organismos que possuem de 1 até 2mm de tamanho, são extremamente dependentes de umidade. Eles habitam principalmente os poros do solo e a interface entre a serrapilheira e o solo.

2.4.1 Macrofauna do solo

A macrofauna faz parte do grupo diverso que vive no solo e do solo, inclui organismos invertebrados com tamanho corporal superior a 2 mm. São principalmente representados pelas minhocas (Oligochaeta), formigas (Formicidae), cupins (Isoptera), besouros (Coleoptera) e tatuzinho de jardim (Isopoda). São bastante diversos e possuem dimensões corporais com

tamanho suficiente, ao movimentar-se pelo solo para romper as estruturas dos horizontes minerais e orgânicos do sistema edáfico. Exercem importante papel no transporte de materiais, tanto para confecção de ninhos, tocas e galerias que alcançam profundidade variáveis no solo (ANDERSON, 1988; STORK, 1992; MOÇO et al., 2005).

A macrofauna do solo desempenha funções vitais no funcionamento dos ecossistemas, como a fragmentação e redistribuição de resíduos vegetais, a predação de outros invertebrados e a contribuição direta para formação da estrutura do solo. Com base nessas funções, algumas ordens desse grupo são denominadas como “*engenheiros dos ecossistemas*”, e outras como os *transformadores da serrapilheira* (LAVELLE, 1997), ao longo desse texto trataremos sobre esses grupos funcionais do solo.

A atividade biológica da macrofauna, na maioria das condições edafoclimáticas, é predominantemente observada nos primeiros 20-30 cm do solo, região que apresenta maior densidade de raízes e matéria orgânica. Contudo, essa camada de solo é a mais afetada pelas atividades agrícolas (SCHEU et al., 2005; BARRIOS, 2014 e MOORE et al., 2008).

No cenário da classificação de invertebrados do solo por grupo funcional, ecólogos do solo publicaram vários artigos. Geralmente, essas classificações diferenciam três grupos funcionais principais: (I) Micropredadores (protistas e nematoides), que atuam como microfágos e liberam nutrientes da biomassa microbiana; (II) os “transformadores da serrapilheira” (compreendem principalmente a meso e macrofauna detritívora) trituram e consomem a serrapilheira, modificando sua composição física e química; e (III) os “engenheiros do ecossistema” (principalmente minhocas, cupins, formigas e besouro rola-bosta) que modificam a estrutura do solo através da sua capacidade de escavar e/ou ingerir o solo (SWIFT et al., 1979; LAVELLE, 1996; WARDLE, 2002; COLEMAN et al., 2017; POTAPOV et al., 2022).

Na próxima seção, daremos ênfase aos grupos funcionais, os “engenheiros de ecossistemas” e “transformadores de serrapilheira”, em seguida, trataremos dos grupos tróficos de predadores, saprófagos e fitófagos, e trataremos brevemente das principais ordens que compõe estes grupos.

2.4.2 Os engenheiros dos ecossistemas

Os engenheiros dos ecossistemas são representados principalmente pelas minhocas (Oligochaeta), formigas (Formicidae), cupins (Isoptera) e as raízes de plantas (LAVELLE et al., 2016). Esse grupo funcional possui destaque no solo devido a sua capacidade de

movimentar-se pelo solo, atravessar horizontes, escavar o solo, e construir estruturas biogênicas, como galerias, câmaras, ninhos e macroporos, capazes de promover grandes mudanças no solo. Essas ações resultam principalmente na concentração de matéria orgânica, regulação e estímulo dos organismos menores e, principalmente, a transformação das propriedades físicas do solo, favorecendo a movimentação de raízes, a retenção e infiltração de água e de trocas gasosas, além de formarem agregados que constituem a estrutura interna do solo (LAVELLE, 1997; PERKINS et al., 2018; ZHANG et al., 2018).

Ao realizarem essas ações durante seus ciclos de vida e alimentarem-se, principalmente de fontes vegetais, fazem fluir a energia e matéria (alimento e excreção) contida nas plantas e árvores (gerada pela fotossíntese). Em outras palavras, segundo Capra (2005) e Steenbock et al. (2013) no primeiro momento, a energia e a matéria quando recebida pelo sistema, dissipam-se entre a rede de relações e causam uma instabilidade; no entanto, é com a mesma energia e matéria que o sistema se auto-organiza em outro estado de ordem e em diferente nível de complexidade, desenvolvendo-se e evoluindo, de acordo com as características do fluxo energético e de matéria.

Oligochaeta

O grupo das minhocas ocupa um lugar de destaque dentre os engenheiros do ecossistema, devido à sua abundância e sua distribuição heterogênea no solo. Em algumas regiões, as minhocas representam uma grande proporção da biomassa total da biota edáfica e desempenham um papel fundamental nos processos de ciclagem de nutrientes, incorporação do carbono no solo e na formação da estrutura do solo. Isso se deve a sua alimentação, pois ingerem grandes quantidades de resíduos orgânicos e solo, sobretudo as espécies geófagas (que se alimentam de solo) (LAVELLE, 2001).

Atualmente, foram identificadas 23 famílias, e mais de 5.300 espécies válidas de minhocas foram descritas. As minhocas favorecem e desencadeiam uma série de processos benéficos para o funcionamento solo-planta, que vão desde a formação da estrutura e aumento da matéria orgânica no solo, até a ativação das atividades dos microrganismos do solo e dos processos químicos, como a mineralização, fixação de nitrogênio e disponibilidade de macro e micronutrientes para as raízes. Isso beneficia o metabolismo das plantas e promove uma biossíntese aprimorada de reguladores de crescimento vegetal, resultando um incremento na produção dos agroecossistemas (LAVELLE, 1997). O grupo Oligochaeta é a subclasse predominante na macrofauna dos solos nos ecossistemas, ocorrendo em ambientes terrestres e aquáticos, com exceção dos desertos secos e quentes. As condições climáticas associadas à

vegetação desempenham um papel crucial na biodiversidade local e, sobretudo, na atividade das minhocas no solo, portanto o clima está entre os atributos ambientais mais importantes para as minhocas (LAVELLE et al., 1993; PHILLIPS et al., 2019).

Formicidae

Formicidae são um grupo abundante, amplamente distribuído e diversificado de insetos eussociais, sendo os principais representantes da ordem Hymenoptera no solo. Estima-se a existência de aproximadamente 16.000 espécies de formigas, e sua biomassa pode compor até 50% da biomassa total de artrópodes em comunidades tropicais e subtropicais (DIAL et al., 2006; TURMA et al., 2020).

Incluem predadores, necrófagos, herbívoros e granívoros, porém, sem o reconhecimento da composição das espécies, são frequentemente classificados como onívoro que se alimentam de forma oportunista de uma ampla variedade de recursos (STRADLING, 1978; HÖLLDOBLER & WILSON, 1990; KING, 2016).

As formigas ocupam a maioria dos estratos dos ecossistemas, desde a serrapilheira até o solo e parte aérea de árvores, conectando e favorecendo o fluxo energético de diferentes nichos dos ecossistemas. Por meio do desempenho de suas diversas funções (como predadores, necrófagos, herbívoros diretos ou indiretos, dispersores de sementes e bioturbadores do solo) e de suas atividades de construção de ninhos e acúmulos de alimentos, as formigas impactam a distribuição e disponibilidade de nutrientes, afetando o crescimento das plantas (POTAPOV et al, 2022; FROUZ & JÍLKOVÁ, 2008; EVANS et al., 2011).

Apesar de explorarem o ambiente de maneira individual, elas possuem uma vantagem competitiva na busca por recursos dispersos devido à comunicação por meio de feromônios, que recrutam companheiras na coleta de recurso (STRADLING, 1978; HÖLLDOBLER & WILSON, 1990; KING, 2016).

As formigas podem ser predadas por uma variedade de animais, incluindo vertebrados como os tamanduás, pássaros, sapos e lagartos, além de outros artrópodes, como formigas predadoras de formigas (especificamente formiga-correição), formiga leão (Neuroptera), percevejos, besouros e ácaros que predam suas crias (BEQUAERT, 1922; PAPATOV, 2022).

De acordo com Portha (2002) e King (2016), essas classificações tróficas para as formigas citadas acima não são exclusivas de determinada espécie, podendo variar de acordo com a estação do ano. No entanto, na maioria das espécies de formigas, a casta operária depende de açúcar, e as larvas se alimentam principalmente de material rico em proteína. Portanto, como

o número de larvas de uma colônia flutua durante as estações, é provável que a fonte de alimento alvo varie de acordo as mudanças climáticas e sazonalidade de recursos.

Isoptera

Os cupins são insetos eussociais diversos e abundantes, sobretudo nos ecossistemas tropicais, e atuam como engenheiros dos ecossistemas através da sua função ecológica como decompositores, alimentando-se de madeira, grama, serrapilheira e solo. Segundo Constantino (2016), existem cerca de 3.100 espécies de cupins, e sua biomassa pode representar de 60% de toda biomassa da macrofauna em solos tropicais (DAHLSJÖ et al., 2014). Os cupins têm a capacidade de assimilar de 74 a 99% da celulose ingerida e até 83% da lignina ingerida, através da interação com uma variedade de simbioses intestinais (WATANABE & TOKUDA, 2010). Algumas espécies de cupins constroem ninhos no solo e estruturas protetoras, desempenhando um papel significativo na bioturbação do solo e na criação de um habitat para a biodiversidade do solo (VISSER et al., 2008; HOOD et al., 2020).

2.4.3 Trituradores/transformadores da serrapilheira

Grupo funcional formado por animais da macrofauna e mesofauna, estão envolvidos na decomposição da serrapilheira (LAVELLE, 1996). Como o próprio nome do grupo sugere, os transformadores da serrapilheira participam diretamente da transformação física dos resíduos orgânicos, triturando principalmente resíduos vegetais, como folhas, galho, frutos e resíduos de animais sobre o solo. Entre os mais conhecidos desse grupo são tatu-bola/tatuzinho de jardim (Isopoda), embuás, piolho-de-cobra (Diplopoda) e lacraia (Chilopoda). Esses animais podem afetar indiretamente a estrutura do solo, à medida que depositam suas fezes ricas em matéria orgânica, o que geralmente gera hábitat para o desenvolvimento de bactérias e fungos (SARMIENTO, 2022).

Isopoda também conhecidos como tatu-bola ou tatuzinho de jardim, é um grupo de crustáceos terrestres amplamente distribuídos, com mais de 4000 espécies, eles também compõem o grupo trófico dos saprófagos do solo e possuem peças bucais mastigatórias uniformes (VANDEL, 1960; MALFUSS, 2003; SUTTON, 2013). Normalmente, consomem de 1 a 4% do material da serrapilheira anualmente, mas além da serrapilheira, também ingerem solo mineral (POK, 1976). Alimentam-se de folhas, madeira em processo de decomposição e tecido animal. Em ambientes áridos, como desertos, espécies podem se tornar fitófagos (SHACHAK, CHAPMAN & STEINBERGER, 1976; KRIVOLUTSKY et al., 1985), o que pode ocorrer em agroecossistemas, representando uma adaptação ao déficit de umidade no

clima seco (BOER, 1962).

Isopoda representam um recurso alimentar para predadores invertebrados do solo e da serrapilheira, como carabídeos (grupo de Coleoptera predador) e aranhas. Além disso, devido às suas placas dorsais rígidas, também podem servir de alimento para predadores maiores (SERGEEVA & GRUNTAL, 1988; REZÁČ, PEKAR & LUBIN, 2008).

Diplopoda

Diplopoda, popularmente conhecidos como embuás, piolho de cobra ou gongolos compõe um grupo de detritívoros abundantes, sobretudo em ecossistemas de florestas tropicais (SHELLEY & GOLOVATCH, 2011). Eles podem atingir de 2mm a 30cm de comprimento (HOPKIN & READ, 1992). Como parte do grupo dos transformadores da serrapilheira, os Diplopoda estão envolvidos nos primeiros estágios de decomposição da serrapilheira, responsáveis pela trituração e maceração. Devido às suas baixas taxas de assimilação, excretam um material ainda palatável, enriquecido com microflora, o que acelera os processos de decomposição e mineralização (DANGERFIELD, 1990; KANEKO, 2009; JOLY et al., 2020). Eles podem consumir uma fração significativa da serrapilheira, chegando a representar de 10 a 40% (DANGERFIELD & MILNER, 1996; LAWRENCE, 1999; CÁRCAMO et al., 2000; GONZÁLEZ, MURPHY & BELÉN, 2012). Devido às suas glândulas defensivas, resultado de suas adaptações antipredatórias, os vertebrados raramente os consomem (BAKER, 1985; HENDRA, 1999; JEDLICKA et al, 2013), porém podem ser predados por alguns invertebrados, como percevejos, formigas e besouros (BUNKER et al., 2009; FORTHMAN & WEIRAUCH, 2012).

Coleoptera

A ordem Coleptera, assim como Diptera, é uma das mais diversas entre os invertebrados do solo, e desempenham um papel importante na integração energética entre as comunidades de invertebrados abaixo e acima do solo (POTAPOV et al., 2022).

Além de pertencerem ao grupo trófico dos engenheiros do solo, também podem, a depender da identificação da família para atribuir-lhes guildas tróficas. Pois, além de pertencerem ao grupo trófico dos engenheiros do solo, também podem compor os grupos dos transformadores de serrapilheira (Scarabaeidae, Curculionidae, Tenebrionidae) e predadores (Carabidae, Staphylinidae, Cantharidae) (POTAPOV et al., 2022). Portanto, podem afetar a maioria das funções do ecossistema, e estão associados aos processos de produção de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e movimentação do solo (ORGIAZZI et al, 2016).

Dipteras

As moscas são difíceis de classificar nas teias alimentares do solo, pois seus hábitos alimentares variam de detritívoros a fungívoros e predadores. Por isso, a importância de identificação pelo menos ao nível de subordem ou família é necessária para encaixá-las em algum grupo trófico, como grande grupo, elas podem ser classificadas apenas como onívoros. São uma das ordens de insetos com maior diversidade ecológica, compreendem aproximadamente 160.000 espécies. A maioria dos táxons de Dipteras passa seus estágios larvais no solo e serrapilheira, alguns grupos vivem no solo durante seu ciclo de vida. As larvas de dípteros são presas de muitos macroinvertebrados predadores, incluindo lacraias, besouros, opiliões e aranhas, bem como outros dípteros (POTAPOV et al., 2019b).

2.4.4 Predadores

Os predadores são um grupo trófico que pode participar de diferentes níveis da cadeia alimentar, desempenhando funções de controle populacional no solo. Os principais representantes desse grupo incluem os aracnídeos (Araneae, Pseudoscorpionida e Scorpionidas), formigas, as centopeias (Chilopoda), além de algumas famílias de Coleoptera (por exemplo, Carabidae, Staphylinidae, Cantharidae) (MURPHY et al., 2020).

Araneae

Os membros da ordem Araneae podem representar a metade dos predadores em um agroecossistema (RYPSTRA et al., 1999) e são predadores dominantes na maioria das redes alimentares de invertebrados terrestres. Com cerca de 40.000 espécies conhecidas, alimentam-se quase exclusivamente de insetos, atuando no controle dessas presas (PLATNICK, 2010). Globalmente, estima-se que as aranhas predam uma biomassa na faixa de 400 a 800 milhões de toneladas de presas anualmente, alcançando uma biomassa média de 0,2 a 0,4 g/m² em ecossistemas de florestas e de pastagens em todo o mundo (NYFFELER 7 BIRKHOFER, 2017).

As principais presas das aranhas em habitats naturais e em agroecossistemas são dípteros, himenópteros, coleópteros e hemípteros (BIRKHOFER et al., 2012; BIRHLOFER et al., 2013; MICHALKO et al., 2019). Elas também podem se alimentar de colêmbolos (ROUBINET et al., 2017) e há registros de aranhas predando minhocas em ecossistemas tropicais (NYFFELER et al., 2017).

Chilopoda

São chamados de lacraias, ou centopeias, são animais muito ativos, de movimento ágil e alimentam-se de aranhas, insetos, e outros animais pequenos. São conhecidas cerca de 1.100

espécie de Chilopoda, principalmente encontradas em climas quentes, embora se estime que existam aproximadamente 2.500 espécies no total (KENYSAK; MARTINS, 1999). Elas habitam principalmente a serrapilheira ou o solo, escondendo-se sob pedras e cascas de troncos e galhos, e geralmente preferem ambientes úmidos (VOIGTLÄNDER, 2012). Os Chilopodas alimentam-se de uma gama de animais, especialmente invertebrados decompositores, como colêmbolas e minhocas, e podem preda aranhas e outros Chilopodas (HICKERSON et al., 2005).

2.4.6 Fitófagos

Os fitófagos do solo são animais que se alimentam de partes vivas das plantas, principalmente folhas, brotos e raízes. As principais ordens Hymenoptera, Hemiptera, Orthoptera e algumas famílias de Coleoptera compõem o grupo trófico (MASTERS, 2004).

Segundo Silva (2004), os Hemiptera representam a ordem de insetos mais bem sucedida da natureza e mais numerosa, devido à capacidade de adaptações aos ambientes mais variados. O grupo Hemiptera é geralmente onipresente nos ecossistemas, possuem mais de 100.000 espécies, sua maioria vive como herbívoros, e todos possuem aparelhos bucais sugadores perfurantes. Compreende os grupos principais Sternorrhyncha (cochonilhas, pulgões, moscas brancas etc.), Auchenorrhyncha (cigarras, cigarrinhas), Coleorrhyncha (inseto do musgo) e Heteroptera (percevejos).

O grupo Auchenorrhyncha, alimenta-se quase exclusivamente da seiva das plantas, brotos e raízes. Já o grupo dos Heteroptera pode apresentar hábitos alimentares variáveis, sendo fitófagos, predadores ou hematófagos. Esses animais, tem a capacidade de causarem grandes danos às culturas agrícolas (KALOSHIAN & WALLING, 2005). Algumas espécies também podem estar associadas às raízes das plantas (DELABIE, 2001). No grupo Heteroptera são incluídos os predadores obrigatórios e fitófagos obrigatório (TORRES & BOYD, 2009). De maneira geral, a maioria dos insetos da ordem Hemiptera atuam como fitófagos na cadeia alimentar do solo.

Animais da ordem Orthoptera, como gafanhoto, grilo e esperança podem ser encontrados em diferentes estratos do ecossistema, desde o solo até a copa de árvores (SONG, 2015), são predominantemente herbívoros. Apesar de possuírem diversos mecanismos de defesa como salto, mimetismo, luta e ingestão de plantas tóxicas, os grupos desta ordem, dependendo do tamanho e modo de vida, são predados por vários vertebrados e invertebrados. Na cadeia alimentar do solo, esses herbívoros estão associados como presas de predadores da

serrapilheira como aranhas (HALAJ, PECK & NIWA, 2005). Algumas espécies também são onívoras, alimentando-se de raízes de plantas, serrapilheira, larvas de invertebrados e minhocas.

2.5 Papel dos macroinvertebrados no ecossistema solo

O solo é um sistema vivo resultante das relações não lineares entre os minerais, organismos edáficos e as plantas (VEZZANI & MIELNICZUK, 2011), como já foi citado aqui, é crucial para a produção de alimentos em agroecossistemas, é nele que os serviços ecossistêmicos são sustentados, como: I) provisão de alimentos, II) regulação do ciclo da água, III) sequestro de carbono (HENNERON, 2014), IV) adaptações das respostas ecológicas e evolutivas dos ecossistemas frente às mudanças climáticas (BARDGETT et al, 2014; CROWTHER et al, 2019), entre outros.

Quando a macrofauna do solo utiliza a energia e matéria contidas na sua fonte de alimento, especialmente vegetal, resultante da fotossíntese, e a excreta, os organismos fazem fluir energia e matéria, e é através desse fluxo que o sistema solo se mantém e evolui (VEZZANI & MIELNICZUK, 2011; STEENBOCK et al., 2013).

Sendo um sistema vivo, o solo, como se apresenta, é reflexo de eventos ocorridos no ambiente e/ou, reflexo das práticas agrícolas e manejo de determinado agroecossistema. Neste último caso, os agricultores, ao manejar determinado agroecossistema, estão também manejando o fluxo de energia e matéria, ou seja, manejando a força motriz que direciona o sistema para a complexificação, isto é, sua evolução culminando em um processo sintrópico, ou o contrário, práticas ou manejos que vão na contramão do manejo ecológico do solo, consequentemente o resultado será a simplificação da estrutura das comunidades que compõem este agroecossistema, a exemplo temos a macrofauna do solo. Os animais que compõem a comunidade da macrofauna do solo, como já foi dito, são protagonistas neste processo citado anteriormente, , são os responsáveis por permitir que esse fluxo energético seja conduzido em todo o sistema (STEENBOCK et al., 2013).

Os macroinvertebrados do solo, ao alimentar-se e movimentar-se no solo, constroem poros no solo, como consequência, incrementam as atividades dos outros grupos da fauna edáfica, formando uma rede alimentar onde as relações entre eles regulam o fluxo de energia e matéria oriundo da fotossíntese. Em ecossistemas naturais ou em processos de restauração, principalmente em estratégias de restauração ativas, é esperado que o fluxo de energia e matéria sejam mais dinâmicos, afinal ações antrópicas são realizadas no manejo, o que promove uma

aceleração da auto-organização e complexidade dos componentes no sistema solo-planta-organismos dessas áreas.

A evolução do sistema solo-plantas-organismos em áreas de restauração, evolui em função do andamento do fluxo de energia e matéria na área. À medida que o nível de energia e matéria entra no sistema é esperado que a estrutura e composição da macrofauna se torne mais diversificada e complexa (STEENBOCK et al., 2013).

Segundo Rovedder et al. (2009), olhar para o solo, em especial para as informações que podem ser obtidas a partir da macrofauna do solo, pode colaborar para o desenvolvimento de estratégias de recuperação ou para a mitigação de danos causado no solo. O retorno da diversidade e funcionalidade de um sistema é considerado um indicador de uma restauração ecológica bem-sucedida. Portanto, ao avaliar a macrofauna do solo, suas funções e interações com os demais componentes do sistema, é possível prever que sistema está seguindo seu processo de restauração ecológica.

Portanto, é fundamental conhecer as dinâmicas da comunidade dos macroinvertebrados relacionados à composição, estrutura e funcionamento para apoiar os projetos em processo de restauração, foi o que buscou essa pesquisa ao se propor a monitorar aspectos da macrofauna em estratégias de restauração ecológica.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Escola São Luís (FESL) da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), localizada em São Luís – MA, (S 2° 35' 27.4" e W 44° 12' 35.6") (Figura 6). A coleta da área de referência foi realizada no Sítio Aguahí, localizado a 21 km de distância da FESL, no município São José de Ribamar, que faz divisa com o município de São Luís.



Figura 6. Mapa da área (cor laranja) Fazenda Escola de São Luís, na UEMA, e no centro (cor preta) a delimitação da área experimental em 2015. Fonte: Google Earth Pro, 2023.

A região de estudo está localizada na Ilha de Upão-Açu na parte oriental do bioma Amazônia. Conforme a categorização climática de Köppen, o clima regional é classificado como As, tropical quente e semiúmido com duas estações bem definidas e distintas ao longo do ano, uma caracterizada pelo período chuvoso nos meses de janeiro a junho e outra seca, que se estende de julho a dezembro. A precipitação média é de 2.100 mm/ano na Ilha e a temperatura média é de 27°C (INMET, 2018). O tipo de vegetação presente corresponde a floresta ombrófila aberta. Tanto na área de referência, no Sítio Aguaí, como na área de estudo na FESL, a predominância é de solo do tipo Argissolos vermelho-amarelo, de baixa fertilidade natural, originário da formação Itapecuru (IBGE, 2011).

A FESL possui uma área total de 66,4 ha. A área é composta por um mosaico de diferentes tipos de uso do solo, incluindo culturas convencionais, pastagens, plantações de frutíferas e palmeiras, bem como florestas secundárias com idade variando de 1 a 51 anos. O experimento foi implantado em uma área degradada de 2,2 ha que foi intensamente utilizada para agricultura de sequeiro de 1985 a 2004, com períodos de pousio de 1 a 2 anos entre o uso.

De 2005 a 2012, ano em que o experimento foi instalado, a área foi abandonada e a sucessão florestal se iniciou parcialmente. Ilhas de vegetação arbustivas desenvolveram-se no meio do capim gengibre (CELENTANO et al., 2020).

De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) choveu 1440 mm em 2015, e as médias de chuvas dos outros anos foram medidas por meio de pluviômetro monitorado pelo Laboratório de Restauração Ecológica (LARECO): 1436 mm em 2016, 1817 mm em 2017, 1682 mm em 2021 e 2039 mm em 2022.

3.2 Desenho Experimental

O experimento foi instalado em 2012 com 18 parcelas permanentes (30 m x 30 m), aleatorizadas em 6 blocos (BI; BII; BIII; BIV; BV; BVI) com 3 tratamentos cada. Os tratamentos correspondem a três modelos de restauração ecológica: Regeneração Natural (restauração passiva; R1); Restauração florestal através da Nucleação (Ilhas; R2) onde foram plantadas quatro ilhas de facilitação de 2 m de diâmetro com 13 mudas plantadas numa distância de 0,5m entre elas: no centro da ilha foi plantado a sumaúma (*Ceiba pentandra*), e ao redor ipê (*Handroanthus* sp.), caju (*Anacardium occidentale*), moringa (*Moringa oleifera*), jeniparana (*Gustavia augusta*), mangaba (*Hancornia speciosa*), ingá (*Inga edulis*), paricá (*Schizolobium amazonicum*), sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia*), bordão de velho (*Samanea tubulosa*), pitomba (*Talisia esculenta*), Feijão guandu (*Cajanus cajan*), Urucum (*Bixa orellana*) e mandioca (*Manihot esculentum*); e Restauração produtiva, onde foram implantados sistemas agroflorestais sucessoriais biodiversos (R3) (Figura 9).



Figura 7. Croqui da área do experimento na Fazenda Escola São Luís da UEMA. 1) BI= Bloco um; BII= Bloco dois; BIII= Bloco três; BIV= Bloco quatro; BV= Bloco cinco; BVI= Bloco seis. 2) R1=Restauração Natural; R2= Restauração florestal (em Ilhas); 3) Restauração produtiva (Sistemas Agroflorestais).

Para a implantação dos métodos de restauração florestal, nas ilhas e restauração produtiva com SAFs, foi realizado podas, raleamento das áreas, plantio de mudas em 2013 e 2014. Nos SAFs, toda a matéria orgânica resultante do processo de poda e raleamento, foi montada as leiras de matéria orgânica. No ano de 2015 as parcelas foram atingidas por uma queimada, sendo necessário o replantio de 90% das mudas. A lista das espécies plantadas está na Tabela 1 (CELENTANO et al, 2019).

Tabela 1. Espécies plantadas no sistema agroflorestal estabelecido em solos degradados da Amazônia Oriental, Brasil.

Espécies de árvores*	Nome local	Família	Densidade (ind ⁻¹)**	Principais usos
<i>Anacardium occidentale</i> L	Cajueiro	Anacardiaceae	255	F
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	Nim	Meliaceae	200	T,M
<i>Bixa orellana</i> L	Urucum	Bixaceae	15,033	F, OM, M
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Murici	Malpighiaceae	66	F, Fa
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn	Samaúma	Malvaceae	66	M
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Steud	Gliricídia	Fabaceae	311	AF, Om, N
<i>Handroanthus</i> sp.	Ipê	Bignoniaceae	511	F, OM
<i>Mangifera indica</i> L	Mangueira	Anacardiaceae	288	F, OM
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth	Sabiá	Fabaceae	744	Af, N, T, M, Bee
<i>Moringa oleifera</i> Lam	Moringa	Moringaceae	422	F, AF, M
<i>Shizolobium amazonicum</i> Herb	Paricá	Fabaceae	155	T,M
Espécies Agrícolas				
<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Mandioca	Euphorbiaceae	711	F, OM
<i>Zea mays</i> L.	Milho	Poaceae	42,666b	F
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC	Feijão de porco	Fabaceae	98,604b	F, AF, OM, N
<i>Cajanus Cajan</i> (L.) Millsp.	Feijão guandú	Fabaceae	15,000b	F, AF, OM, N

Outras espécies				
<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl)	Margaridão	Asteraceae	222	M, OM, Bee
<i>Cocos nucifera</i> L	Coco	Arecaceae	211	F

*Outras espécies arbóreas plantadas que morreram (90%) após o incêndio e não foram substituídas por falta de recursos: *Humiria balsamifera* (Mirim), *Talisia esculenta* (Pitomba), *Syzygium jambo* (jambo), *Tamarindos indica* (Tamarindo), *Artocarpus heterophyllus* (Jaca) e *Carapa guianensis* (Andiroba).

**Incluí plantio inicial, replantio e enriquecimento (dezembro de 2013 a abril de 2018).

- Principais usos: Alimentícios (F), Ração animal (AF), Matéria orgânica (OM), Fixador de nitrogênio (N), Madeira (T), Medicinal (M), Atração da fauna (Fa), apicultura (Bee).
 - Plantado a partir da semente
 - O milho foi plantado de 2015 a 2018, outras culturas foram plantadas apenas em 2015.
- Fonte: CELENTANO et al. (2020).

As palmeiras das famílias Areaceae, conhecida popularmente como tucum (*Astrocaryum vulgare*) e babaçu (*Attalea speciosa*) são abundantes nos três sistemas de restauração deste estudo. Nos SAFs foram feitos manejo de poda de cobertura, raleamento e nas parcelas com sistemas de ilhas foram realizadas capinas nos três primeiros anos. A poda de manutenção e cobertura do solo com o material orgânico resultante da poda é realizada anualmente nos SAFs. Nenhuma muda foi regada. Toda a área experimental está rodeada por um aceiro desde 2015 com roçagem e gradagem anual. O experimento está protegido por uma cerca completa desde 2019. Já no tratamento de Regeneração Natural foi mantida a vegetação original em toda a extensão das parcelas, não havendo qualquer intervenção no período de instalação do experimento.

3.3 Amostragem da macrofauna

Para a amostragem da macrofauna foi utilizado o método *Pitfall* (MOLDENKE et al., 1994), conhecido como armadilhas de queda. As armadilhas foram confeccionadas com copos plásticos de 300ml, enterrados ao nível do solo, contendo aproximadamente 150ml de água e adicionado três gotas de detergente neutro, com finalidade de romper a tensão superficial da água e assim, facilitar o mergulho dos animais no interior da armadilha e consequentemente a captura dos animais. As armadilhas foram identificadas e cobertas com pratos plásticos sustentados com palitos de churrasco, para evitar, sobretudo no período chuvoso, o transbordamento do conteúdo interno da armadilha e proteger a amostra (Figura 10). O material utilizado para a confecção das armadilhas era lavado e reutilizado na etapa seguinte de instalação em campo. Todas as armadilhas foram instaladas e recolhidas após 48 horas que permaneciam em campo.



Figura 8. Pitfall instalado em campo, 2021. Fonte: Autora.

Dessa forma, foram realizadas duas fases de amostragem no estudo:

Fase I:

- Coleta 1: novembro de 2015 (período seco);
- Coleta 2: março de 2016 (período chuvoso);
- Coleta 3: novembro de 2016 (período seco);
- Coleta 4: maio de 2017 (período chuvoso).

Fase II:

- Coleta 5: novembro de 2021 (período seco);
- Coleta 6: maio de 2022 (período chuvoso).

A fase I foi realizada no âmbito do mestrado do Thiago Oliveira Rodrigues (mestrado em Agroecologia da UEMA, 2018). A fase II foi realizada no âmbito desta pesquisa. Os resultados das duas fases foram analisados, discutidos e serão apresentados na sessão seguinte.

Em cada parcela foram instaladas seis armadilhas de queda. Como mostra a Figura 11, na parcela com R1 (restauração natural) as armadilhas foram distribuídas com 10 metros de distância entre elas. Em R2 (restauração florestal - Ilhas), as armadilhas 1, 3 e 5 foram colocados dentro das ilhas de facilitação e 2, 4 e 6 fora das ilhas. Em R3 (restauração produtiva- SAFs),

as armadilhas 1, 3 e 5 foram colocadas dentro das leiras de matéria orgânica, nas parcelas 2, 4 e 6 fora das leiras. Foram colocados marcadores para auxiliar na sinalização das armadilhas. (Ver figura 11)

Seis áreas de referência foram amostradas no total. Duas delas na FESL: capoeiras altas entre 31 e 35 anos; no Sítio Aguaí foram amostradas quatro áreas de capoeiras maiores que 54 anos.

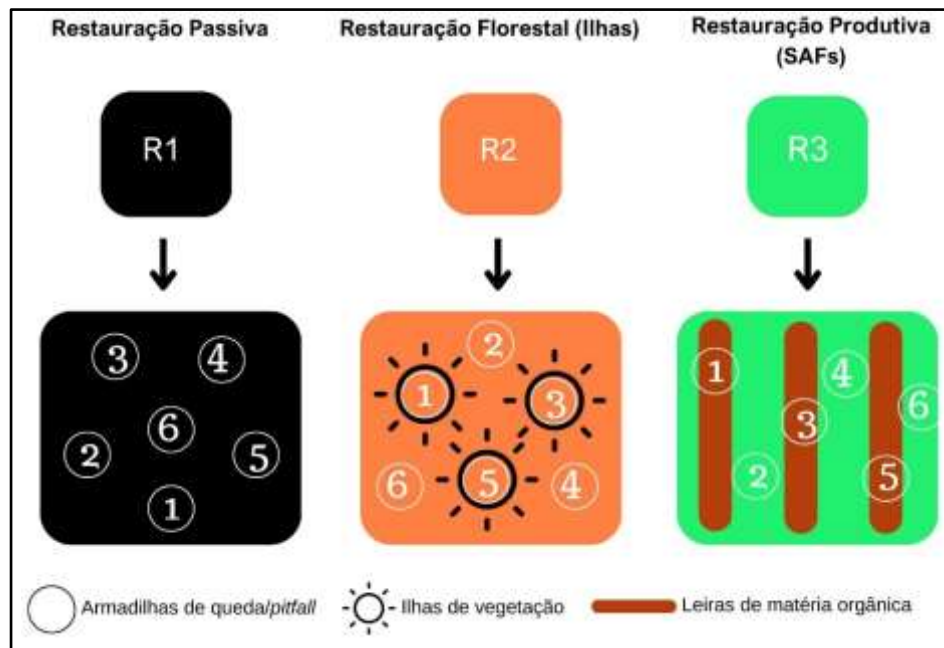


Figura 9. Esquema ilustrativo da disposição das armadilhas de queda utilizada durante as coletas para cada método de Restauração Ecológica.

A macrofauna capturada nas armadilhas foi contada e separada, com o auxílio de pinças, microscópio estereoscópico óptico e, classificada ao nível de grandes grupos taxonômicos (Lavelle et al., 2003)(Ordem, Subordem ou Família): Formicidae, adultos Coleoptera, Araneae, adultos Diptera, Opiliones, Isoptera, Diplopoda, Isopoda, Orthoptera, ninfas de Heteroptera, Hymenoptera, larvas de Coleoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha, larvas de Diptera, Chilopoda, Pseudoscorpiones, Blattaria, Oligochaeta, Diplura, larvas de Lepidoptera, Gastropoda, Dermaptera, Scorpiones, Lepidoptera, Enchytreidae, Ixodidae, Neuroptera, Embiidina, Siphonaptera, Psocoptera, Odonata e ninfa de Mantódeas. A identificação foi realizada segundo Triplehorn e Johnson (2011).

3.4 Análise de dados

A densidade dos grupos taxonômicos (utilizaremos “táxons”) foi obtida a partir do número de indivíduos de cada táxon por metro quadrado (ind/m²). Para caracterizar a estrutura da comunidade da macrofauna do solo dentro das parcelas de restauração, e poder comparar com as parcelas com área de referência, nas 6 épocas de coletas, foram utilizados cálculos de abundância, de riqueza e diversidade através dos índices de Shannon-Wiener (H') obtida pela fórmula $H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$; a dominância estimada pelo índice de Simpson (D), dada pela relação $D = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2$; a equitatividade, calculada pelo índice de Pielou (J), definido por $J = \frac{H'}{\ln(S)}$, e índice de Margalef, dada pela fórmula $D_M = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$.

Os cálculos foram processados com o software Past 2.17c (HAMMER et al., 2017). Os dados foram submetidos às análises de variâncias fatorial (ANOVA), considerando os tratamentos, época de coleta e a interação entre esses. A comparação das médias foi realizada de acordo com o teste de Tukey, com nível de significância de $p < 0,05$. As anovas foram processadas no software livre R (R Development Core Team 2009).

As análises entre classes (Between-Class Analysis - BCA) foram realizadas para avaliar os efeitos dos métodos de restauração sobre a comunidade de macrofauna do solo e sobre os parâmetros ecológico de diversidade (riqueza de táxon, diversidade de Shannon-Wiener, diversidade de Margalef, dominância de Simpson e índice de equitabilidade de Pielou). Essas análises foram realizadas no software livre R, utilizando os pacotes vegan e ade4.

4. RESULTADOS

As duas fases de amostragens são compostas por 6 coletas em diferentes épocas, onde foram coletados o total de 50.046 indivíduos pertencentes a 36 grupos da fauna do solo. Na tabela 2 é apresentada a quantidade de indivíduos e os grupos taxonômicos coletados no trabalho.

Tabela 3. Abundância total dos táxons da macrofauna coletados em área de restauração ecológica na Amazônia maranhense na estação seca e chuvosa.

Grupos Taxonômico	FI		FII				Total
	Nov 2015	Mai 2016	Nov 2016	Mai 2017	Nov 2021	Mai 2022	
1. Formicidae (Form)	18964	6085	4616	5856	3567	1513	40601
2. Coleoptera (Col)	714	651	278	455	166	145	2409
3. Araneae (Aran)	418	144	144	498	190	200	1594

4. Diptera (Dipt)	97	0	0	0	319	458	874
5. Opiliones (Opil)	99	105	517	59	0	6	786
6. Isoptera (Isop)	140	137	94	56	131	101	659
7. Diplopoda (Diplo)	1	162	144	173	40	45	565
8. Isopoda (Iso)	126	58	35	72	21	11	323
9. Orthoptera (Orth)	34	96	14	29	46	82	301
10. NHeteroptera (Nhet)	9	0	182	44	0	1	236
11. Hymenoptera (Hym)	46	9	9	4	96	74	238
12. L. Coleoptera (Lcol)	7	77	32	45	21	27	209
13. Heteroptera (Het)	10	107	0	0	39	24	180
14. Auchenorrhyncha (Auc)	25	2	0	0	82	61	170
15. LDiptera (Ldip)	0	0	0	0	38	84	122
16. Chilopoda (Chil)	0	42	12	59	1	6	120
17. Pseudoscorpiones (Pse)	58	25	12	9	4	7	115
18. Blattaria (Blat)	44	17	13	8	11	11	104
19. Não Identificado (NI)	41	5	5	0	29	19	99
20. Oligochaeta (Olig)	0	20	7	16	10	15	68
21. Diplura (Diplu)	3	15	4	7	12	10	51
22. L. Lepidoptera (Llep)	0	21	7	8	4	5	45
23. Gastropoda (Gast)	2	11	2	10	2	16	43
24. Dermaptera (Derm)	4	5	2	14	2	15	42
25. Scorpiones (Scor)	5	4	4	6	3	0	22
26. Lepidoptera (Lep)	4	0	0	0	0	11	15
27. Enchytreidae (Ench)	0	5	2	2	0	3	12
28. Ixodidae (Ixo)	8	0	0	0	1	0	9
29. Neuroptera (Neu)	4	1	0	4	0	0	9
30. Embiidina (Embi)	2	0	0	0	4	1	7
31. Siphonaptera (Siph)	0	1	0	0	0	6	7
32. Psocoptera (Psoc)	0	0	0	0	1	4	5
33. Odonata (Odon)	0	0	0	0	0	2	2
34. Ninfa de Mantodea (Nman)	2	0	0	0	0	0	2
35. Hirudinea (Hiru)	0	0	0	0	0	1	1
36. Trichoptera (Tric)	0	0	0	0	1	0	1
Total/E.C	20876	7805	6135	7434	4841	2964	50.046
Total de ind.	FI= 42.230			FII= 7.805			
Total de táxons	FI= 31			FII= 34			

1) FI = Fase de coleta 1, coletas realizadas na estação seca em novembro de 2015, estação chuvosa em maio de 2016, estação seca em novembro de 2016 e estação chuvosa em maio de 2017; 2) FII= Fase de coleta 2, coletas realizadas na estação seca em novembro de 2021 e estação chuvosa em novembro de 2022.

A comunidade da macrofauna coletados em armadilhas *pitfall*, revelam maior predominância dos grupos: Formicidae (81,93%), Coleoptera (4,86%), Araneae (3,76%), e Diptera (1,76%), Opiliones (1,59%), Isoptera (1,05%) apresentando abundância intermediária, enquanto todos os outros apresentam abundância baixa (<1,05%). A fase I de coleta foi composta por 4 épocas de coletas diferentes, foram coletados 31 táxons no total: Formicidae, Coleoptera, Aranea, Diptera, Opiliones, Isoptera, Isopoda, Diplopoda, Orthoptera, Ninfa de Heteroptera, Hymenoptera, Heteroptera, Larva de Coleoptera, Auchenorrhyncha, Chilopoda, Pseudoscorpiones, Blattaria, Não Identificados, Oligochaeta, Diplura, Gastropoda, Dermaptera, Larva de Lepidoptera, Scorpiones, Lepidoptera, Enchytreidae, Ixodidae, Neuroptera, Embiidina, Siphonaptera e ninfa de Mantodea. Além dos 31 táxons coletados na fase I, foram

coletados os táxons Psocoptera, Odonata, Hirudinea e Trichoptera na Fase II, composta por 2 épocas de coleta, somando o total de 34 grupos taxonômicos.

Composição da macrofauna do solo

Os resumos das análises de variância fatorial (ANOVAs) para cada táxon e parâmetros ecológico (densidade, riqueza, diversidade de Shannon-Wiener, Margalef, índice de dominância de Simpson e equitabilidade de Pielou) estão apresentados nas tabelas 4 e 5, respectivamente. A maioria dos táxons foram afetados pela época de coleta. Alguns afetados pelos fatores da estação e tratamento, e ainda, foi verificado interação significativa entre esses fatores. Os grupos Isoptera, Isopoda, Oligochaeta, Diplura, larvas de Lepidoptera, Gastropoda, Scorpiones, adultos de Lepidoptera, Enchytreidae, Neuroptera, Siphonaptera, Odonata e Hirudinea não foram afetados pelos fatores estudados (Tabela 4).

A densidade total, a riqueza, os índices de diversidade de Shannon-Wiener, de equitabilidade de Pielou e o índice de dominância de Simpson foram afetados pela época de coleta (Tabela 5).

Para alcançar nosso objetivo, serão apresentadas e discutidas somente as diferenças significativas encontradas nos fatores de época de coleta, estratégias de restauração e interação época de coleta x estratégia de restauração.

Tabela 3. Resumo da ANOVA fatorial da comunidade de macrofauna com os fatores que afetam sua composição nas parcelas de restauração ecológica na Amazônia Maranhense.

	Trat	E.C	Trat: E.C
Grupos taxonômicos	p	p	p
1. Formicidae (For)	0,023	5,35E-22	0,009
2. Coleoptera (Col)	0,047	1,68E-07	0,528
3. Araneae (Aran)	0,037	0,003	0,217
4. Diptera (Dipt)	0,847	1,27E-06	0,645
5. Opiliones (Opil)	0,475	0,001	0,932
6. Isoptera (Isop)	0,341	0,427	0,827
7. Diplopoda (Diplo)	0,144	3,71E-06	0,601
8. Isopoda (Iso)	0,490	0,104	0,488
9. Orthoptera (Orth)	0,674	0,006	0,347
10. NHeteroptera (Nhet)	0,022	3,38E-17	3,77E-05
11. Hymenoptera (Hym)	0,332	1,33E-05	0,100
12. L. Coleoptera (Lcol)	0,393	0,005	0,999
13. Heteroptera (Hete)	0,042	3,28E-16	4,99E-04
14. Auchenorrhyncha (Auch)	0,877	0,002	0,941

15. LDiptera (Ldip)	0,186	0,001	0,228
16. Chilopoda (Chil)	0,928	1,02E-05	0,790
17. Pseudoscorpiones (Pseu)	0,435	1,10E-09	0,898
18. Blattaria (Blat)	0,333	0,001	0,856
19. Não Identificado (NI)	0,881	0,000	0,232
20. Oligochaeta (Olig)	0,933	0,477	0,102
21. Diplura (Diplu)	0,276	0,643	0,014
22. LLepidoptera (Llep)	0,988	0,236	0,267
23. Gastropoda (Gast)	0,685	0,077	0,590
24. Dermaptera (Derm)	0,220	0,019	0,769
25. Scorpiones (Scor)	0,646	0,149	0,322
26. Lepidoptera (Lepi)	0,412	0,197	0,730
27. Neuroptera (Neu)	0,929	0,057	0,989
28. Ninfa de Mantodea (N. Man)	0,087	0,036	0,010
29. Enchytreidae (Ench)	0,665	0,425	0,704
30. Ixodidae (Ixod)	0,022	1,09E-05	2,64E-06
31. Embiidina (Embi)	0,351	0,032	0,972
32. Siphonaptera (Siph)	0,371	0,422	0,449
33. Psocoptera (Psoc)	0,846	0,027	0,998
34. Odonata (Odon)	0,371	0,422	0,449
35. Hirudinea (Hiru)	0,371	0,422	0,449
36. Trichoptera (Tric)	0,371	0,422	0,449

- 1) Trat= Tratamentos; E.C= Época de coleta. 2) $p > 0,05$ indica variável com influência significativa segundo o teste de Tukey.

Tabela 4. Resumo da ANOVA fatorial dos parâmetros ecológicos da comunidade de macrofauna do solo.

Parâmetros Ecológicos	Tratamentos		Época de coleta		Trat x Época de coleta	
	F	P	F	P	F	P
Dt*	0,18	0,83	11,25	1,21E-04	1,59	0,33
S	0,66	0,58	3,327	0,0320	0,44	0,67
H'	0,13	0,93	3,619	0,0239	0,29	0,76
J	0,25	0,85	10,45	0,0001	0,34	0,73
D	0,73	0,54	3,84	0,0193	1,00	0,46
d	5,10	0,01	1,85	0,1643	0,26	0,94

*Dt= Densidade total; S= Riqueza; H'= Índice de diversidade de Shannon-Wiener; J= Índice de equitabilidade de Pielou; D = Índice de dominância de Simpson; d= Índice de diversidade de Margalef.

Densidade e índices ecológicos nas épocas e estação de coleta

As comparações da estrutura da comunidade de macrofauna do solo, revelam efeitos significativo das épocas de coleta, isto é o efeito do tempo de amostragem, sobretudo na densidade total, riqueza de táxons e equitabilidade de Pielou. A densidade total da comunidade da macrofauna sofreu redução entre a primeira e a sexta época de amostragem. S1, primeira época de coleta, realizada na estação seca, no ano de 2015 momento inicial do experimento de restauração ecológica, apresentou maior densidade de indivíduos por parcela, diferindo significativamente das demais épocas de coleta (Tabela 6). Realizada na estação chuvosa de 2022, aproximadamente 7 anos depois de S1, a sexta coleta (S6) apresentou a menor densidade total dentre as outras épocas de coleta, quase 9 vezes menor que a S1 (Tabela 6). Em média, a S1 teve entre 99 a 195 indivíduos por parcela, as outras épocas de coleta (S2, S3, S4, S5 e S6) tiveram em média entre 17 a 64 indivíduos por parcela e não apresentaram diferença significativa entre si (Tabela 6).

A riqueza de táxons foi maior na última época de coleta, com aproximadamente 7 anos de experimento implanta, em S6, tendo diferença significativa de S1, S2, S4 e S5. S6, apresentou média entre 23 a 25 táxons por parcela, e as outras épocas de coleta tiveram médias entre 17 a 22 táxons por parcela (Tabela 6).

O índices de diversidade de Shannon-Wiener, Margalef, dominância de Simpson e equitabilidade de Pielou foram maiores em S6. Para o índice de diversidade de Shannon-Wiener, S6 apresentou o maior valor, com 1,57, diferindo significativamente de S1 e S3, que foram coletas realizadas na estação seca, com média entre 0,35 a 0,92 (Tabela 6).

O índice de equitabilidade de Pielou seguiu tendência semelhante aos índices anteriores. S6 apresentou o maior valor com 0,61, tendo diferença significativa de todas as outras épocas de coleta. S2, S3, S4 e S5 não diferiram estatisticamente entre si. Apresentaram média entre 0,31 a 0,52. A primeira época de coleta, apresentou o menor valor de equitabilidade de Pielou, diferindo estatisticamente de todas as outras épocas de coleta, apresentou média mais baixa, entre 0,14 a 0,22.

S6 também teve o maior valor do índice de dominância de Simpson, com médias entre 0,31 a 0,87, diferindo significativamente de S1, que apresentou média entre 0,12 a 0,28, as demais épocas de coleta não apresentaram diferença significativa, tiveram suas médias entre 0,37 a 0,63.

Para o índice de diversidade de Margalef, S6 teve média entre 3,47 a 3,59, diferindo estatisticamente dos valores de S1, S2 e S4 que tiveram médias entre 2,18 a 2,56 (Tabela 6).

Tabela 5. Densidade e índices ecológicos da estrutura da comunidade de macrofauna coletada em diferentes épocas de coleta em área de restauração ecológica na Amazônia maranhense.

Táxons	Época de coleta					
	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Cole*	4.96±4.17 a	4.52±3.03 a	1.93±0.96 b	2.9±1.65 ab	1.1±1.38 b	1.06±0.67 b
Aran	2.9±1.39 ab	2.36±1.99 ab	1.52±0.6 b	3.31±2.41 a	1.47±0.82 b	1.68±2.41 ab
Dipt	0.67±1.34 b	0±0 b	0±0 b	0±0 b	0.44±0.7 b	2.19±2.57 a
Opil	0.69±1.04 b	0.73±1.13 b	3.59±6.38 a	0.4±0.5 b	0±0 b	0.03±0.12 b
Diplo	0.01±0.03 c	0.67±0.76 ab	0.46±0.28 bc	1.07±0.61 a	0.31±0.31 b	0.38±0.81 b
Orth	0.24±0.33 ab	0.57±0.42 ab	0.1±0.1 b	0.15±0.16 ab	0.25±0.78 ab	0.65±0.83 a
Hyme	0.32±0.3 ab	0±0 b	0.06±0.09 b	0.02±0.05 b	0.61±1 a	0.54±0.34 a
Lcol	0.05±0.06 b	0.31±0.23 a	0.22±0.17 ab	0.28±0.2 a	0.17±0.18 ab	0.19±0.27 ab
Auch	0.18±0.18 ab	0.01±0.04 b	0.08±0.12 b	0.06±0.09 b	0.57±0.9 a	0.42±0.63 ab
Ldip	0±0 b	0±0 b	0±0 b	0±0 b	0.19±0.43 ab	0.71±1.4 a
Chil	0±0 b	0.21±0.15 ab	0.08±0.11 b	0.38±0.52 a	0±0 b	0.05±0.1 b
Pseu	0.4±0.32 a	0.09±0.13 b	0.08±0.09 b	0.05±0.06 b	0.04±0.09 b	0.06±0.1 b
Blat	0.31±0.45 a	0.03±0.05 b	0.09±0.12 b	0.04±0.06 b	0.06±0.08 b	0.08±0.12 b
NI	0.28±0.29 a	0±0 b	0.03±0.06 b	0±0 b	0.19±0.17 ab	0.16±0.43 ab
Derm	0.03±0.07 ab	0.02±0.05 ab	0.01±0.04 b	0.1±0.17 a	0.01±0.04 b	0.01±0.04 b
Embi	0.01±0.04 ab	0±0 b	0±0 b	0±0 b	0.04±0.07 a	0.01±0.04 ab
Psoc	0±0 b	0±0 b	0±0 b	0±0 b	0±0 b	0.04±0.09 a
Densidade Total/ Riqueza/ Diversidade de Shannon-Wiener/ Equitabilidade de Pielou/ Dominância de Simpson/ Diversidade de Margalef.						
Dt	147 ± 48 a	50 ± 14,6 b	36,15 ± 2,40 b	49,3 ± 12,17 b	19,03 ± 2,01 b	19,325 ± 3 b
S	19,67 ± 1,53 b	18,3 ± 1,15 b	21,25 ± 0,58 ab	20 ± 2,65 b	20,6 ± 2,0 b	24 ± 1 a
H'	0,52 ± 0,17 b	0,97 ± 0,06 ab	0,58 ± 0,34 b	0,9 ± 0,1 ab	1,2 ± 0,31 ab	1,57 ± 0 a
J	0,18 ± 0,04 c	0,33 ± 0,04 b	0,35 ± 0,02 b	0,31 ± 0,0 b	0,41 ± 0,11 b	0,61 ± 0 a
D	0,20 ± 0,08 c	0,40 ± 0,05 ab	0,53 ± 0,10 ab	0,37 ± 0,0 ab	0,40 ± 0,09 ab	0,59 ± 0,28 a
d	2,20 ± 0,2 b	2,27 ± 0,06 b	2,82 ± 0,07 ab	2,53 ± 0,3 b	2,80 ± 0,09 ab	3,53 ± 0,06 a

* Médias e erros padrão seguidos de letras diferentes indicam diferença significativa de acordo com o teste Tukey ($p < 0,05$). S1= 1º época de coleta novembro de 2015 – estação seca; S2= 2º época de coleta em maio de 2016 – estação chuvosa; S3= 3º época de coleta em novembro de 2016 – estação seca; S4= 4º época de coleta em maio de 2017 – estação chuvosa; S5= 5º época de coleta em novembro de 2021 – estação seca; S6= 6º época de coleta em maio de 2022 – estação chuvosa.

DT= Densidade Total; S= Riqueza; H'= Índice de diversidade de Shannon- Wiener; J= Índice de euitabilidade de Pielou; D= Índice de dominância de Simpson; d= Índice de diversidade de Margalef.

Verificar abreviação Tabela 4.

Tabela 6. Densidade média (indivíduos por armadilha) de grandes grupos da macrofauna do solo nas estratégias de restauração coletados na Fazenda Escola da UEMA e área de referência.

Táxons	Estratégias de restauração e área de referência											
	RN			Ilha			SAF			SF		
	Seca	Chuvosa	M	Seca	Chuvosa	M	Seca	Chuvosa	M	Seca	Chuvosa	M
For*	213,2 a	88 a	150,6 A	187,8 a	118,8 a	169,2 A	119 a	56,6 a	87,8 A	6,05b	26,3a	16,7B
Col	7 a	8,4 a	7,7B	5,8 a	8,81 a	7,3 B	11,1 a	11,4	11,2 A	1,31 b	1,89 b	1,6 C
Aran	7,3 a	11 a	9,15A	5,1 a	4,44 a	5,05 B	5,5 a	7,5 a	6,5 AB	0,86 a	1,11 b	0,98 C
Dipt	2,08 b	1,53 a	1,81 A	1,06 b	1,92 a	1,49 A	0,75 b	3,14 a	1,94 A	7,76 a	6,1 a	6,93 A
Opi	4,33 a	1,33 a	2,83 A	3,64 a	1,64 a	2,64 A	1,7 a	0,69 a	1,21 A	0 b	0,14 b	0,07 B
Iso	3,06 a	1,36 a	2,21 A	1,36 a	0,67 b	1,01 A	1,25 a	3,06 a	2,17 A	1,33 a	0,61 b	0,97 A
Diplo	0,75 a	2,94 a	1,85 A	0,72 a	2,39 a	1,56 A	0,86 a	1,47 a	1,17 A	0,19 a	0,64 b	0,83 A
Isop	1,03 a	0,78 a	0,90 A	1,89 a	2,33 a	2,11 A	2,78 a	1,75 a	2,26 A	0,22 b	0,61 a	0,41 A
Orth	0,22 b	1,36 a	0,79 A	1,14 a	1,22 a	1,18 A	0,33 b	1,36 a	0,85 A	0,53 a	0,53 b	0,53 B
Nhet	0,06 a	0,28 a	0,17 A	0 a	0,19 b	0,10 A	0,11 a	0,47 a	0,29 A	0 a	0,11 b	0,05 B
Hym	0,69 b	0,47 a	0,58 A	1,67 a	0,42 a	1,04 A	0,58 b	0,81 a	0,69 A	0,83 b	0,47 a	0,65 A
Lcol	0,39 a	0,94 a	0,67 A	0,36 a	0,53 a	0,44 A	0,56 a	0,81 a	0,68 A	0,08 b	0,31 b	0,40 A
Het	1 a	1,22 a	1,1 A	1,1 a	0,6 a	0,85 A	0,8 a	0,36 b	0,55 A	0,83 a	0,39 b	0,22 B
Auc	0,81 a	0,17 b	0,49 A	0,72 a	0,53 a	0,63 A	0,72 a	0,56 a	0,64 A	0,56 a	0,44 a	0,6 A
Ldip	0,14 a	0,39 b	0,26 A	0,28 a	1,50 a	0,89 A	0,14 a	0,25 b	0,19 A	0,50 a	0,19 b	0,78 A
Chil	0,06 a	0,83 a	0,44 A	0,06 a	0,39 a	0,22 A	0,08 a	0,72 a	0,40 A	0,03 a	0,14 b	0,15 B
Pseu	0,64 a	0,22 a	0,43 A	0,58 a	0,28 a	0,43 A	0,31 a	0,19 a	0,25 A	0 b	0,08 a	0,04 A
Blat	0,56 a	0,17 a	0,36 A	0,19 b	0,14 a	0,17 A	0,69 a	0,19 a	0,44 A	0,11 b	0,11 a	0,11 A
NI	0,47 a	0,03 b	0,25 A	0,33 a	0,39 a	0,36 A	0,56 a	0,06 b	0,31 A	0,25 a	0,06 b	0,15 A
Olig	0,22 a	0,11 b	0,17 A	0,06 a	0,36 a	0,21 A	0,03 a	0,44 a	0,24 A	0,06	0,08 b	0,07 A
Diplu	0,06 b	0,17 a	0,11 A	0,06 b	0,11 a	0,08 B	0,25 a	0,08 a	0,17 A	0,17 a	0,17 a	0,17 A
Llep	0,14 a	0,08 a	0,11 A	0,08 a	0,17a	0,13 A	0,03 a	0,19 a	0,11 A	0 a	0,03 b	0,01 A
Derm	0,03 a	0,03 b	0,03 B	0,06 a	0,28 a	0,17 A	0,03 a	0,08 b	0,06 A	0,03 a	0,39 a	0,28 A
Scor	0,03 b	0,08 a	0,06 A	0 b	0,03 a	0,01 A	0,19 a	0 a	0,10 A	0,03 b	0 a	0,01 A
Lep	0,06 a	0,19 a	0,13 A	0,06 a	0,03 a	0,04 A	0 a	0,03 a	0,01 A	0 a	0,06 a	0,03 A
Ench	0,03 a	0,08 a	0,06 A	0,03 a	0,08 a	0,06 A	0,03 a	0,03 a	0,03 A	0 a	0 b	0 B
Neu	0,03 a	0 a	0,01 A	0,03 a	0 a	0,01 A	0,08 a	0,03 a	0,06 A	0 b	0 a	0 B
Embi	0,03 a	0 a	0,01 A	0,03 a	0 a	0,01 A	0,08 a	0,03 a	0,06 A	0 b	0 a	0 B
Siph	0 a	0 b	0 A	0 a	0 b	0 A	0,03 a	0,06 a	0,04 A	0 a	0 b	0 A
Psoc	0 a	0,03 a	0,01 A	0 a	0,03 a	0,01 A	0 a	0,06 a	0,03 A	0,03 a	0 b	0,01 A
Tric	0 a	0 b	0 A	0 a	0 b	0 A	0 a	0 b	0 A	0,03 a	0,01 a	0,02 A

* Médias seguidas de mesma letra minúscula e maiúscula na linha não diferem entre si na estação e estratégias de restauração p teste Tukey ($p < 0,05$), respectivamente. RN= Restauração natural; Ilhas= Restauração florestal; SAF= Restauração produtiv SF=Área de referência.

Efeito da época de amostragem

Os resultados da análise entre classe analisadas de maneira agrupada: estratégias de restauração com época, estação de coleta, revelam três aglomerações definidas, em primeiro

lugar, pelo o efeito das diferentes épocas de coleta, seguida pela estação (seca ou chuvosa), indicando que a comunidade de macrofauna do solo nas parcelas de restauração ecológicas nesse estudo, foram primeiramente influenciados pela época em que foram coletadas (Figura 10).

O efeito da época de coleta explicou 40,42% da dispersão da comunidade de macrofauna do solo ($P= 0,0001$, Figura 10). Vinte e um táxas tiveram densidade que diferiram significativamente entre as épocas de coleta ($p<0,005$) (Tabela 4 e 6).

O BC1 separou todas as parcelas de restauração da S5, S6 e ilhas de S1, das parcelas de restauração natural (NR) e agroflorestas (AFS) de S1, e todas as outras parcelas de restauração de S2, S3 e S4. As parcelas de S5 e S6 ficaram agrupadas, e se correlacionaram positivamente com BC1 junto com Diptera, larvas de Diptera, Hymenoptera, Auchenorrhyncha e Psocoptera. Dessas, Dipteras e Psocopteras apresentaram suas densidades máximas na última época de coleta em S6, com diferença significativa em relação as outras épocas de coleta. Outros Hymenoptera, Auchenorrhyncha e Embiidina apresentaram suas maiores abundância em S5, sem diferença significativa em relação as outras épocas de coleta. Ixodidae foram mais abundantes nas parcelas de restauração em ilhas em S1 (Tabela 7, Figura 10).

Enquanto que as parcelas coletadas na S2, S3 e S4 agruparam-se, e se correlacionaram negativamente com BC1 junto com Diplopoda, ninfa de Heteroptera e Chilopoda, principalmente. O grupo Larvas de Coleoptera apresentou maior abundância na S2 e S4, sem diferenças significativas para as demais épocas de coleta. Opiliones e ninfas de Heteroptera tiveram suas maiores populações em S3, Opiliones apresentou diferença significativa da sua densidade comparadas com as demais épocas de coleta. Aranea, Chilopoda, Dermaptera e Diplopoda apresentaram maiores abundância em S4, sem diferenças significativas de suas densidades comparadas as demais épocas de coleta.

As parcelas de agroflorestas (AFS) e restauração natural (RN) de S1 separaram-se das parcelas coletadas nas demais épocas de coleta ao longo do BC2, correlacionadas positivamente com os táxons Formicidae, Pseudoscorpiones, ninfas de Mantodae e Blattaria (Tabela 6, Figura 10). Pseudoscorpiones e Blattaria apresentaram diferenças significativas das outras épocas de coletas, com suas maiores abundância em S1 (Tabela 6, Figura 10).

O efeito da época de coleta explicou 53,43% da variância dos parâmetros ecológicos ($p= 0,0001$, Figura 11). O BC1 separou principalmente todas as parcelas de resutaração da 1a época de coleta das parcelas da 6a época de coleta. As parcelas da 1a época de coleta correlacionaram-se positivamente na BP1, junto com abundância, que foi maior na primeira época de coleta (novembro de 2015) (Tabela 6, Figura 11), em média de 195 a 99 indivíduos

por parcela de restauração. As demais épocas de coleta tiveram entre 50,39 a 19,51 indivíduos por parcela. As parcelas da sexta época de coleta ficaram agrupadas, e correlacionadas negativamente com CP1, junto com os índices de equitabilidade de Pielou, diversidade de Shannon-Wiener e Margalef, que foram maiores na última época de coleta (maio de 2022) (Tabela 6 e Figura 11). Embora riqueza foi positivamente correlacionada com CP1, junto com a primeira época de coleta, foi na sexta época de coleta que apresentou sua máxima, diferindo significativamente das demais épocas de coleta, em média teve de 25 a 23 táxons por parcela (Tabela 6).

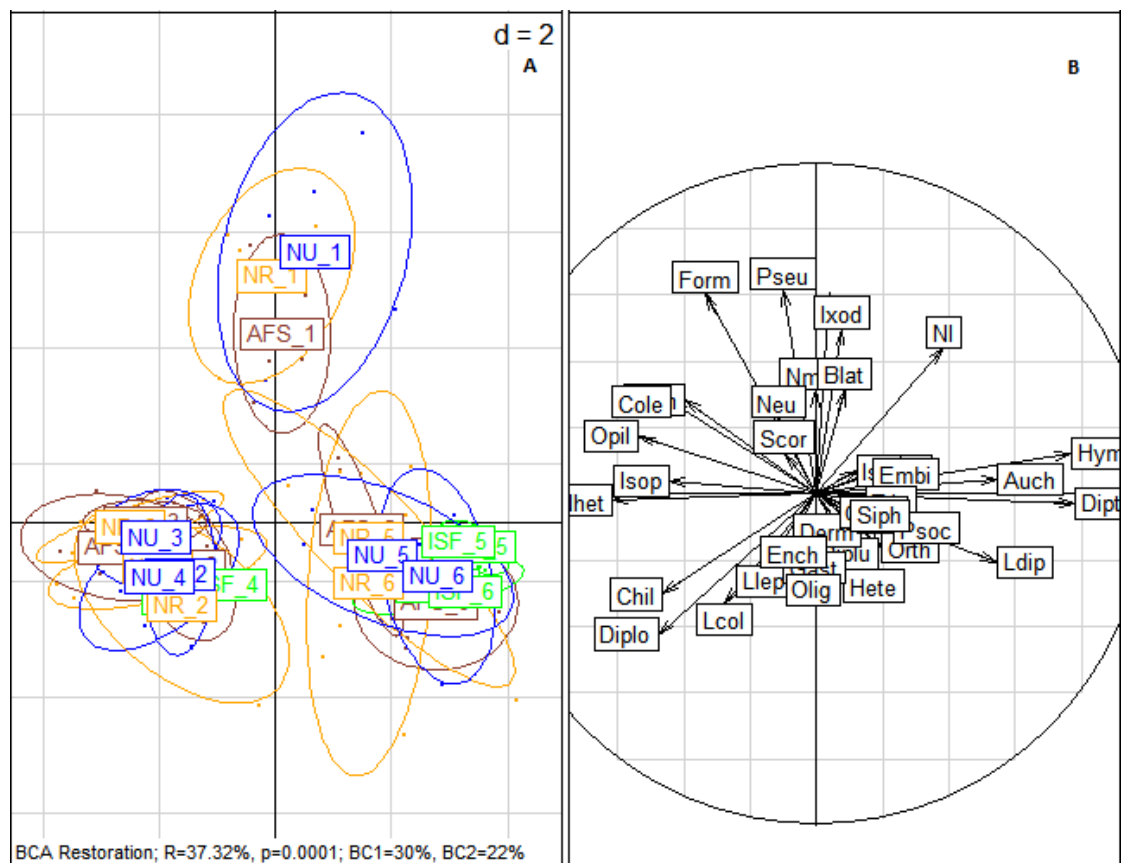


Figura 11. BCA da densidade total e dos índices ecológicos da comunidade de macrofauna do solo em parcelas de restauração ecológica coletadas em seis épocas diferentes na Amazônia maranhense. A) apresentam-se os diagramas das parcelas classificadas por estratégia de restauração (NR= Restauração Natural; NU= Restauração Produtiva (Ilhas); AFS= Restauração Produtiva(SAF); ISF: Floresta de referência e por época de coleta (1= primeira coleta em novembro de 2015 na estação seca; 2= segunda coleta em maio de 2016 na estação chuvosa; 3= terceira coleta novembro de 2016 na estação seca; 4= quarta coleta em maio de 2017 na estação chuvosa; 5= quinta coleta feita em novembro de 2021 na estação seca e 6= sexta coleta feita em maio de 2022 na estação chuvosa). B) Círculos de correlações dos parâmetros ecológicos: abundance= abundância; Richness= riqueza; Marga= índice de Margalef; Pielou= índice de equitabilidade de Pielou; S= índice de dominância de Simpson; H'= índice de diversidade de Shannon-Wiener.

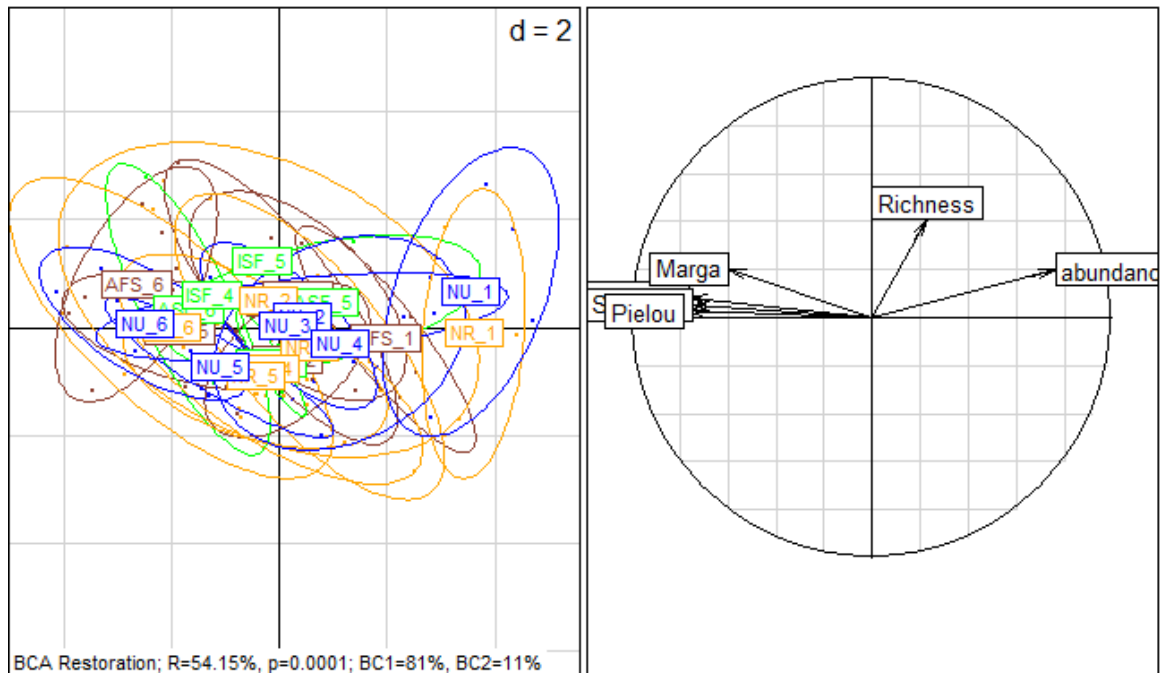


Figura 12. BCA da densidade total e dos índices ecológicos da comunidade de macrofauna do solo em parcelas de restauração ecológica coletadas em seis épocas diferentes na Amazônia maranhense. A) apresentam-se os diagramas das parcelas classificadas por estratégia de restauração (NR= Restauração Natural; NU= Restauração Produtiva (Ilhas); AFS= Restauração Produtiva(SAF); ISF: Floresta de referência e por época de coleta (1= primeira coleta em novembro de 2015 na estação seca; 2= segunda coleta em maio de 2016 na estação chuvosa; 3= terceira coleta novembro de 2016 na estação seca; 4= quarta coleta em maio de 2017 na estação chuvosa; 5= quinta coleta feita em novembro de 2021 na estação seca e 6= sexta coleta feita em maio de 2022 na estação chuvosa). B) Círculos de correlações dos parâmetros ecológicos: abundance= abundância; Richness= riqueza; Marga= índice de Margalef; Pielou= índice de equitabilidade de Pielou; S= índice de dominância de Simpson; H'= índice de diversidade de Shannon-Wiener.

Efeito das estratégias de restauração

Considerando os dados de abundância total de todas as épocas de amostragem, os táxons Coleoptera e Aranea foram afetados pelos fatores de estratégias de restauração ($p < 0,05$; Tabela 4; Figura 12). Coleopteras foram significativamente mais abundantes nas parcelas de SAF (Figura 12.A). Nas parcelas RN e Ilhas, o táxon apresentou abundância intermediária e não diferiram entre si. Coleoptera apresentou menor abundância nas áreas de referência (Figura 12.A).

Aranea apresentou sua maior abundância em NR, diferindo de Ilhas e SF estatisticamente, o último apresentou a menor abundância, diferindo das estratégias de

restauração.

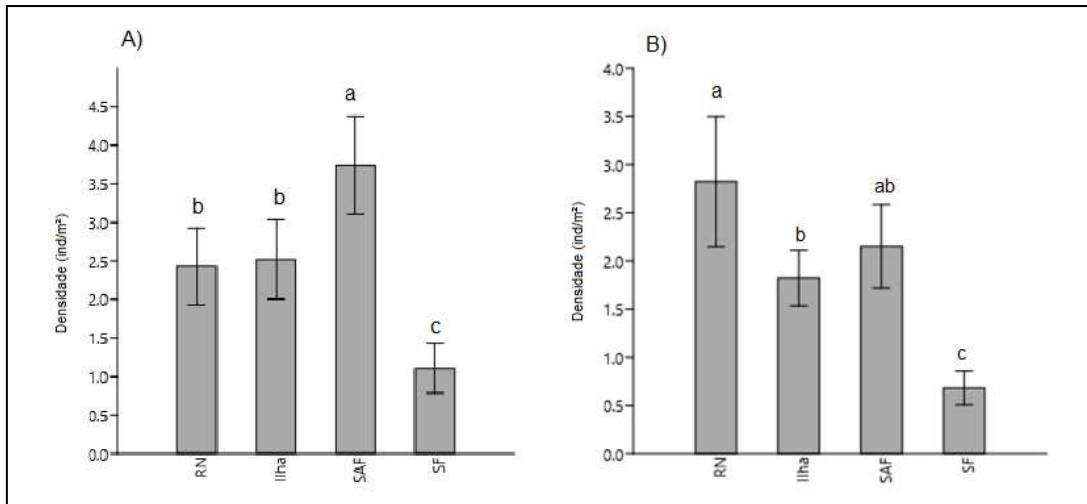


Figura 12. Efeito das estratégias de restauração e área de referência sobre Coleptera (A) e Aranea (B). ANOVA, seguida de teste Tukey a 5%. Média $\pm$ erro padrão são apresentados. Letras minúsculas diferentes indicam diferença entre tratamento.

**Efeito
da**

interação da época de coleta x estratégia de restauração

A macrofauna do solo apresentou respostas distintas para às épocas de coletas nas estratégias de restauração. Formicidae (Figura 13. A), Ixodidae (Figura 13.E) e ninfas de Mantodae (Figura 13.F) foram mais abundantes na primeira época de amostragem (S1), na estação seca, dentro das parcelas de NR, NU e NR, respectivamente. A densidade de Formicidade foi reduzida a medida que a idade das parcelas de restauração avançou. Os táxons Ixodidae e ninfas de Mantodae, apresentaram redução de suas densidades a medida que a idade das parcelas avançaram (Figura 13. E; Figura 13. F). Diplura (Figura 13.B) e Heteroptera (Figura 13.C) apresentaram maiores abundância em S2, estação chuvosa e dentro de NR. E ninfas de Heteroptera (Figura 13.D) apresentaram maior abundância em S3, estação seca dentro de NR. Diplopoda mostrou-se sensível a estação seca, principalmente dentro das parcelas de NU e NR (Figura 13.B), no entanto, mesmo na estação seca, as parcelas de SAF e a estação chuvosa favoreceram a densidade do táxon.

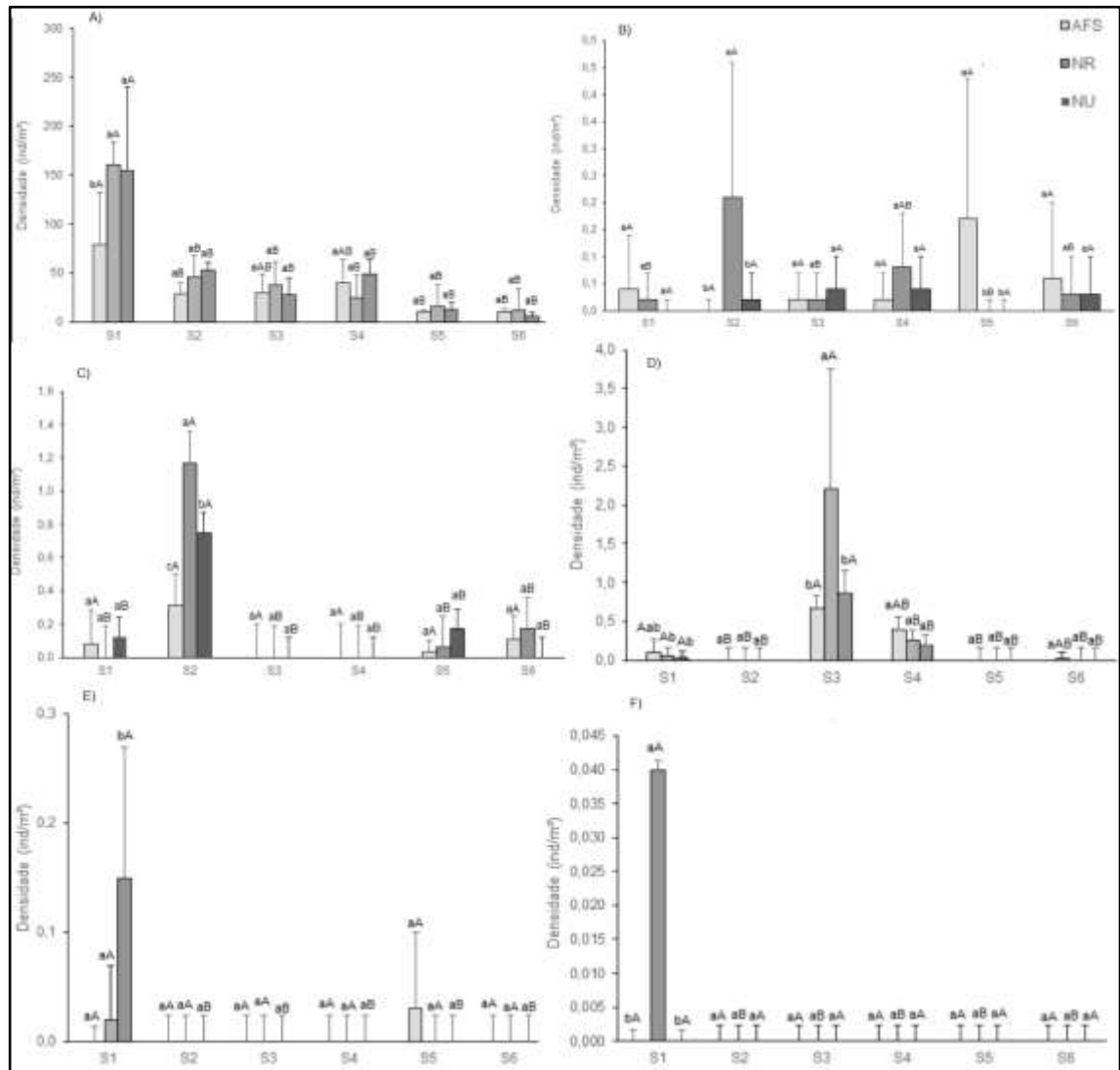


Figura 13. Efeito da interação entre a época de coleta e as estratégias de restauração sobre Formicidae (A), Diplura (B), Heteroptera (C), ninfa de Heteroptera (D), Ixodidae (E) e ninfa de Mantodea (F). ANOVA seguida de teste Tukey a 4% de probabilidade. Média $\pm$ erro padrão são apresentados. Letras minúsculas diferentes indicam diferença entre tratamentos para uma época de coleta fixa (a=AFS; b=NR; c= NU). Letras maiúsculas diferentes indicam diferença entre época de coleta para um tratamento fixo (A=S1 estação seca; B=S2 estação chuvosa; C=S3 estação seca; D=S4 estação chuvosa; E=S5 estação seca; F=S6 estação chuvosa).

Flutuação dos táxons com predominância maiores intermediária.

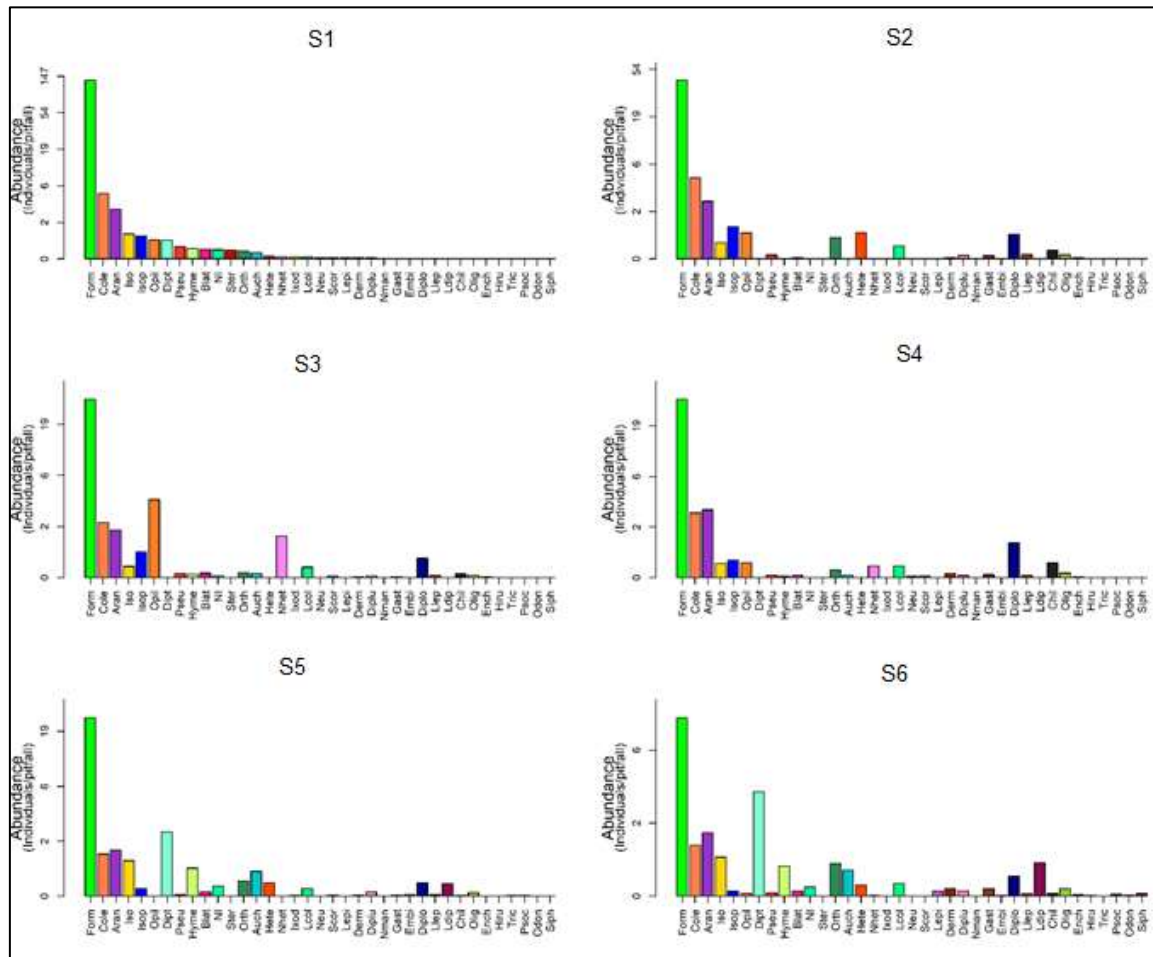


Figura 14. Flutuação da abundância (ind/pitfalls) dos grupos da macrofauna nas 6 épocas de coleta.

Épocas e estação de amostragens S1= novembro de 2015 estação seca; S2= maio de 2016, estação chuvosa; S3= novembro de 2016 estação seca; S4= maio de 2017 estação chuvosa; S5= novembro de 2021, estação seca; S6= maio de 2022 estação chuvosa. Form=Fomicidae; Col= Coleoptera; Aran= Araneae; Iso= Isoptera; Isop= Isopoda; Opi= Opiliones; Dip= Diptera; Pse= Pseudoscorpione; Hym= Hymenoptera; Blat= Blattaria; NI= não identificado; Ster= Sternorrhyncha; Ort=Orthoptera; Auch= Auchenorrhyncha; Het= Heteroptera; Nhet= ninfa de Heteroptera; Ixod= Ixodidae; Lcol= Larva de coleoptera; Neu= Neuroptera; Scor= Scorpionidae; Lepi= Lepidoptera; Derm= Dermaptera; Diplu= Diplura; Nman= Mantadoae; Gast= Gastropoda; Embi= Embiidae; Diplo= Diplopoda; Llep= Larva lepidoptera; Ldip= Larva diptera; Chi= Chilopoda; Ench= Enchitreidae; Hiru= Hirundinae; Tric = Tricoptera; Psoc= Psocoptera; Odo= Odonata; Siph= Symphyla;

Em nosso estudo, foi possível observar uma heterogeneidade na flutuação da abundância dos táxons nas diferentes épocas de amostragem, tanto nas parcelas de restauração ecológica (Figura 14), como nas parcelas de área de referência que podem ser observados nas

figuras a seguir. A falta de padrão da flutuação dos taxas pode estar relacionada com a limitação da discriminação taxonômica feita em nosso estudo até ordem e subordens.

Formicidae apresentou maior abundância na primeira época de amostragem, em S1, com diferenças significativa das outras épocas de amostragem, com aproximadamente 147 indivíduos por pitfall, sofrendo perda aproximada de 94% de sua abundância entre a primeira época (S1) de coleta até a sexta época de coleta (S6), em maio de 2022, onde foi registrado sua menor abundância, estatisticamente diferente das demais, com cerca de 10 indivíduos por armadilha (Figura 15). As épocas de amostragem S2, S3, S4 e S5 não diferiram entre si (Figura 15). A estação seca teve maior abundância de formigas. As parcelas com as estratégias de restauração em ilhas e natural, tiveram as maiores abundância de formigas (Figura 15). De maneira geral, as áreas de referências juntamente com as parcelas de agroflorestas apresentaram as menores valores de abundância de formigas (Figura 15). No entanto, dentro de SF, Formicidae acompanhou a tendência de ter maior números de indivíduos na estação seca (Figura 15).

Coleoptera apresentou tendência da redução de sua abundância ao longo das seis épocas de amostragem (Tabela 5; Figura 15). S1 e S2 tiveram as maiores abundância do táxon, com média aproximada de 3 a 5 indivíduos por pitfall, não diferiram estatisticamente entre si, no entanto, difeririam significativamente das demais épocas de coleta. Apesar da população média do táxon ter reduzido em S3, apresentando uma média de 1 a 2 indivíduos por pitfall (Tabela 5 e Figura 15), em S4, houve um incremento pontual, com média de 2 a 3 ind/pitfall. Nas duas últimas épocas de coleta, em S5 e S6, a abundância de Coleoptera voltou a sofrer redução, apresentando a menor abundância entre as épocas de amostragem, em média teve 1 ind/pitfall, não diferiram significativamente entre si (Tabela 5 e Figura 15). Os sistemas agroflorestais favoreceram a população de Coeloptera, registrando maiores abundância nessas parcelas (Tabela 6).

A abundância de Aranea em S1 foi alta comparando com a média das outras épocas de coleta deste estudo, com média aproximada de 2 a 3 indivíduos por pitfall, havendo uma redução da média em S2, porém não houve diferença significativa entre essas épocas de coleta. Em S3 a diminuição da abundância de aranhas ainda foi maior, com 1 ind/pitfall, diferindo estatisticamente de S1, S2 e S4. Em S4, houve um aumento significativo da abundância do táxon comparado a época de coleta anterior, apresentou média aproximada de 2 a 4 ind/parcela, semelhante a primeira época de amostragem S1. Em S5 e S6 a população de aranhas volta a reduzir significativamente, não diferindo estatisticamente de S3 (Tabela 5 e Figura 15). A

abundância de aranhas foi maior nas parcelas de restauração natural (RN), diferindo estatisticamente das parcelas de restauração florestal (Ilhas) e área de referência (SF) (Tabela 6; Figura 15). Apesar das parcelas de restauração produtivas (SAFs) apresentarem médias menores que as parcelas de restauração natural, não houve diferença significativa entre as essas estratégias de restauração (Tabela 6).

Considerando as diferentes épocas de coleta, Diptera em S1, apresentou densidade média baixa (Tabela 5 e Figura 15). Em seguida as épocas de coleta S2, S3 e S4 não foram registrados ocorrência de Diptera (Tabela 5 e Figura 15). Em S5, Diptera voltaram a ser registradas, com aumento da média de abundância comparada com a primeira época de coleta (Tabela 5 e Figura 15). Em S6 foi observado o aumento da abundância do táxon, apresentando diferença estatística das demais épocas de amostragem, principalmente nas parcelas SF e na estação chuvosa (Tabela 6 e Figura 15).

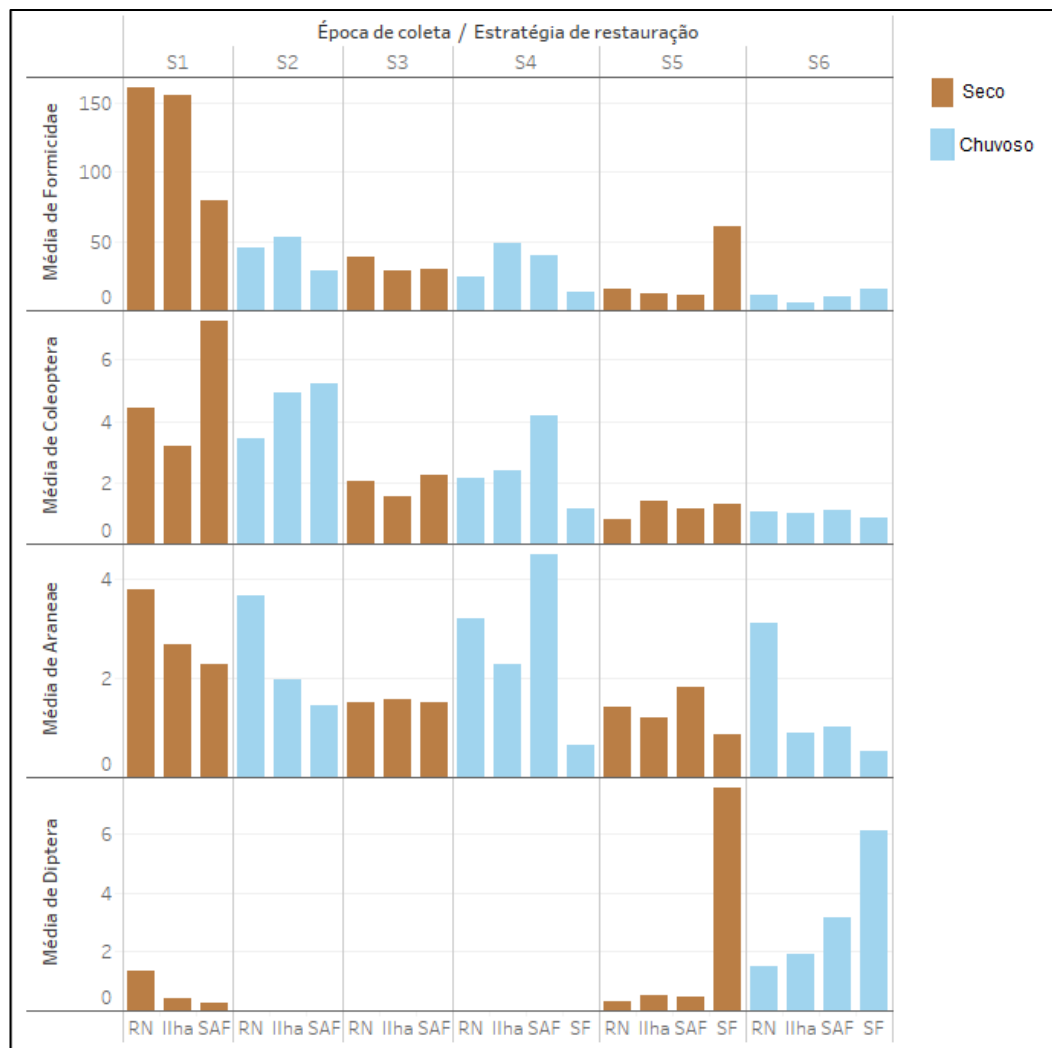


Figura 15. Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias maiores e intermediárias: Formicidae, Coleoptera, Aranea e adultos de Diptera, considerando os fatores de época, estação de coleta e estratégias de restauração. RN= restauração natural; Ilha=Restauração.

Monitorando a flutuação da abundância de Opiliones nas diferentes épocas e estação coletada (Tabela 5 e Figura 16), sua população teve um incremento significativo entre a primeira à terceira época de amostragem, sendo nesta última, em S3, a época de coleta em que Opiliones tiveram maior abundância (Tabela 5 e Figura 16), com diferença significativa das demais épocas de coleta, com média de 2 a 4 ind/ parcela, principalmente dentro das parcelas de restauração natural (Tabela 6). Em S4, S5 e S6 foi observado a redução significativa da população de Opiliones (Tabela 5 e Figura 16), com média entre 0 e 1 indivíduo por parcela. A abundância de Opiliones foi menor em SF (Tabela 6 e Figura 16).

Apesar da ANOVA relevar que o táxon Isoptera não foi afetado pelos fatores estudados ($p>0,05$; Tabela 4), é possível observar sua flutuação durante as seis épocas de coleta desse estudo (Figura 16). Destacando maiores médias observadas em S1 e S5, dentro dos SAFs (Figura 16).

Na primeira época de coleta, em S1, Diplopoda registrou baixa abundância comparada com as demais épocas de coleta. De S1 para S2, houve um incremento da abundância significativo (Tabela 5 e Figura 16). Em S3, houve uma baixa da abundância de Diplopoda, comparada a época de coleta anterior, em S4 a população do táxon teve um aumento significativo, apresentando os maiores valores de sua abundância das demais épocas de coleta (Tabela 5 e Figura 16). O grupo taxonômico, voltou a sofrer redução em S5, e em S6, a abundância de Diplopoda registrou um pequeno aumento pontual de sua abundância da época de coleta anterior (Tabela 5 e Figura 16). Diplopoda foram sensíveis a estação seca, e foram favorecidos pela estação chuvosa concentrando suas maiores abundância nesta estação (Figura 16). O táxon não apresentou diferença de suas médias entre as estratégias de restauração (Figura 16)

Embora o táxon Isopoda não ter sido afetado pelos fatores analisados ($p>0,05$; Tabela 3), o grupo taxonômico teve uma tendência geral de redução de sua abundância (Figura 16).

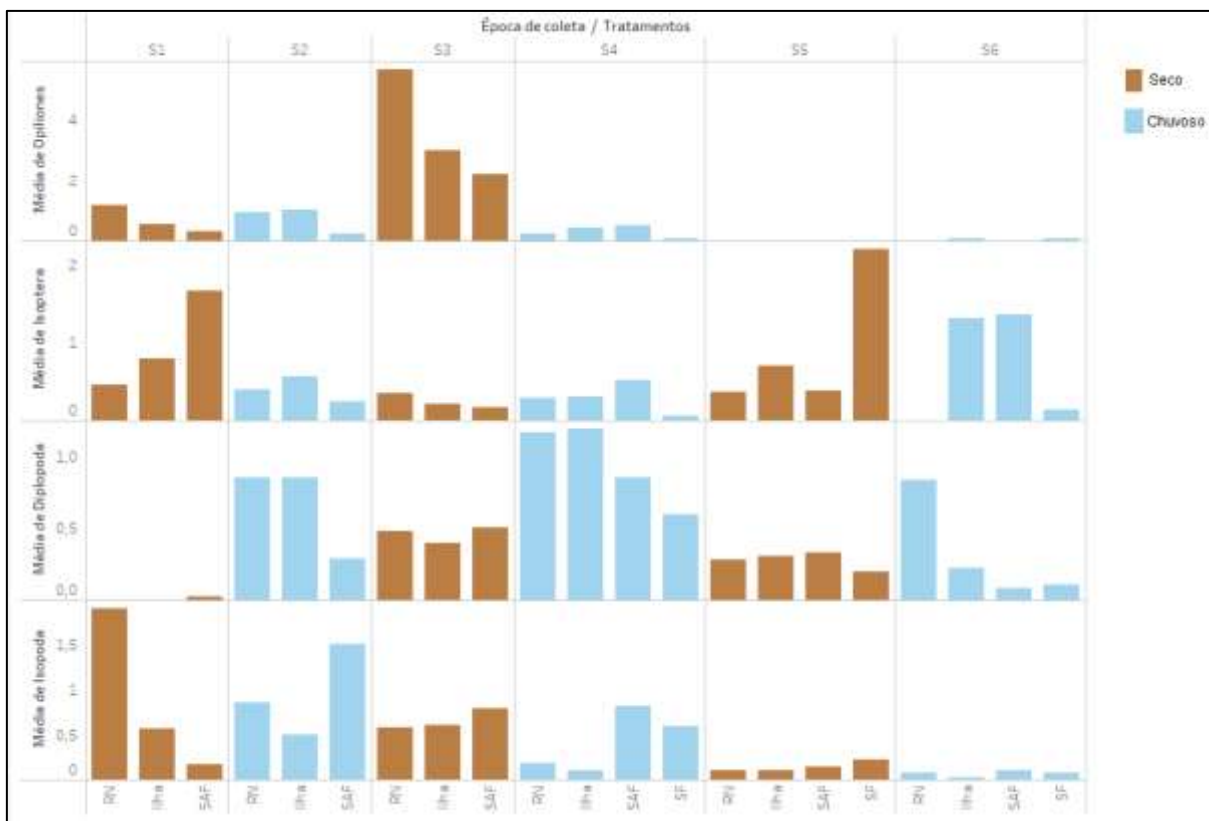


Figura 16. Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Opiliones, Isoptera, Diplopoda e Isopoda, considerando os fatores de época, estação de coleta e estratégias de restauração. RN= restauração natural; Ilha=Restauração florestal; SAF= Restauração produtiva com sistemas agroflorestais.

O táxon Orthoptera em S1, primeira época, apresentou média de abundância intermediária, em S2 ocorreu um aumento de sua população, tendo um aumento significativo, registrando valor alto de sua abundância com os valores de sua média, em S3 e S4 o táxon voltou sofrer uma redução de sua abundância registrando as médias com os valores mais baixos entre as épocas de coletas, e S5, a abundância do táxon volta a ter um incremento, registrando médias intermediárias semelhante a S1, e em S6, última época, o táxon volta a registrar os valores mais alto de sua abundância, com média semelhante a época de coleta S2, não tendo diferença estatística entre essas épocas de coleta (Tabela 5). O táxon não apresentou diferença estatística de suas médias de abundância entre as estratégias de restauração, porém houve diferença para as parcelas de área de referência, SF, registrando médias mais baixas. (Tabela 6 e Figura 17).

Ninfas de Heteroptera apresentaram uma flutuação uniforme durante as seis épocas de coleta (Figura 17). De S1 para S2 houve redução severa da abundância do grupo taxonômico (Tabela 5 e 17). Em S3, o táxon voltou a ter um incremento de sua abundância semelhante

estatisticamente a S1, sofrendo uma redução em S4 porém apenas as parcelas de SAF permaneceram com médias estatisticamente semelhantes às as médias da abundância do táxon nas parcelas das estratégias de restauração de S1 e S3, as parcelas RN e NU apresentaram diferenças estatísticas dessas últimas, e em S5 e S6 a abundância de ninfas Heteroptera voltaram a reduzir (Tabela 5 e 17).

Outros Hymenoptera tiveram abundância intermediária em S1, sofrendo uma redução da abundância em S2, S3 e S4, esses apresentando as médias de abundância mais baixa do grupo dentre as demais épocas de coleta, e em S5 e S6, o táxon apresentou incremento significativo de sua abundância, tendo o ápice nas últimas épocas de coleta (Tabela 5 e Figura 17). O táxon não apresentou diferença estatística entre as estratégias de restauração (Tabela 6).

Larvas de Coleoptera no primeiro ano de coleta, em S1, apresentou a menor média de sua abundância dentre as épocas de coleta, de S1 para S2 houve um aumento significativa de sua abundância (Tabela 5), tendo em S2 o ápice de sua população. Entre S2 e S6, o táxon apresentou uma tendência de redução geral de sua abundância, semelhante a adulto de Coleoptera (Tabela 5 e Figura 17).

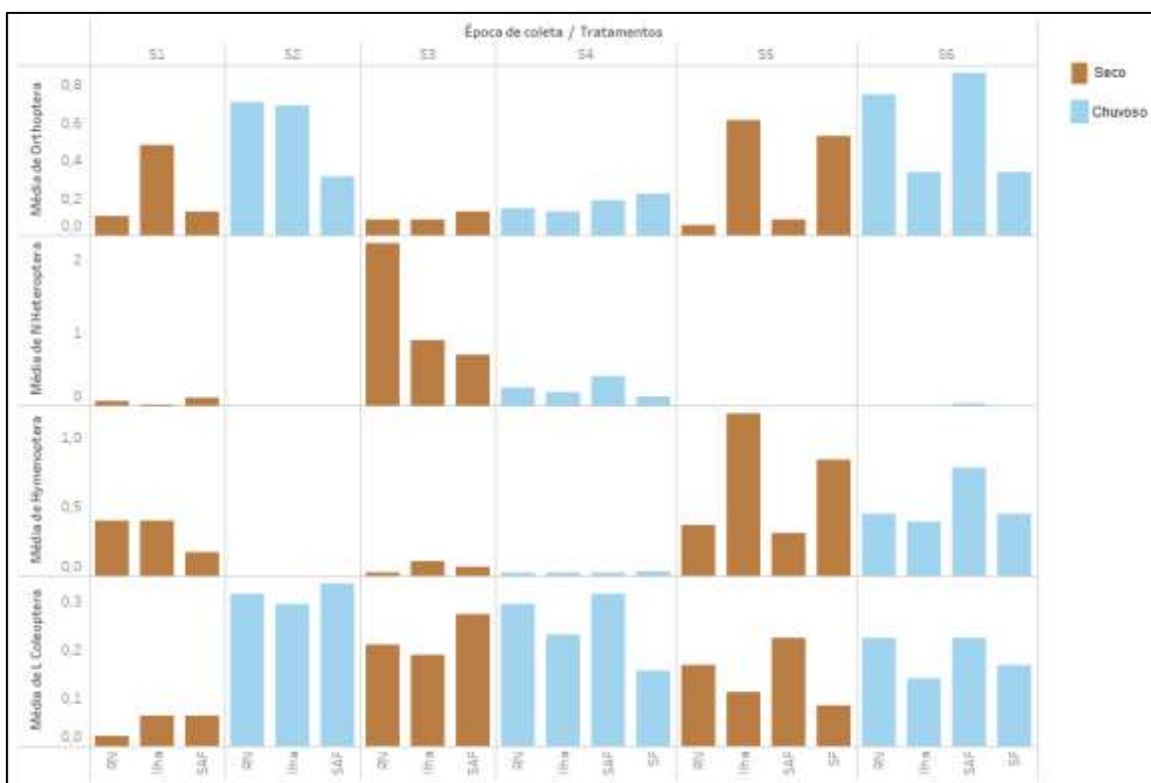


Figura 17. Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Opiliones, Isoptera, Diplopoda e Isopoda, considerando os fatores de época, estação de coleta e estratégias de restauração. RN= restauração natural; Ilha=Restauração florestal; SAF= Restauração ecológica produtiva com sistemas agroflorestais.

Heteroptera apresentaram flutuação uniforme durante as seis épocas de coleta (Figura 18). De S1 para S2, apresentou aumento de sua população significativa, sobretudo dentro das parcelas de restauração NR e NU (Figura 13). Em S3 e S4 houve tendência de redução geral da abundância do táxon. Em S5 e S6, Heteroptera volta ter um incremento de sua população, porém ainda permaneceu com diferenças estatísticas em NR e NU (Tabela 13 e 18).

De S1 à S4, o táxon *Auchenorrhyncha* sofreu tendência de redução de sua população, porém em S5 houve um incremento significativa de sua população, registrando o ápice de sua abundância nesta época de coleta, em S6 voltou a sofrer uma redução, porém não teve diferença estatística da média na época de coleta anterior (Tabela 5 e Figura 18). O táxon não apresentou diferença estatística entre as estratégias de restauração e área de referência (Tabela 6).

Larvas de Diptera não apresentaram ocorrência entre as épocas de coleta de S1 à S4, apenas em S5 e S6 o táxon apresentou um aumento de sua população, com diferença estatística em S6, registrando o ápice de sua população dentre as demais épocas de coleta do estudo (Tabela 5,6 e Figura 18). O táxon não apresentou diferenças estatísticas entre as parcelas de estratégias de restauração e área de referência (Tabela 6).

Em S1, Chilopoda não apresentou registro. Em S2, o táxon apresentou média intermediária (Tabela 5), Em S3 o grupo apresentou uma redução da média de sua abundância, porém sem diferença estatística da anterior, em S4, o táxon voltou a ter um aumento da sua população, tendo o maior valor de abundância sistematizada entre as 6 épocas de coleta, em S5 e S6, nas últimas épocas de coleta, o táxon voltou a sofrer um redução de sua abundância (Tabela 5 e Figura 18). Chilopoda apresentou o menor valor de abundância nas parcelas de área de referência, com diferenças estatísticas das parcelas com as estratégias de restauração (Tabela 6).

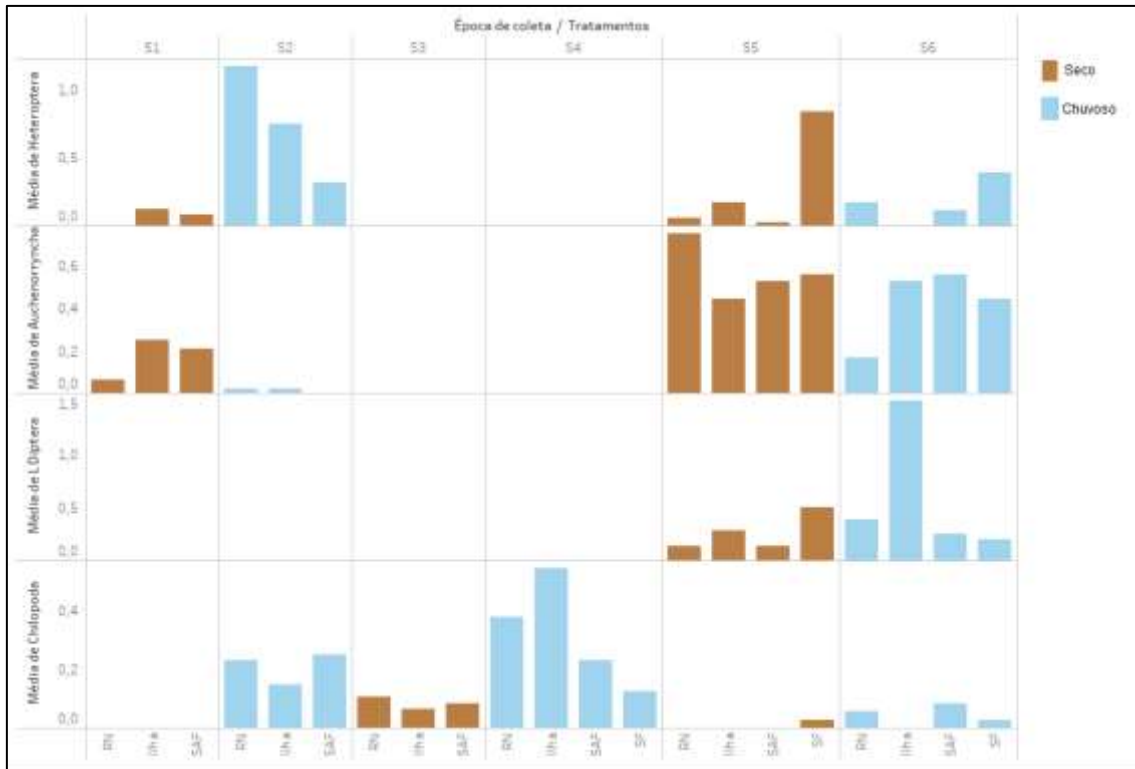


Figura 18. Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Heteroptera, Auchenorrhyncha, larvas de Diptera e Chilopoda, considerando os fatores de época, estação de coleta e estratégias de restauração. RN= restauração natural; Ilha=Restauração florestal; SAF= Restauração ecológica produtiva com sistemas agroflorestais.

Entre S1 à S6, os táxons Pseudoscorpionida e Blattaria apresentaram tendência de redução de suas populações. Portanto, foram mais abundantes na primeira época de coleta, em S1, com diferença significativa das demais épocas de coleta (Tabela 5 e Figura 19). A priori, Pseudoscorpionida não sofreu efeito das estratégias de restauração usada no estudo, no entanto, apresentou diferença nas parcelas de área de referência (Tabela 6), com a média de sua abundância menos do que as registradas nas parcelas de restauração.

E Blattaria não apresentaram diferença entre as estratégias de restauração e área de referência (Tabela 6).

O grupo não identificados apresentaram sua maior abundância em S1 (Tabela 5), e em S2, S3 e S4, apresentaram diminuição em sua abundância com médias baixas comparada com S1, e em S5 e S6, houve um aumento da abundância do táxons, onde essas épocas de coleta registraram médias intermediárias para o monitoramento do grupo entre as épocas de coleta do estudo (Tabela 5). Não houve diferença entre as estratégias de restauração e área de referência (Tabela 6).

Apesar de Oligochaetas não ter apresentado diferença entre os fatores de época de coleta e estratégias de restauração (Tabela 6), as médias observadas na figura a seguir e

verificados na Tabela 6, nos revela que houve diferença da estação chuvosa e seca dentro da área de referência na última época de coleta em S6 e dentro de RN na primeira época de coleta em S1. Minhocas se mostraram sensíveis a estação seca, e o aumento da sua população foi favorecida pela estação chuvosa (Tabela 6 e Figura 19).

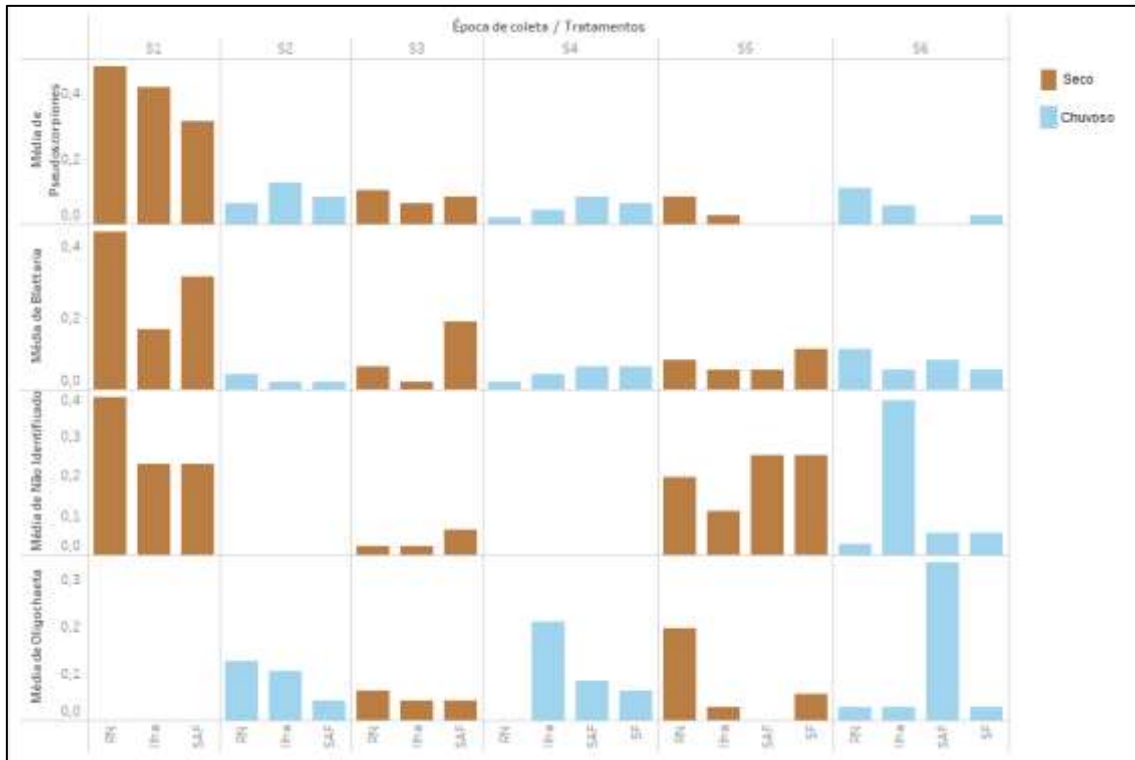


Figura 19. Flutuação da abundância dos grupos com abundâncias baixas (<1,05%): Pseudoscorpionida, Blattaria, Não identificados e Oligochaeta, considerando os fatores de época, estação de coleta e estratégias de restauração. RN= restauração natural; Ilha=Restauração florestal; SAF= Restauração ecológica produtiva com sistemas agroflorestais.

5. DISCUSSÃO

Apesar dos resultados da BCA, a priori, não ter indicado efeito significativo das estratégias de restauração ecológica sobre a comunidade da macrofauna coletada no estudo, os índices de estrutura da comunidade da macrofauna nas seis épocas de coleta e resultados das ANOVAS fatoriais sugerem que houve uma mudança na estrutura da comunidade de macrofauna nos primeiros 7 anos de implantação do experimento de restauração no sentido da regeneração e complexificação das relações entre espécies na restauração ecológica de áreas degradadas na Amazonia maranhense, sobretudo ao se tratar do aumento da riqueza de táxons, e índices de equitabilidade de Pielou, diversidade de Margalef e diversidade Simpson nas últimas épocas de coleta, isto é, o experimento com aproximadamente 7 anos idade. Nossos resultados sugerem uma coerência nos padrões de recuperação da comunidade de macrofauna

do solo das descobertas de Serra et al. (2021), que indicou uma recuperação rápida da comunidade de macrofauna do solo nos primeiros 10 anos após determinado evento de desmatamento. A análise dos dados coletados durante o período do nosso estudo confirmam a tendência observada por Tayllon, evidenciando uma considerável recuperação da estrutura de comunidade da macrofauna do solo no mesmo intervalo de tempo.

É importante ressaltar que a nossa abordagem em grupos taxonômicos pode ter sido limitante, o que pode ter nos impossibilitado de fazer uma leitura mais completa e profunda dos processos de evolução dos primeiros 7 anos da restauração ecológica de florestas secundárias na Amazônia maranhense. Ainda assim, esta abordagem representa uma estratégia de trabalho na pesquisa quando a realidade é a escassez de recursos, tanto humano, quanto de orçamento.

As formigas mostraram-se hiperdominantes nas primeiras épocas de coleta dentro das parcelas de restauração, porém ao longo das seis épocas de coletas, revelaram-se sensíveis ao avanço da idade das parcelas de restauração, sofrendo uma diminuição geral de sua abundância, sugerindo o início do processo da regeneração nas parcelas de restauração. O alto número de formigas nos primeiros anos das parcelas de restauração em nosso estudo pode estar relacionado aos resultados de Loranger et al (1998), Vasconcelos (1999), Yoshima et al (2013) e Serra et al (2021) que demonstraram hiperabundância de formigas associadas às áreas que sofreram eventos de desmatamento florestal.

O aumento da riqueza de táxons, a redução da população de formigas e a constatação da baixa abundância de formigas na área de referência nos sugerem que as áreas com restauração ecológica (sobretudo os SAFs que apresentou a menor média dentre as outras estratégias de restauração) estão no caminho da regeneração e complexificação das relações entre espécies.

Coleoptera, desempenham papel crucial como indicadores em estratégias de conservação florestal, pois estão associados na integração energética entre as comunidades de invertebrados e a movimentação da matéria orgânica entre a interface acima e dentro do solo (POTAPOV et al., 2022; WORK., et al 2008), teve sua população favorecida pelos SAFs em nosso estudo. Fato, possivelmente associado a um maior incremento de serrapilheira nas parcelas de SAFs, constatado por Celentano et al (2019) em seu estudo sobre o sequestro de carbono e ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais em áreas degradadas da Amazônia maranhense, mesma área em que nosso estudo foi realizado. Reforçando que estratégias de restauração ativas possuem maior capacidade de regeneração de áreas degradadas na Amazônia maranhense.

O registro de maior abundância de larvas e adultos de Diptera nas últimas épocas de

coleta, sobretudo durante a estação chuvosa, possivelmente deve estar associado com o avanço da idade do sistema, aumento dos índices de chuvas, somado ao retorno da perenidade do antigo curso do Rio Paciência (Figura 20), sugerindo-se a recuperação de habitats aquáticos para locais de reprodução, logo o desenvolvimento de larvas e pupas.

Cada método de coleta possui suas vantagens e desvantagens, o pitfall coletou mais organismos com maior capacidade de locomoção, fazendo-se necessário uso de outros métodos, como por exemplo o TSBF que possui maior capacidade de coletar organismos que vivem de fato no solo. Afim de uma análise que dê conta de uma leitura completa do que de fato esteja acontecendo em áreas de restauração, faz-se necessário a coleta de dados outros parâmetros das áreas estudadas, como dados microclimáticos dentro parcela, altura de serrapilheira e dorssel da copa de árvores, a exemplo.



Figura 20. Retorno da perenidade do Rio Paciência, atravessando as parcelas de restauração ecológica na FESL- UEMA. Fonte: Autora.

6. CONCLUSÃO

Nesse estudo, a identificação da macrofauna do solo em grandes grupos taxonômicos revelou-se, em sua maioria, sensíveis ao efeito da época de amostragem (Formicidae, Coleoptera, Aranea, Diptera, Opiliones, Diplopoda, Orthoptera, ninfa de heteroptera, outros Hymenoptera, larvas de Coleoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha, larvas de Diptera, Chilopoda, Pseudoscorpiones e Blattaria).

Os resultados sugerem que a estratégia de restauração ecológica ativa com sistemas agroflorestais, proporcionam maior suporte para restauração da comunidade de macrofauna do solo, fato este, pode ser explicado pela realização do principal manejo utilizado nas áreas onde os SAFs foram adotados como estratégia de restauração ecológica: as intervenções de podas e disposição dos restos das podas acima do solo; servindo de cobertura do solo (aumento da serrapilheira, consequentemente maior retenção de água no solo, aumento da umidade na primeira camada de solo, criação de espaços habitats para bichos da macrofauna, portanto um potente estimulante da atividade dos animais que vivem na serrapilheira e no solo, responsáveis pela trituração e decomposição da matéria orgânica). O que explica maior capacidade de recuperação dos serviços ambientais de suporte (como, formação de solo e ciclagem de nutrientes), representando uma alternativa de restauração mais rápida e adequada para o território da Amazônia maranhense.

Estudos de médio prazo como este, fornecem uma oportunidade valiosa para monitorar e avaliar estratégias de restauração ecológica utilizadas em áreas degradadas na Amazônia maranhense. É importante a continuação do monitoramento para avaliar os métodos utilizados a longo prazo e entender as dinâmicas dessas comunidades.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, R., R.; **Clima e vulnerabilidade socioespacial: uma avaliação dos fatores de risco na população urbana do município de São Luís (MA)**. 2014. 289 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/124043>. Acesso em: 22 abr. 2020.
- ARONSON, J.; GOODWIN, N., ORLANDO, L., EISENBERG, C., & CROSS, A. T. **A world of possibilities: Six restoration strategies to support the united Nation's decade on ecosystem restoration**. *Restoration Ecology*, 28, 730– 736. 2020.
- AZEVEDO, T.,R.; ROSA, M., R.; SHIMBO, J.,Z., MARTIN, E.,V.; OLIVEIRA, de M.,G. **Relatório Anual de Desmatamento**. MapBiomas, São Paulo. 2019. [Documento WWW]. URL <Http://alerta.mapbiomas.org> Acessado em 10/04/2023.
- BARDGETT, R. D. & VAN DER PUTTEN, W., H. **Belowground biodiversity and ecosystem functioning**. 2014. *Nature* 515, 505– 511.
- BARLOW, J.; BERENGUER, E.; CARMENTA, R.; FRANÇA, F. **Esclarecendo a crise das queimadas na Amazônia**. Glob. Chang. 2019. Biol. <https://doi.org/10.1111/gcb.14872>. gcb.14872.
- BARLOW, J.; LENNOX, GD.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A., C.; NALLY, R., M.; THOMSON, J.,R.; FERRAZ, S.,F., de B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V.,H.,F.; PARRY, L.; RIBEIRO de C., S., R.; VIEIRA, I., C., G.; ARAGÃO, L., E.,O., C.; BEGOTTI, R., A., BRAGA, R., F.; CARDOSO, T., M., Jr., R., C., de O.; SOUZA JR, C., M.; MOURA, N., G.; NUNES, S., S.; SIQUEIRA, J.,V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J.,M.; VAZ-DE-MELLO, F., Z., VEIGA, R., C., S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T.,A. **Distúrbios antrópicos em florestas tropicais podem dobrar a perda de biodiversidade por desmatamento**. 2016. *Natureza* 535, 144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>.
- BARRIOS, E. **Soil biota, ecosystem services and land productivity**. *Ecol. Econ.* 2014, 64, 269–285.
- BARROSO, L.P.; ARTES, R. **Análise Multivariada**. Lavras, UFLA, 2003, 157p.
- Bestelmeyer, B.T., Agosti, D.; Alonso, L.E.; Brandão, C.R.F.; Brown, W.L.; Delabie J.H.C.; Silvestre, R.. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso L.E.; Schultz T.R. (eds.). *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington and London, Smithsonian Institution Press, p.122 -144.
- BISHOP, D.L.J.; MAJKA, C.G.; BONDRUP-NIELSEN, S.; PECK, S.B. **Deadwood and saproxylic beetle diversity in naturally disturbed and managed spruce forests in Nova Scotia**. *Zookeys* 2009, 22, 309–340.
- BLOUIN, M.; HODSON, M., E.; DELGADO, E., A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K.R.; *et al.* 2013. **A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services**. *European Journal of Soil Science*, 64: 161-182.
- BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. **Restauração ecológica como**

estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil. V. 1, p. 565-587, 2013.

BRANCALION, P.H.S., GARCIA, L.C., LOYOLA, R., RODRIGUES, R.R., PILLAR, V.D., LEWINSOHN, T.M., 2016. **A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives.** Nat. Conserv. 14, 1–15.
<https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>.

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil.** V. 1, p. 565-587, 2013.

BRANCALION, P., H., S; NIAMIR, A.; BROADBENT, E.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F.S. M.; ZAMBRANO, A. M. A.; BACCINI, A.; ARONSON, J.; GOETZ, S.; REID, J. L.; STRASSBURG, B. B. N.; WILSON, S. CHAZDON, R. L. **Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes.** Science advances, v. 5, n. 7, p. eaav3223, 2019.

BRANCALION, P. H. S., MELI, P., TYMUS, J. R. C., LENTI, F. E. B., BENINI, R. M., SILVA, A. P. M., ISERNHAGEN, I., & HOLL, K. D. (2019). **What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil.** *Biological Conservation*, 240, 108274.

BRANCALION, PHS , DE SIQUEIRA, LP , AMAZONAS, NT , RIZEK, MB , MENDES , AF , SANTIAMI, EL , RODRIGUES, RR , CALMON, M. , BENINI, R. , TYMUS, JRC , HOLL, KD , & CHAVES, RB. **Potencial de geração de empregos na restauração de ecossistemas no Brasil .** *Pessoas e Natureza* , 4 , 1426 – 1434. 2022 . <https://doi.org/10.1002/pan3.10370>.

BRUSSAARD, L. Soil fauna, guilds, functional groups, and ecosystem processes. *Applied Soil Ecology* 9, 123-135, 1998.

CATUNDA, PHA, DIAS LJB DA S (Eds.), 2019. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Maranhão – ZEE: Etapa bioma amazônico.** IMESC, São Luís.

CATUNDA, PHA, DIAS, LJB DA S. (EDS). **Zoonificação do território – etapa Bioma Amazônico.** IMESC, São Luís, 2019.

CATUNDA, PHA, DIAS, LJB DA S. (Eds.), 2019. **Prognóstico e Cenarização – Etapa Bioma Amazônico.** IMESC, São Luís.

CELENTANO, D., ROUSSEAU, G. X., ENGEL, V. L., ZELARAYÁN, M., OLIVEIRA, E. C., ARAUJO, A. C. M., & DE MOURA, E. G. (2017). **Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in Eastern Amazon of Brazil.** *Land Degradation and Development*, 28, 482-493.

CELENTANO D, MIRANDA, M., V., C.; MENDONÇA E., M.; ROUSSEAU G., X.; MUNIZ F., H.; LOCH, V., C.; VARGA I., D.; FREITAS L.; ARAUJO P.; NARVAES I., S.;

- ADAMI M.; GOMES, A.,R.; RODRIGUES J.,C.; KAHWAGE C.; PINHEIRO M.; MARTINS M., B. (2018) **Desmatamento, degradação e violência no “Mosaico Gurupi” - A região mais ameaçada da Amazônia**. Estudos avançados doi: 10.5935/0103-4014.20180021.
- CELENTANO, Danielle; ROUSSEAU, Guillaume. (2020). **Carbon sequestration and nutrient cycling in agroforestry systems on degraded soils of Eastern Amazon, Brazil**. Agroforestry Systems. 10.1007/s10457-020-00496-4.
- CELSO H., L S JR.; CELENTANO D.; GUILLAUME X. R.; GOMES E., de MOURA.; VAN DEURSEN I.,V.; MARTINEZ, C.; MARTINS M., B. **Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil, Land Use Policy**, Volume 97, 2020, 104806, ISSN 0264-8377, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104806>.
- CHAZDON, R., & BRANCALION, P. (2019). **Restoring forests as a means to many ends**. *Science*, 365, 24– 25.
- CHIAVARI, J., LOPES, CL, 2019. **Where are we in the implementation of the Forest Code?** Climate Policy Initiative. Rio de Janeiro.
- CROUZEILLES, R., FERREIRA, M.S., CHAZDON, R.L., LINDENMAYER, D.B., SANSEVERO, J.B.B., MONTEIRO, L., IRIBARREM, A., LATAWIEC, A.E., STRASSBURG, B.B.N., 2017. **Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests**. *Sci. Adv.* 3<https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>. e1701345.
- CROWTHER, T. W., VAN DEN HOOGEN, J., WAN, J., MAYES, M. A., KEISER, A. D., MO, L., AVERILL, C. & MAYNARD, D. S. (2019). **The global soil community and its influence on biogeochemistry**. *Science* 365, eaav0550.
- DELABIE, JH (2001). **Trofobiose entre Formicidae e Hemiptera (Sternorrhyncha e Auchenorrhyncha): uma visão geral** . *Neotropical Entomology* 30 , 501 – 516 .
- DIAL, R. J., ELLWOOD, M. D. F., TURNER, E. C. & FOSTER, W. A. (2006). **Arthropod abundance, canopy structure, and microclimate in a Bornean lowland tropical rain forest**. *Biotropica* 38, 643– 652.
- DIAS, H.C.T.; OLIVEIRA FILHO, A.T. 1997. **Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua montana em Larvras-MG**. *Revista Árvore*, 21: 11-26.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. **Species assemblages and indicator species: the need a for a flexible asymmetrical approach**. *Ecological Monographs*, v.67, n.3, p.345-366, 1997.
- EVANS, T. A., DAWES, T. Z., WARD, P. R. & LO, N. (2011). **Ants and termites increase crop yield in a dry climate**. *Nature Communications* 2, 1– 7.
- FATTORINI, S. **Effects of fire on tenebrionid communities of a Pinus pinea plantation: A case study in a Mediterranean site**. *Biodivers. Conserv.* 2010, 19, 1237–1250.

FAO . 2020. **Global Forest Resources Assessment**. 2020 – Relatório principal . FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, M. P. **The Amazon's road to deforestation**. Science, Vol 369, Issue 6504. P.634. 7 Aug. 2020. DOI: 10.1126/science.abd6977

FERREIRA NETA. Cartilha Sistemas Agroflorestais. Produção ecológica de alimentos em harmonia com a Natureza. Copasa. Veracidade. 1º Edição. São Paulo, 2019.

FEARNSIDE, P.M. 2022. **Desmatamento na Amazônia: Dinâmica, impactos e controle**. p. 259-266. In: Fearnside, P.M. (ed.) *Destruição e Conservação da Floresta Amazônica*. Editora do INPA, Manaus. 356 p.

FIERER, N., STRICKLAND, M. S., LIPTZIN, D., BRADFORD, M. A. & CLEVELAND, C. C. (2009). **Global patterns in belowground communities**. *Ecology Letters* 12, 1238– 1249.

FROUZ, J. & JÍLKOVÁ, V. (2008). **The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae)**. *Myrmecological News* 11, 191– 199.

GARCÊS JÚNIOR, A. R.; BRASILEIRO, F. M. G.; BARBOSA, L. N.; ZANELLA, M. E. Análise comparativa dos eventos pluviométricos intensos em Fortaleza/CE e São Luís/MA no período de 1987 a 2017. *GeoUECE(online)*, v. 09, n. 17,p. 70-86, 2020.

GARCIA, R. **Como as florestas renascem**. Pesquisa FAPESP – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. Edição 280, Ambiente. São Paulo, 2019.

GEDOZ M, FREITAS E, JOHANN L. **Edaphic Invertebrates as Indicators of Soil Integrity Quality**. *Floresta e Ambiente* (2021) 28(2) 1-10.

HALAJ, J., PECK, R. W. & NIWA, C. G. (2005). **Trophic structure of a macroarthropod litter food web in managed coniferous forest stands: a stable isotope analysis with $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$** . *Pedobiologia* 49, 109– 118.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST - **Paleontological Statistics**, ver. 1.81 (<http://folk.uio.no/chammer/past>)

HENNERON, L.; et al. **Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life**. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 35, n. 1, p. 169-181, 2015.

HICKERSON, C. A. M., ANTHONY, C. D. & WALTON, B. M. (2005). **Edge effects and intraguild predation in native and introduced centipedes: evidence from the field and from laboratory microcosms**. *Oecologia* 146, 110– 119.

HÖFER H. **The spider communities**. In: Junk W, editor. *The Central Amazonian floodplain: ecology of a pulsing system*. Berlin: Springer; 1997. p.373-83.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2011. IBGE Mapas. <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos/vegetacao.html>, Acesso 30 de Março 2023.

IICA.; União Européia. **El fenómeno de “El Niño” en la agricultura de las Américas**.

Boletim Técnico, 2016.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Monitoramento climático**. Ministério da Agricultura e Abastecimento. Brasília-DF, 2018.

INPE, 2019^a. PRODES – **Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite**. URL <http://www.obt.inpe.br/prodes/> (Acessado em 11/04/2023).

ISA. Instituto Socioambiental. **O arco do desmatamento e suas flechas**. Acessado em 10/04/2023 em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/prov0115.pdf>

KAGEYAMA, PY; CASTRO, CF de A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. IPEF, n. 41/42, p. 83-93, jan./dez. 1989.

KING, J. R. (2016). **Where do eusocial insects fit into soil food webs?** *Soil Biology and Biochemistry* 102, 55– 62.

LAVELLE, P. **Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function**. Advances in Ecological Research, New York, v. 27, p. 93-132, 1997.

LAVELLE, P., SPAIN, A., BLOUIN, M., BROWN, G., DECAËNS, T., GRIMALDI, M., JI-MÉNEZ, J. J., McKey, D., MATHIEU, J., VELASQUEZ, E., & ZANGERLÉ, A. (2016). **Ecosystem engineers in a self-organized soil: A review of concepts and future research questions**. *Soil Science*, 181(3–4), 91–109. <https://doi.org/10.1097/ss.00000000000000155>

LEGENDRE, P., LEGENDRE, L., 1998. **Numerical ecology**. 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam. 856pp.

LENNOX, G.D., GARDNER, T.A., THOMSON, J.R., FERREIRA, J., BERENGUER, E., LEES, A.C., MACNALLY, R., ARAGÃO, L.E.O.C., FERRAZ, S.F.B., LOUZADA, J., MOURA, N.G., OLIVEIRA, V.H.F., PARDINI, R., SOLAR, R.R.C., VAZ-DE MELLO, F.Z., VIEIRA, I.C.G., BARLOW, J., 2018. **Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests**. *Glob. Chang. Biol.* 24, 5680–5694. <https://doi.org/10.1111/gcb.14443>.

MARTINS, E.M., SILVA, E. R da., CAMPELLO E. F. C., LIMA, S. S. de., NOBRE, C. P., CORREIO, M. R. F., & RESENDE, A. S. de. **O uso de sistemas agroflorestais diversificados na restauração florestal na Mata Atlântica**. *Ciência Florestal*, 29(2), 632-648. <https://doi.org/10.5902/1980509829050>

MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. **Amazônia maranhense: diversidade e conservação**. Belém: MPEG, 2011.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. **Ecosystems and human well-being. A framework for assessment**. Island Press, Washington, 2005.

MELO, F. V. et al. **A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores**. *Biologia do Solo. Boletim informativo da SBCS*. jan.-abr. 2009.

Menéndez YI, Dávila GC. **Litter macrofauna in two systems with different land use and husbandry in Cuba.** Cuban J Agric Sci. 2014;48:181-8.

MICOLLIS, A.; PENEIREIRO, F. M.; MARQUES, H. R.; VIEIRA, D. L. M.; ARCOVERDE, M. F.; HOFFMANN, M. R.; REHDER, T.; PEREIRA, A. V. B. **Restauração Ecológica com Sistemas Agroflorestais: como conciliar conservação com produção.** Opções para Cerrado e Caatinga. Instituto Sociedade, População e Natureza – ISPN/Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal – ICRAF. Brasília, 2016.

MOÇO, M. K.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORREIA, M. E. F. **Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte fluminense.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 29, p.555-564, 2005.
MOLION, L. C. B. **Gêneses do El Niño.** Revista Brasileira de Climatologia, v. 21, p. 1 –4, 2017.

MOORE, J.C.; DE RUITER, P.C. **Soil food webs in agricultural ecosystems.** In Microbial Ecology in Sustainable Agroecosystems; Cheeke, T.E., Coleman, D.C., Wall, D.H., Eds.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2005; pp. 63–88.

NETO, N., E., C. **Agroflorestando o mundo de facão a trator.** Petrobrás Ambiental. Barra do Turvo, 2016.

PALIN OF, EGGLETON P, MALJI Y, GIRARDIN CAJ, ROZAS-DÁVILA A, PARR C. **Termite diversity along an Amazon-Andes elevation gradient, Peru.** Biotopica. 2010; 43:100-7.

PHILLIPS, H. R., GUERRA, C. A., BARTZ, M. L., BRIONES, M. J., BROWN, G., CROWTHER, T. W., FERLIAN, O., GONGALSKY, K. B., VAN DEN HOOGEN, J.& KREBS, J. (2019). **Global distribution of earthworm diversity.** Science, 366(6464), 480-485.

PINHEIRO, J., M. **Clima Urbano da Cidade de São Luís do Maranhão.** 2018. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

PORTHA, S. (2002). **Self-organized asymmetries in ant foraging: a functional response to food type and colony needs.** *Behavioral Ecology* 13, 776– 781.

POORTER, L., BONGERS, F., AIDE, T.M., ALMEYDA ZAMBRANO, A.M., BALVANERA, P., BECKNELL, J.M., BOUKILI, V., BRANCALION, P.H.S., BROADBENT, E.N., CHAZDON, R.L., CRAVEN, D., DE ALMEIDA-CORTEZ, J.S., CABRAL, G.A.L., DE JONG, B.H.J., DENSLOW, J.S., DENT, D.H., DEWALT, S.J., DUPUY, J.M., DURÁN, S.M., ESPÍRITO-SANTO, M.M., FANDINO, M.C., CÉSAR, R.G., HALL, J.S., HERNANDEZ-STEFANONI, J.L., JAKOVAC, C.C., JUNQUEIRA, A.B., KENNARD, D., LETCHER, S.G., LICONA, J.-C., LOHBECK, M., MARÍN-SPIOTTA, E., MARTÍNEZ-RAMOS, M., MASSOCA, P., MEAVE, J.A., MESQUITA, R., MORA, F., MUÑOZ, R., MUSCARELLA, R., NUNES, Y.R.F., OCHOA-GAONA, S., DE OLIVEIRA, A.A., ORIHUELA-BELMONTE, E., PEÑA-CLAROS, M., PÉREZ-GARCÍA, E.A., PIOTTO, D., POWERS, J.S., RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J., ROMERO-PÉREZ, I.E.,

- RUIZ, J., SALDARRIAGA, J.G., SANCHEZ-AZOFEIFA, A., SCHWARTZ, N.B., STEININGER, M.K., SWENSON, N.G., TOLEDO, M., URIARTE, M., VAN BREUGEL, M., VAN DER WAL, H., VELOSO, M.D.M., VESTER, H.F.M., VICENTINI, A., VIEIRA, I.C.G., BENTOS, T.V., WILLIAMSON, G.B., ROZENDAAL, D.M.A., 2016. **Biomass resilience of Neotropical secondary forests**. *Nature* 530, 211–214
<https://doi.org/10.1038/nature16512>.
- POTAPOV, A.M., BEAULIEU, F., BIRKHOFFER, K., BLUHM, S.L., DEGTYAREV, M.I., DEVETTER, M., GONCHAROV, A.A., GONGALSKY, K.B., KLARNER, B., KOROBUSHKIN, D.I., LIEBKE, D.F., MARAUN, M., MC DONNELL, R.J., POLLIERER, M.M., SCHAEFER, I., SHRUBOVYCH, J., SEMENYUK, I.I., SENDRA, A., TUMA, J., TŮMOVÁ, M., VASSILIEVA, A.B., CHEN, T.-W., GEISEN, S., SCHMIDT, O., TIUNOV, A.V. AND SCHEU, S. (2022). **Feeding habits and multifunctional classification of soil-associated consumers from protists to vertebrates**. *Biol Rev*, 97: 1057-1117. <https://doi.org/10.1111/brv.12832>.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, **R: uma linguagem e ambiente para computação estatística**, R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria, 2011, ISBN 3-900051-07-0.
- REBELO J. M., S. T. OLIVEIRA, V.L. L BARROS, AND F. S. SILVA. 2000a. **Flebotomíneos da Amazônia maranhense**. IV Riqueza e abundância relativa das espécies em área de colonização antiga. *Entomol. Vect.* 7: 61-72.
- REIS YT, CANCELLO EM. **Riqueza de cupins (Insecta, Isoptera) em áreas de Mata Atlântica primária e secundária do sudeste da Bahia**. *Iheringia, Série Zool.* 2007;97:229-34.
- REY BENAYAS, J. M., J. M. BULLOCK & A. C. NEWTON, 2008. **Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use**. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(6): 329-336.
- RIBEIRO, L. 1998. **Dinâmica de nutrientes na serrapilheira, em um trecho de mata ciliar alagável com ninhal de aves do Rio Cuiabá, no Pantanal Barão de Melgaço-MT**. Monografia de graduação. Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Biociências, Cuiabá, Mato Grosso. 53pp.
- ROUSSEAU, G., X. et al. **Macrofauna do solo em uma cronosequência de capoeiras, florestas e pastos no Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental**. *Acta amazônica*, v. 44, p. 499-512, 2014.
- SARAÇLI S.; N. DOGAN; I. DOGAN. **Comparison of hierarchical cluster analysis methods by cophenetic correlation**. *J. Inequalities and Applications*, 203 (2013).
- SCHEU, S.; RUESS, L.; BONKOWSKI, M. **Interactions between microorganisms and soil micro- and mesofauna**. In *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*; Buscot, F., Varma, A., Eds.; Springer: New York, NY, USA, 2005; pp. 253–278.
- SERRA, Raymony Tayllon.; SANTOS, Carlos David.; ROSSEOU, Guillaume Xavier.; TRIANA, Stefania Pizón.; MUÑOZ GUTIÉRREZ, Jhonathan Andrés.; BURGOS GUERRERO, Jesus Enrique. **Fast recovery of soil macrofauna in regeneration forests of the Amazon**. *Journal of Animal Ecology*, 2021, 90, 2094-2108.
- SERI - Society for Ecological Restoration International (2004) **The Primer on ecological restoration**. Acesso em 30 November 2022. SILVA, A. M. **Diversidade de formigas epigeias em fragmentos de floresta estacional semidecidual e agroecossistemas adjacentes de milho e soja, no município de Ipamerigo, GO**. p 1-33, 2014.

SILVA JUNIOR, C. H. L., CELENTANO, D., ROUSSEAU, G. X., DE MOURA, E. G., VARGA, I. VAN D., MARTINEZ, C., & MARTINS, M. B. (2020). **Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil**. *Land Use Policy*, 97, 104806. doi:10.1016/j.landusepol.2020.104806 10.1016/j.landusepol.2020.104806 downloaded on 2020-06-10.

SCHWARTZ, G.; LOPES, J. DO C. A. **Floresta Secundária, Manejo, Sistema agroflorestal**. Embrapa Amazônia Oriental. 2017. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1073640/florestas-secundarias-manejo-disturbios-e-sistemas-agroflorestais>. Acesso em 11/04/2023.

SCHWERDT L.; VILLALOBOS A. E.; PÉREZ M. F. (2018). **Spiders as potential bioindicators of mountain grasslands health: the Argentine tarantula *Grammostola vachoni* (Araneae, Theraphosidae)**. *Wildlife Research* 45, 64-71. <https://doi.org/10.1071/WR17071>

SONG, J., WU, D., SHAO, P., HUI, D. & WAN, S. (2015). **Ecosystem carbon exchange in response to locust outbreaks in a temperate steppe**. *Oecologia* 178, 579– 590.

STEENBOCK, W.; VEZZANI F., M.; **Agrofloresta : aprendendo a produzir com a natureza** – Curitiba, 2013.

STEFFAN, S. A. & DHARAMPAL, P. S. (2018). Undead food-webs: Integrating microbes into the food-chain. *Food Webs* 57, e00111.

STRASSBURG, B. B. N., IRIBARREM, A., BEYER, H. L., CORDEIRO, C. L., CROUZEILLES, R., JAKOVAC, C. C., JUNQUEIRA, A. B., LACERDA, E., LATAWIEC, A. E., BALMFORD, A., BROOKS, T. M., BUTCHART, S. H. M., CHAZDON, R. L., ERB, K.-H., BRANCALION, P., BUCHANAN, G., COOPER, D., DÍAZ, S., DONALD, P. F., VISCONTI, P. (2020). **Global priority areas for ecosystem restoration**. *Nature*, 586, 724– 729.

SCHILLING, A.C.; BATISTA, J.L.F.; COUTO, H.Z. **Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais**. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.22, n.1, p.101-111, jan.-mar., 2012.

TORRES, J. B. & BOYD, D. W. (2009). **Zoophytophagy in predatory Hemiptera**. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52, 1199– 1208.

TUMA, J., EGGLETON, P. & FAYLE, T. M. (2020). **Ant-termite interactions: an important but under-explored ecological linkage**. *Biological Reviews* 95, 555– 572.

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

VASCONCELLOS, A.; ANDREAZZE, R.; ALMEIDA, A. M.; ARAUJO, H. F. P.; OLIVEIRA, E. S.; OLIVEIRA, U. **Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of Northeastern Brazil**. *Revista Brasileira de Entomologia*, v.54, p.471-476, 2010.

VASCONCELOS, H. L (1999). **Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia.** *Biodiversity and Conservation*. 8, 409-420. <https://doi.org/10.1023/A:1008891710230>

VOIGTLÄNDER, K. (2012). 15 **Chilopoda—ecology.** In *Treatise on Zoology-Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda, Volume 1* (ed. A. Minelli), pp. 309– 325. Brill, Leiden, The Netherlands.

WAGG, C., BENDER, S. F., WIDMER, F. & VAN DER HEIJDEN, M. G. A. (2014). **Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality.** *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 5266– 5270.
WARDLE, D.A. & LAVELLE, P. **Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition.** In: CADISCH, G. & GILLER, K.E., eds. *Driven by Nature: Plant LitterQuality and Decomposition*. Cambridge: CAB International, p.107-124, 1997.

WANDSCHEER, A.C.D.; BAUMART, J.S.; MARCHESAN, E.; SANTOS, S.; AVILA, L.A.; SOARES, C.F.; PIRES, M.M. **Suficiência amostral para estudos de impacto ambiental sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em arrozais irrigados.** *Ciência Rural*, Santa Maria, v.46, n.1, p.26-29, jan, 2016.

WORK, T.T.; KOIVULA, M.; KLIMASZEWSKI, J.; LANGOR, D.; SPENCE, J.; SWEENEY, J.; HÉBERT, C. **Evaluation of carabid beetles as indicators of forest change in Canada.** *Can. Entomol.* 2008, 140, 393–414.

YAMAMOTO, P. **Ilustração para a Secretária do Meio Ambiente do estado de São Paulo.** Acesso: <http://cargocollective.com/patriciayamamoto/Restauracao-ecologica> em 20/04/2023.

YOSHIMA, M., TAKENMATSU. Y., YIBEYANA, A., & NAKAGAWA. M. **Recovery of litter and soil invertebrate communities following swidden cultivation in Sarawak, Malaysia.** *Raffles Bulletin of Zoology*. 2013, 61, 767-777.