
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

ESTRUTURA DA COMUNIDADE, ESTOQUE, PRODUÇÃO E DEPOSIÇÃO DE
SERAPILHEIRA E MACRONUTRIENTES EM FRAGMENTOS
REMANESCENTES DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL
RESTAURADOS E DEGRADADOS

NATÁLIA ABE

Rio Claro/SP

2024

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

ESTRUTURA DA COMUNIDADE, ESTOQUE, PRODUÇÃO E DEPOSIÇÃO DE
SERAPILHEIRA E MACRONUTRIENTES EM FRAGMENTOS
REMANESCENTES DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL
RESTAURADOS E DEGRADADOS

NATÁLIA ABE

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências do Campus de Rio
Claro, Universidade Estadual
Paulista, como parte dos requisitos
para obtenção do título de doutora
em Ecologia e Biodiversidade

Orientador: Prof. Dr. Davi Rodrigo
Rossatto

Rio Claro/SP

2024

A138e	Abe, Natália Estrutura da comunidade, estoque, produção e deposição de serapilheira e macronutrientes em fragmentos remanescentes de floresta estacional semidecidual restaurados e degradados / Natália Abe. -- Rio Claro, 2024 107 p. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro Orientador: Davi Rodrigo Rossatto 1. Ecologia vegetal. 2. Fragmentação florestal. 3. Restauração. 4. Serapilheira. I. Título.
-------	--

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Dados fornecidos pelo autor(a).

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: ESTRUTURA DA COMUNIDADE, ESTOQUE, PRODUÇÃO E DEPOSIÇÃO DE SERAPILHEIRA E MACRONUTRIENTES EM FRAGMENTOS REMANESCENTES DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL RESTAURADOS E DEGRADADOS

AUTORA: NATALIA ABE

ORIENTADOR: DAVI RODRIGO ROSSATTO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Ecologia e Biodiversidade, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. DAVI RODRIGO ROSSATTO (Participação Virtual)
Departamento de Biologia Aplicada à Agropecuária / UNESP - FCAV Jaboticabal



Documento assinado digitalmente
DAVI RODRIGO ROSSATTO
Data: 11/10/2024 18:21:00-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. SILVANO BIANCO (Participação Virtual)
Departamento de Biologia Aplicada à Agropecuária / UNESP - FCAV Jaboticabal



Documento assinado digitalmente
SILVANO BIANCO
Data: 11/10/2024 09:41:46-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. ROSANA MARTA KOLB (Participação Virtual)
Departamento de Ciências Biológicas / Unesp - FCL Assis



Documento assinado digitalmente
ROSANA MARTA KOLB
Data: 15/10/2024 21:09:16-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. ALESSANDRA TOMASELLI FIDELIS (Participação Virtual)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro



Documento assinado digitalmente
ALESSANDRA TOMASELLI FIDELIS
Data: 16/10/2024 10:48:03-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. MARINA CORREA SCALON (Participação Virtual)
Departamento de Ecologia / Universidade Federal do Paraná



Documento assinado digitalmente
MARINA CORREA SCALON
Data: 14/10/2024 15:14:25-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Rio Claro, 11 de outubro de 2024

Dedicatória

Dedico esse trabalho aos meus pais, Edson e Sonia.

Com todo meu amor.

Agradecimentos

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

Agradeço à Deus e à Nossa Senhora, pela minha vida e pela oportunidade de poder viver um grande ciclo como esse.

Aos meus pais, Edson e Sonia, pois sempre tiveram como prioridade de vida a minha educação.

Ao meu irmão, Leonardo, por ter sido um grande amigo durante toda vida.

Ao meu namorado, Venancio, pela paciência e pelo companheirismo em todos os momentos durante esse trabalho.

Ao meu orientador, professor Dr. Davi Rossatto, que me mostrou que a ciência pode ser leve e feita com amor. Obrigada por ter compartilhado seu conhecimento, pela acolhida, pela paciência, pelas conversas e pelos conselhos. Obrigada por tudo!

Aos meus grandes amigos do doutorado, Guilherme e Dani. Sem eles eu não teria conseguido finalizar. Estiveram comigo em todas as etapas, na saúde e na doença! Obrigada por tudo!

À Milena, que não menos importante, mas que chegou depois e também se tornou uma grande amiga.

À Tati, que sempre me ouviu, me aconselhou e me ajudou nas análises.

À Márcia, Aldo e Dona Lucina, pela amizade e acolhida.

À Ju, minha única amiga de Rio Claro, devido as circunstâncias impostas pela pandemia.

Confidenciamos vários momentos de dúvidas, mas chegamos ao fim.

Aos meus professores, que em um momento delicado, nos deram excelentes aulas mesmo do outro lado da tela.

Aos donos das fazendas, pela oportunidade em trabalhar em suas propriedades.

À Ivana e ao Felipe, da Seção de Pós-Graduação, por toda paciência e esclarecimentos.

Aos meus amigos da vida, Elisa, Japa, Seu Lads e Yas por tudo que significam pra mim.

Ao professor Silvano Bianco, que gentilmente me ajudou nas análises de nutrientes.

Ao PPG Ecologia, Evolução e Biodiversidade pela oportunidade de cursar meu doutorado.

Ao Departamento de Biologia da Unesp de Jaboticabal, onde todo o desenvolvimento do trabalho foi feito.

À grande oportunidade que foi viver esses quatro anos e sete meses, nesse ciclo intenso e cheio de emoções, chamado de doutorado.

Resumo

O desmatamento global levou à perda de mais de um terço das florestas mundiais. Esse processo também resultou na criação de fragmentos florestais menores, isolados e sujeitos a impactos de borda. Na Mata Atlântica, o desmatamento associado à agricultura, especialmente à cana-de-açúcar, causou grande fragmentação, com florestas remanescentes dominadas por pequenos fragmentos. Esses fragmentos podem ser divididos em restaurados e degradados. Os restaurados são áreas de proteção permanentes e os degradados são áreas de reserva legal, em sucessão ecológica. Essas transformações afetam a estrutura e funcionamento dessas áreas, diminuindo o recrutamento de espécies arbóreas e favorecendo a invasão por espécies exóticas e lianas. Além disso, ocorrem alterações na disponibilidade de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. Neste estudo, comparamos padrões de riqueza de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis, assim como o estoque e produção de serapilheira e deposição de nitrogênio (N) e fósforo (P) entre áreas degradadas e restauradas de florestas estacionais semidecíduais. Encontramos maior riqueza de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis nas áreas restauradas, assim como maior estoque e produção de serapilheira. No estoque de serapilheira não encontramos diferenças de N. Nas demais coletas, a diferença ocorreu na estação seca, com maiores picos nas áreas restauradas. Na estação chuvosa, a deposição não se diferenciou. Quanto ao P, houve diferença no estoque e produção, cujas maiores deposições ocorreram nas áreas restauradas. Essas diferenças se dão pelo histórico de uso dos diferentes fragmentos.

Palavras-chave: desmatamento, fragmento florestal, biodiversidade, serapilheira, restauração

Abstract

Global deforestation has led to the loss of more than one-third of the world's forests. This process has also resulted in the creation of smaller, isolated forest fragments that are subject to edge effects. In the Atlantic Forest, deforestation associated with agriculture, especially sugarcane, has caused significant fragmentation, with the remaining forests dominated by small fragments. These fragments can be classified as restored or degraded. Restored fragments are permanent protection areas, while degraded fragments are legal reserve areas undergoing ecological succession. These transformations affect the structure and functioning of these areas, reducing tree species recruitment and favoring the invasion of exotic species and vines. Furthermore, changes occur in the availability of nutrients, such as nitrogen and phosphorus. In this study, we compared patterns of tree and seedling species richness, as well as litter stock and production, and nitrogen (N) and phosphorus (P) deposition between degraded and restored areas of semideciduous seasonal forests. We found greater species richness of trees and seedlings in the restored areas, as well as higher litter stock and production. For litter stock, we found no differences in nitrogen. In the other collections, the difference occurred in the dry season, with higher peaks in the restored areas. In the rainy season, deposition did not differ. As for phosphorus, there was a difference in stock and production, with higher deposition in the restored areas. These differences are due to the historical use of the different fragments.

Keywords: deforestation, forest fragment, biodiversity, litter, restoration

Sumário

Introdução Geral.....	12
Objetivo Geral.....	17
Hipótese Geral.....	18
Desenho Experimental.....	18
Referências.....	22
Capítulo 1 - Composição florística, diversidade e recrutamento de indivíduos juvenis em áreas restauradas e degradadas de Floresta Estacional.....	26
Resumo.....	27
Abstract.....	28
Introdução.....	29
Material e Métodos.....	33
Área de estudo.....	33
Coleta Identificação das espécies arbóreas.....	34
Coleta e identificação dos indivíduos juvenis.....	35
Índice de Qualidade do Fragmento (IQF).....	35
Análises Estatísticas.....	35
Resultados.....	36
Espécies arbóreas.....	36
Composição de espécies arbóreas e origem.....	36
Diversidade Alfa para espécies arbóreas.....	38
Diversidade Beta para espécies arbóreas.....	39
Índice de Qualidade do Fragmento (IQF).....	39
Relação entre qualidade do fragmento e estrutura da comunidade arbórea.....	40
Indivíduos juvenis	42

<i>Composição de indivíduos juvenis e origem.....</i>	<i>42</i>
<i>Diversidade Alfa para indivíduos juvenis.....</i>	<i>43</i>
<i>Diversidade Beta para indivíduos juvenis.....</i>	<i>44</i>
<i>Relação entre qualidade do fragmento e estrutura da comunidade de indivíduos juvenis.....</i>	<i>46</i>
Discussão.....	47
<i>Riqueza e frequência de espécies arbóreas e indivíduos juvenis.....</i>	<i>47</i>
<i>Diversidade Alfa.....</i>	<i>50</i>
<i>Diversidade Beta.....</i>	<i>51</i>
<i>Índice de Qualidade do Fragmento.....</i>	<i>52</i>
Conclusão.....	54
Agradecimentos.....	54
Referências.....	54
Apêndices.....	63
Capítulo 2 - Estoque, produção e deposição de serapilheira e N e P em áreas restauradas e degradadas de Floresta Estacional Semidecidual.....	69
Resumo.....	70
Abstract.....	71
Introdução.....	72
Material e métodos.....	76
<i>Área de estudo.....</i>	<i>76</i>
<i>Identificação das espécies.....</i>	<i>77</i>
<i>Estoques e dinâmica da produção de serapilheira.....</i>	<i>78</i>
<i>Estoques e deposição de N e P via serapilheira.....</i>	<i>79</i>
Análises Estatísticas.....	80

Resultados.....	81
<i>Composição de espécies nas diferentes áreas.....</i>	<i>81</i>
<i>Quantidade e produção sazonal de serapilheira.....</i>	<i>81</i>
<i>Estoques e deposição de N e P da serapilheira total.....</i>	<i>87</i>
Discussão.....	88
<i>Estoque e produção de serapilheira.....</i>	<i>89</i>
<i>Estoque e deposição de N e P.....</i>	<i>92</i>
Conclusão.....	94
Agradecimentos.....	95
Referências.....	95
Apêndice.....	105
Considerações finais.....	107

Introdução Geral

O desmatamento, que já era generalizado nas regiões temperadas entre meados do século XVIII e XX, e que aumentou substancialmente nos trópicos no início do século XX e ao longo do último quarto de século (XXI), resultou na perda de mais de um terço de toda a cobertura florestal mundial (Haddad et al. 2015). Além dos impactos diretos da perda florestal e da expansão da cobertura terrestre por ambientes antropizados, as florestas remanescentes sofreram diversos impactos por serem menores, mais isoladas e com um maior efeito de borda (Haddad et al. 2015; Hending et al. 2023). No Brasil, a Mata Atlântica é uma paisagem amplamente fragmentada pelo desmatamento, realizado pela derrubada de árvores para exploração para madeira ao longo dos últimos três séculos e agricultura intensiva nos últimos 70 anos (Silveira et al. 2022). Seu histórico de degradação teve início logo no período colonial devido a implantação de cultura de cana-de-açúcar, que inicialmente se instalou no litoral da região nordeste do Brasil, e posteriormente no sudeste do país após a formação da capitania de São Vicente. Após a Primeira Guerra Mundial, seguida da elevação do preço do açúcar no mercado internacional e a partir da década de 30, com a crise do café, a cana-de-açúcar ganhou espaço, modernizando sua produção no estado de São Paulo (Cortez et al. 2016). Em 1975 houve a implementação do Programa Nacional do Álcool (Proálcool) e a partir desse período, a cana-de-açúcar se tornou a principal cultura em atividade, fornecendo matéria-prima para produção de álcool e açúcar (Cortez et al. 2016). Atualmente, o Brasil é um dos maiores produtores mundiais de cana-de-açúcar e sua produção está concentrada essencialmente no estado de São Paulo (Rudorff et al. 2010), este que possuía originalmente aproximadamente 81,8% de sua cobertura vegetal associada a Mata Atlântica, especialmente Florestas Estacionais Semidecíduais, que dominavam a paisagem no interior do estado (UNESCO 1997).

O remanescente florestal Atlântico no interior de São Paulo é dominado por pequenos fragmentos, sendo a maioria dos fragmentos menores que 1000 hectares, apresentando em geral muitos metros quadrados de floresta submetidos a efeito de borda (Haddad et al. 2015). A medida que o desmatamento ocorre em áreas de floresta, uma cascata de mudanças estruturais leva ao colapso da estrutura local da comunidade, especialmente no caso de espécies arbóreas, resultando em uma clara redução do número de espécies, impactando a estrutura da vegetação (Faria et al. 2023). Essa transformação é caracterizada pela substituição da estrutura tradicional de uma floresta tropical de alta riqueza arbórea (estrutura em sub-bosque, dossel e árvores emergentes) por árvores menores e mais finas, com um dossel mais esparsa e aberto. Essas mudanças estruturais afetam particularmente o sub-bosque florestal, tornando-o provavelmente mais quente devido ao aumento da intensidade da radiação solar incidente (Faria et al. 2023). As alterações no microclima local e no regime de luz podem atuar como filtros abióticos críticos para a regeneração, reduzindo o recrutamento de indivíduos juvenis e, conseqüentemente, a diversidade local em termos de riqueza e abundância, tanto de espécies arbóreas como de indivíduos juvenis (Meza et al. 2021). Essa reconfiguração na composição das espécies arbóreas explica a redução de espécies nativas na estrutura da floresta, com substituição por espécies exóticas de vida curta e lianas, assim como a erosão observada nos estoques de carbono acima do solo e a diminuição da disponibilidade de recursos como nitrogênio e fósforo, importantes para a produtividade da floresta (Davidson et al. 2004; Faria et al. 2023). Esse colapso na qualidade do habitat resulta em comunidades biológicas empobrecidas, compostas por assembleias de espécies especialistas de baixa diversidade e, em alguns casos, dominadas por espécies generalistas e serviços ecossistêmicos de provisionamento praticamente ausentes (Faria et al. 2023).

As perturbações antrópicas estão provocando mudanças sem precedentes nas funções dos ecossistemas florestais e nos processos biogeoquímicos, comprometendo a própria existência da floresta e os benefícios que as mesmas oferecem à sociedade. A produção de serapilheira, influenciada por parâmetros estruturais da vegetação, como a abundância de árvores, cobertura de copa, índice de área foliar e a diversidade de espécies, podem fornecer informações cruciais sobre o funcionamento do ecossistema (Argao et al. 2009). A quantidade e a qualidade da serapilheira são determinantes para a dinâmica do ecossistema florestal, desempenhando um papel essencial na manutenção de processos biogeoquímicos (Argao et al. 2009). A decomposição da serapilheira, que reflete a interação entre vegetação e solo, é um dos processos mais críticos na regulação do ciclo de carbono e dos nutrientes nas florestas. No entanto, a forma como a degradação florestal afeta a decomposição da serapilheira e a dinâmica dos elementos exige uma investigação mais aprofundada (Leal et al. 2023). A baixa produção de serapilheira e a redução da decomposição em florestas degradadas indicam um funcionamento ecológico alterado, o que pode restringir a disponibilidade e a liberação de nutrientes, limitando a produtividade e a regeneração do ecossistema, além de dificultar a provisão de benefícios essenciais, como o sequestro de carbono e o ciclo de nutrientes (Leal et al. 2023).

Os processos de degradação e fragmentação da vegetação nativa ocorreram de maneira distinta em cada porção da vegetação original, resultando em um mosaico de fragmentos remanescentes com vegetação extremamente heterogênea. Essa heterogeneidade é amplamente sustentada pelos diferentes tipos de distúrbios identificados nos mais diversos fragmentos florestais, como proximidade a pastagens, incêndios, deposição de resíduos domésticos, silvicultura e agricultura (Soares et al. 2020). A agricultura enfrenta uma dicotomia entre a necessidade de manter ou até aumentar a produção para garantir a segurança alimentar global — um objetivo que

muitas vezes ignora a sustentabilidade da demanda e a qualidade dos suprimentos alimentares, que são fundamentais para as metas de saúde pública — e os impactos ambientais que ela gera, os quais os ecossistemas e a sociedade já não conseguem suportar. Trata-se de garantir o fornecimento de bens de consumo (como alimentos, madeira e água potável) ao mesmo tempo que se oferecem novos serviços, como o controle das mudanças climáticas e inundações, além de preservar as capacidades funcionais dos ecossistemas, especialmente aquelas ligadas à biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos (Tancoigne et al. 2014; Froufe et al. 2020). Essa abordagem representa uma mudança de paradigma nas relações entre agricultura e meio ambiente, refletida pelo conceito de serviços ecossistêmicos, que vai além da simples minimização dos impactos da agricultura e propõe uma visão sistêmica de gestão dos recursos naturais em colaboração com todas as partes interessadas (Swift et al. 2004; Tancoigne et al. 2014).

Os serviços ecossistêmicos representam de forma direta ou indireta benefícios à população humana. A produção agrícola é altamente dependente de serviços prestados por habitats naturais vizinhos e apenas recentemente houveram tentativas de se estimar esses serviços às empresas agrícolas (Power 2010). A vegetação em habitats naturais captura, infiltra e regula o fluxo de água na paisagem, produz a serapilheira, além de estruturar o solo e evitar a erosão (Power 2010). Os solos bem arejados e com matéria orgânica abundante são fundamentais para a aquisição de nutrientes pelas espécies, para que haja manutenção da floresta (Power 2010). O serviço de regulação climática se refere à capacidade da vegetação e do solo de remover o carbono da atmosfera e regular a emissão dos gases do efeito estufa (Smith et al. 2012). As florestas são consideradas o mais importante reservatório de carbono dos ecossistemas terrestres (Falkowski et al. 2000), pois as árvores utilizam o dióxido de carbono durante a fotossíntese (Nowak et al.

2013) e o estocam em biomassa de troncos, no solo e na serapilheira (Lal 2005). No entanto, a conversão de áreas naturais em sistemas agrícolas afeta a concentração e o estoque de carbono no solo (Lal 2005).

A capacidade de fragmentos florestais e de outros habitats naturais de sustentar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos dependerá da quantidade total e da qualidade do habitat restante em fragmentos, seu grau de conectividade e como são afetados por outras perturbações induzidas pelo homem, como as mudanças climáticas e espécies invasoras (Haddad et al. 2015). A presença de nascentes pode ser um fator que determinará a qualidade ambiental, além do tamanho da área e sua proximidade com áreas altamente antropizadas que exercem forte pressão sobre os remanescentes (Longo et al. 2024). Novos esforços devem trabalhar em conjunto, coordenando uma rede de experimentos em diferentes ecossistemas e extensões espaciais, pois os efeitos da fragmentação atual continuarão a se manifestar por décadas. De fato, até aqui, os experimentos realizados revelam perdas contínuas de biodiversidade e funcionamento do ecossistema duas décadas ou mais após a fragmentação ter ocorrido. Compreender a relação entre dinâmicas transitórias e de longo prazo é um desafio substancial que os ecólogos devem enfrentar e as pesquisas em áreas de fragmentação serão centrais para relacionar observações à teoria (Haddad et al. 2015).

Preocupações com os efeitos irreversíveis nesses ecossistemas e suas repercussões no clima regional e global, bem como na perda de biodiversidade, têm promovido o interesse na restauração ativa de florestas tropicais degradadas (Keller et al. 2023). Em 2016, o Brasil se comprometeu a restaurar 12 milhões de hectares de terras até o ano de 2030 sob o Desafio de Bonn, outra iniciativa global de restauração de paisagens florestais (FLR) para recuperar terras degradadas e desmatadas com benefícios para a biodiversidade e o carbono, que representa um meio prático de alcançar as Metas de

Biodiversidade e os objetivos da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) (Safar et al. 2020), já que restam apenas 12,4% dos remanescentes florestais com mais de 3 hectares (SOS Mata Atlântica, 2021).

O planejamento de conservação em escala paisagística é urgente, dado a extensão da mudança do uso da terra e seus impactos permeáveis na biodiversidade (Valente et al. 2023) e nos serviços ecossistêmicos, vitais para o desenvolvimento sustentável e o bem-estar humano, e desempenham um papel principal na realização dos vários Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 da ONU. As florestas remanescentes são áreas naturais de valor ecológico excepcional, especialmente quando localizadas em paisagens intensivamente exploradas (Longo et al. 2024).

Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo estudar fragmentos de floresta estacional semidecidual ocorrentes no noroeste do estado de São Paulo, inseridos em uma matriz de cana-de-açúcar, dentro de fazendas particulares. Essas áreas são classificadas em dois tipos: áreas restauradas, ocorrentes próximas a cursos d'água, denominadas de Áreas de Proteção Permanente (APP) e áreas degradadas, correspondentes à reserva legal de uma propriedade rural, que não necessariamente passam por projetos de restauração e seguem em sucessão ecológica com a interferência antrópica. Inicialmente, identificamos as espécies arbóreas presentes e analisamos o recrutamento de indivíduos juvenis para compreender a estrutura da comunidade em ambas as condições.

Adicionalmente, investigamos o estoque e a produção mensal de serapilheira e suas frações depositadas no solo, bem como a deposição de nitrogênio (N) e fósforo (P) contido na fração foliar, uma vez que a serapilheira desempenha um papel fundamental na ciclagem de nutrientes nas florestas e no estoque de carbono.

Dessa maneira, esperamos responder as seguintes perguntas:

I. As diferentes configurações relacionadas a fatores abióticos dos fragmentos (qualidade do fragmento) influenciarão nas estruturas das comunidades? Qual tipo de fragmentos apresentará maior riqueza total de espécies? Qual apresentará maior riqueza de espécies nativas? Qual apresentará maior riqueza de espécies exóticas? Qual tipo de fragmento apresentará maior recrutamento de indivíduos juvenis? A riqueza será maior de indivíduos juvenis nativos ou exóticos?

2. Haverá diferença no estoque de serapilheira entre os tipos de fragmentos? A produção de serapilheira será maior em qual tipo de fragmento? Em qual tipo de fragmento encontraremos maior estoque e deposição de nitrogênio e de fósforo?

O propósito do trabalho também é fornecer aos proprietários das áreas estudadas e aos demais agricultores informações sobre a importância da conservação das suas Áreas de Preservação Permanente (APP's) e reservas legais para a preservação da biodiversidade e o armazenamento de carbono, especialmente no contexto das atuais mudanças climáticas.

Hipótese Geral

Fragmentos florestais que apresentam diferentes históricos de ação antrópica e diferentes qualidade de habitat, um restaurado e outro em sucessão ecológica, portanto degradado, deverão apresentar estrutura e funcionamento distintos.

Hipótese I: Fragmentos restaurados terão maior riqueza de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis, com alta diversidade alfa, enquanto os fragmentos degradados contarão com maior riqueza e diversidade de espécies nativas, já que estão em sucessão ecológica e não passaram por restauração.

Hipótese II: Fragmentos restaurados apresentarão maior estoque e produção de serapilheira, além de maiores valores de deposição de N e P, em relação aos fragmentos degradados, uma vez que seus históricos de uso são diferentes e a riqueza de espécies será maior em áreas restauradas, interferindo na quantidade de serapilheira mensal depositada.

Desenho Experimental

Nossos dois capítulos foram desenvolvidos na mesma área de estudo, região noroeste do estado de São Paulo, especificamente em áreas nos municípios de Jaboticabal e Taquaritinga - SP. Utilizamos 10 fragmentos no total, sendo separados em dois grupos: cinco são APP's, que foram restaurados entre os anos de 2007 e 2016 (Figura 1) e estão perto de cursos d'água e os outros cinco são áreas de reserva legal, que sofreram com ações antrópicas, como queimadas e invasão de gramíneas e lianas (Figura 2).

Em cada fragmento foi instalada uma parcela de 20 x 50 m, subdivididas em outras cinco de 10 x 20 m. As espécies arbóreas foram identificadas dentro da área total da parcela de 20 x 50 m, com critério de inclusão de indivíduos com diâmetro do caule de 5 cm a uma altura de 30 cm acima do solo. Os indivíduos juvenis foram coletados e identificados em apenas uma subparcela dentro de cada fragmento, escolhida aleatoriamente. O critério de inclusão de indivíduos juvenis foi altura mínima de 30 cm até o máximo de 1m.

Para coleta de serapilheira, instalamos uma parcela de 1 x 1 m dentro de cada subparcela e com ajuda do coletor quadrangular, a serapilheira foi coletada. Coletamos durante 12 meses, com o primeiro mês sendo considerado como um indicativo de estoque total de biomassa, pois concentrava toda a biomassa caída até o momento da coleta. Em cada mês, coletamos 50 amostras totais de serapilheira, ou seja, 5 amostras por parcela.

Toda serapilheira, já no laboratório, passou por triagem e separação das frações de folhas, galho grosso, galho fino e partes reprodutivas. Depois foram levadas para estufa e após um período de 72h, foram pesadas separadamente. Somente a fração de folhas foi triturada para ser utilizada nas análises de nitrogênio e fósforo.



Figura 1. Foto de um fragmento restaurado

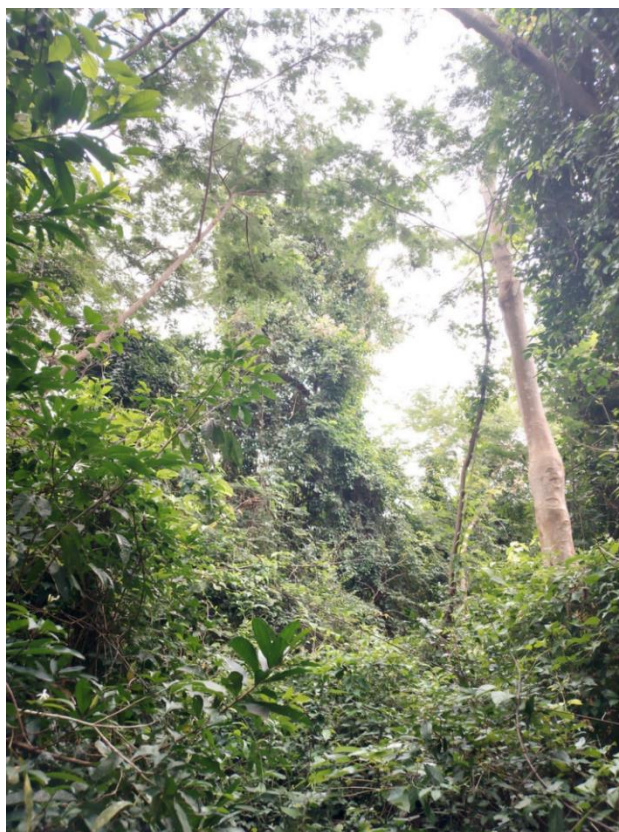


Figura 2. Foto de um fragmento degradado

Esta tese de doutoramento foi dividida em dois capítulos:

Capítulo I: Descrição e comparação da comunidade arbórea e de indivíduos juvenis dos fragmentos remanescentes restaurados e degradados de floresta estacional semidecidual da região noroeste do estado de São Paulo.

Capítulo II: Descrição e comparação do estoque, produção e deposição de serapilheira em fragmentos remanescentes restaurados e degradados de floresta estacional semidecidual da região noroeste do estado de São Paulo.

Referências

Argao LEOC, Malhi Y, Metcalfe DB, Silva-Espejo JE, Jimenez E, Navarrete D, Asquez R. (2009) Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences* 6: 2759–778

Cortez LAB, Cruz CHB, Souza GM, Canterella H, Sluys MV & Maciel Filho R (2016) Proálcool - Universidades e Empresas: 40 Anos de Ciência e Tecnologia para o Etanol Brasileiro. São Paulo, Blucher 155 -198. DOI 10.5151/9788521210627

Davidson E, Niell C, Krusche AV, Markewitz D, Figueiredo R de O, Ballester MVR (2004) Loss of nutrients from terrestrial ecosystems to streams and the atmosphere following land use change in Amazonia. *Ecosystem interactions with land use change*. Washington, American Geophysical Union. DOI:10.1029/153GM12

Falkowski P, Scholes R, Boyle E, Canadell J, Canfield D, Elser J, Gruber N, Hibbard K, Högberg P, Linder S, Mackenzie F, Moore B, Pedersen T, Rosenthal Y, Seitzinger S, Smetacek V, Steffen W (2000) The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System. *Science* 290(5490):291-6. DOI: 10.1126/science.290.5490.291.

Faria D, Morante-Filho J, Baumgarten J, Bovendorp R, Cazetta E, Gaiotto F, Mariano-Neto E, Milke M, Pessoa M, Rocha-Santos L, Souza A, Soares L, Talora D, Vieira E, Benchimol M (2023) The breakdown of ecosystem functionality driven by deforestation in a global biodiversity hotspot. *Biological Conservation*. DOI: 283. 10.1016/j.biocon.2023.110126.

Froufe LCM, Schwiderke DK, Castilhano AC, Cezar RM, Steenbock W, Seoane CES, Bognola IA, Vezzani FM (2020) Nutrient cycling from leaf litter in multistrata successional agroforestry systems and natural regeneration at Brazilian Atlantic rainforest biome. *Agrofor Syst* 94: 159–171. DOI: 10.1007/s10457-019-00377-5.

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX & Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv.* 20:1(2). DOI: 10.1126/sciadv.1500052. PMID: 26601154; PMCID: PMC4643828.

Hending D, Randrianarison H, Andriamavosoloarisoa NNM et al. (2023) Forest fragmentation and its associated edge-effects reduce tree species diversity, size, and structural diversity in Madagascar's transitional forests. *Biodivers Conserv* 32, 3329–3353. DOI: 10.1007/s10531-023-02657-0.

Keller N, Niklaus P, Ghazoul J, Marfil T, Godoong E & Philipson C (2023) Biodiversity consequences of long-term active forest restoration in selectively-logged tropical rainforests. *Forest Ecology and Management* 549: 121414. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.121414.

Lal R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management* 220(1-3): 242–258. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.08.015.

Leal F, Aburto F, Aguilera N, Echeverria C, Gatica-Saavedra P (2023) Forest degradation modifies litter production, quality, and decomposition dynamics in Southern temperate forests. *Frontiers in Soil Science* 3. DOI: 10.3389/fsoil.2023.1111694.

Longo RM, da Silva AL, Ribeiro AI, Gomes RC, Sperandio FC, Nunes NA (2024) Evaluating the Environmental Quality of Forest Remnants Using Landscape Metrics. *Sustainability* 16(4):1543. DOI: 10.3390/su16041543

Meza Elizalde, Maria Constanza & Armenteras, Dolors. (2021). Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a north Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*. 498. 119546. 10.1016/j.foreco.2021.119546.

Nowak DJ, Greenfield EJ, Hoehn RE & Lapoint E. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution* 178: 229–236.

Power AG. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365(1554): 2959–2971.

Rudorff BFT, Aguiar DA, Silva WF, Sugawara LM, Adami M & Moreira MA (2010) Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. *Remote Sensing* 2(4): 1057–1076. DOI:10.3390/rs2041057.

Safar NVH, Magnago LFS, & Schaefer CEGR (2020) Resilience of lowland Atlantic forests in a highly fragmented landscape: Insights on the temporal scale of landscape restoration. *Forest Ecology and Management* (470-471): 118183. DOI:10.1016/j.foreco.2020.118183

Smith P, Ashmore MR, Black HIJ, Burgess PJ, Evans CD, Quine TA, Thomson AM, Hicks K & Orr HG (2012) REVIEW: The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. *Journal of Applied Ecology* 50(4): 812–829. DOI: 10.1111/1365-2664.12016.

Silveira SJ, Silva-Neto CM, Castro ST, Nascimento SK, Ribeiro MC & Garcia Collevatti R (2022) Landscape structure and local variables affect plant community diversity and structure in a Brazilian agricultural landscape. *Biotropica* 54: 239–250. DOI:10.1111/btp.13054

Soares CJRS, Sampaio MB, Santos-Filho FS, Martins FR & Santos FAM (2020) Patterns of species diversity in different spatial scales and spatial heterogeneity on beta diversity. *Acta Botanica Brasilica* 34(1): 9–16. DOI: 10.1590/0102-33062019abb0054

SOS Mata Atlântica. 2021. Relatório Anual. Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2022/07/Relatorio_21_julho.pdf. Acesso em 08/09/2024.

Swift MJ, Izac AMN & van Noordwijk M (2004) Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1): 113–134. DOI: 10.1016/j.agee.2004.01.013

Tancoigne E, Barbier M, Cointet JP, Richard G (2014) The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services*. 10. 35–48. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.07.004.

UNESCO. 1997. A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Caderno nº 5. São Paulo, Brasil. Disponível em: https://www.rbma.org.br/rbma/pdf/Caderno_05.pdf. Acesso em: 08/09/2024.

Valente J, Gannon D, Hightower J, Kim H, Leimberger K, Macedo R, Rousseau J, Weldy M, Zitomer R, Fahrig L, Fletcher R, Wu J & Betts M (2023) Toward conciliation in the habitat fragmentation and biodiversity debate. *Landscape Ecology* 38. DOI: 10.1007/s10980-023-01708-9.

Composição florística, diversidade e recrutamento de indivíduos juvenis em áreas restauradas e degradadas de Floresta Estacional Semidecidual

Artigo a ser submetido a revista Brazilian Journal of Botany

Natália Abe ^{1*} & Davi Rodrigo Rossatto ^{2**}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biodiversidade. Instituto de Biociências – Campus Rio Claro. Avenida 24 A, 1515 – Bela Vista – Rio Claro/SP – 13506-900

²Laboratório de Ecologia Vegetal – Departamento de Biologia Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Campus Jaboticabal. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n – Jaboticabal/SP – 14884-900

* Endereço eletrônico: nataliaabe2@gmail.com

*ORCID: 0000-0003-3005-5822

**ORCID: 0000-0001-9510-8345

Resumo

Fragmentos florestais de Floresta Estacional Semidecidual se apresentam na paisagem do interior de São Paulo de duas formas: fragmentos restaurados (áreas de proteção permanente, protegidas por lei) e degradados (fragmentos de reserva legal que sofrem distúrbio frequentemente). Diante desse cenário, nosso objetivo foi descrever a riqueza, diversidade alfa e beta e a composição de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis e compará-las entre fragmentos restaurados e degradados. Identificamos as espécies em parcelas permanentes (20 x 50 m) nos fragmentos restaurados (5 parcelas) e degradados (5 parcelas) e esperávamos encontrar maior riqueza de espécies exóticas em áreas restauradas e maior riqueza de espécies nativas em áreas degradadas. A maior riqueza de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis foi encontrada nos fragmentos restaurados, assim como maior riqueza de nativas e exóticas. Nos fragmentos degradados encontramos maior riqueza de espécies nativas. Assim, encontramos alta dissimilaridade entre as áreas. A trajetória da restauração e os critérios de estabelecimento dos indivíduos juvenis, como a disseminação de sementes, podem explicar esses resultados. Neste sentido, faz-se necessário a preservação dos fragmentos, pois conservam a biodiversidade da região noroeste do estado de São Paulo.

Palavras-chave: fragmentos, espécies arbóreas, indivíduos juvenis, riqueza, índices de diversidade.

Abstract

Forests fragments from Semidicidious Seasonal Forest present themselves in the landscape of São Paulo State countryside in two ways: restored fragments (permanent protected areas, protected by law) and degraded (fragments from legal reservation that suffer frequently disorder). Due to this scenery, our aim was to describe the species richness, alfa and beta diversity and the compositions of tree species and the seedlings and compare them between restored and degraded fragments. We identified the species in permanent plots (20 x 50 m) in restored fragments (5 plots) and degraded (5 plots) and we expected to find the high diversity of exotic species in restored areas and the high diversity of native species in degraded areas. The greatest richness of tree species and seedlings was found in restored fragments, as well as the greatest richness of native and exotic species. In the degraded fragments we found the greatest richness of native species. Thus, we found a high dissimilarity between the areas. The restoration trajectory and the seedlings establishing criterion, such as the seed dissemination can explain these results. In this way, it becomes necessary the fragments preservation because they conservate the biodiversity of the northwest region of São Paulo State.

Keywords: forest fragments, tree species, seedlings, richness, diversity index.

1. Introdução

A perturbação constante das florestas tropicais, seja por eventos naturais ou atividades humanas, como construção de estradas, exploração madeireira, conversão para agricultura, incêndios florestais, mineração e crescimento populacional tem levado à fragmentação dessas florestas fazendo com que as mesmas apareçam em pequenas manchas isoladas (Wade et al. 2003; He et al. 2024). A fragmentação é fator importante de degradação, pois altera as condições bióticas e abióticas e tem sido descrita como uma das principais causas da diminuição da diversidade biológica (Turner 1996), interferindo no número e na composição das espécies (Dos Santos et al. 2007), fato causado pela diminuição da área florestal, mudança na forma do fragmento, gerando um significativo efeito de borda, aliado ao aumento do isolamento dos remanescentes florestais (Hill & Curran 2003).

Fragmentos florestais estão atualmente sob proteção da legislação ambiental brasileira (Brasil 2012), mas são comumente cercados por pastagens, áreas de cultivo e áreas urbanas, potenciais fontes de distúrbios adicionais, tais como surtos de pragas e ocorrência de fogo (Toniato & de Oliveira-Filho 2004). Globalmente, a maioria das paisagens foi modificada por atividades agrícolas e a grande parte dos ecossistemas naturais encontra-se inserida em uma matriz de uso agrícola da terra (Power 2010). Numa escala mais regional, ao olharmos o sudeste do Brasil, por exemplo, podemos entender que a situação atual das florestas tropicais semidecíduais do estado de São Paulo, representa um exemplo significativo do drástico processo de fragmentação e perturbação florestal que ocorreu na região (Toniato & de Oliveira-Filho 2004).

Sendo assim, o código florestal, reformulado em 2012, exige que os proprietários rurais conservem a vegetação nativa em suas propriedades (Brasil 2012). A Área de Reserva Legal (RL), que em muitas vezes se encontra em estado de degradação devido a distúrbios frequentes e podem se apresentar com grande presença de lianas e gramíneas

exóticas invasoras, é designada para preservar a floresta, exigindo que um percentual específico da propriedade rural seja mantido, variando conforme o bioma. No bioma da Mata Atlântica, por exemplo, é necessário preservar 20% da área da propriedade (Soares-Filho et al. 2014, Niemeyer et al. 2019). A lei também estabeleceu áreas ambientalmente sensíveis como Áreas de Preservação Permanente (APP's), que são áreas normalmente restauradas por força da lei, com o objetivo de preservar serviços ecossistêmicos, conservar os recursos hídricos, garantir a qualidade da água e prevenir a erosão do solo (Kim et al. 2012; Soares-Filho et al. 2014, Niemeyer et al. 2019). Todas essas áreas necessariamente precisam ser restauradas através de plantio de espécies nativas, condução de regeneração natural de espécies nativas e/ou plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% da área total a ser recomposta em pequena propriedade ou posse rural familiar (Brasil 2012).

Apesar dessas exigências impostas por lei, deve-se considerar também que a floresta possui mecanismos próprios de recuperação e manutenção de sua diversidade, como por exemplo, os mecanismos de regeneração natural, que compreendem a chuva de sementes, o banco de sementes do solo e a desenvolvimento de indivíduos juvenis (Scoti et al. 2011; Chalerm Sri et al. 2020). A disseminação de sementes que ocorre na floresta é composta por sementes produzidas no local e em áreas vizinhas. As sementes que são provenientes do próprio local promovem a auto regeneração da floresta, e aquelas trazidas por agentes dispersores podem levar ao aumento da diversidade florística, riqueza de espécies e diversidade genética (Scoti et al. 2011). A partir da regeneração natural é possível fazer uma análise efetiva que permite diagnosticar o estado de conservação dos fragmentos e a sua resposta frente às alterações naturais ou antrópicas no ambiente, o que é importante na medida em que essa regeneração forma um conjunto de indivíduos

juvenis capazes de serem recrutados para estágios superiores para manutenção da estrutura da comunidade restaurada (Silva et al. 2007; Shimamoto et al. 2018). Os efeitos das mudanças climáticas, como aumento da concentração de dióxido de carbono e grande input de nitrogênio ativo, podem aumentar a taxa de crescimento de plantas a curto prazo, alterar sua composição química e afetar uma variedade de interações bióticas. As espécies invasoras também estão envolvidas nessas interações e têm impacto indireto nessas mudanças (Tylianakis et al. 2008), principalmente na manutenção da comunidade e no recrutamento de novos indivíduos.

Estudos sobre diversidade alfa e beta buscam compreender o grau de diferenciação e composição das espécies em diferentes unidades amostrais, o que possibilita compará-las em termos de comunidade (Whittaker et al. 2001). A caracterização quantitativa das comunidades pode ser feita usando índices de diversidade, que combinam características de uma comunidade biológica: riqueza de espécies e equabilidade, sendo a última um componente que se refere ao quão similar as espécies estão representadas na comunidade. Caso todas espécies tenham a mesma representatividade, a equabilidade será máxima (Melo 2008). A diversidade alfa é a diversidade dentro do habitat ou intra-comunidade (Thukral 2017). A diversidade beta é a diversidade entre habitats ou intercomunidades. Ela mede a mudança na composição das espécies ao longo de um gradiente (Thukral 2017; Dambros et al. 2024). Seus usos na conservação incluem a estimativa das taxas de extinção devido à perda de habitat e desenvolvimento de estratégias de conservação (Leitner & Turner 2001). Focar nesta dimensão da diversidade possui um potencial não apenas para quantificar a importância em larga escala da biodiversidade na sustentação da multifuncionalidade dos ecossistemas, mas também para uma compreensão dos padrões observados de variação espacial nas assembleias de espécies e funções (Mori et al. 2018).

Frente a fragmentação das diferentes vegetações de Mata Atlântica, os sistemas de produção agrícola presentes nesse bioma devem atender às necessidades da população e ao mesmo tempo buscar a conservação das funções ecossistêmicas (Froufe et al. 2020), pois são fundamentais para a manutenção da biodiversidade de uma região e aumentam a probabilidade de sobrevivência de muitas espécies, frequentemente espécies ameaçadas (Dos Santos et al. 2007), e são cruciais para sucesso dos esforços globais de mitigação das mudanças climáticas, já que florestas nativas nessas terras podem armazenar bilhões de toneladas de gás carbônico (Soares-Filho et al. 2014). Além disso, a totalidade de genes, espécies e ecossistemas de uma área constitui a biodiversidade (Thukral 2017), que se associa diretamente com a entrega de serviços ecossistêmicos, pois fornece suporte a processos-chave e, por si só, é um recurso altamente valorizado (Mace et al. 2012).

Assim, objetivou-se descrever a estrutura da comunidade arbórea e de indivíduos juvenis quanto a riqueza de espécies e composição florística de diferentes fragmentos florestais ocorrentes em áreas de Floresta Estacional Semidecidual, considerando as espécies nativas e exóticas da região noroeste do estado de São Paulo. Neste contexto, iremos comparar as diversidades alfa e beta resultantes dos fragmentos restaurados (APP's) e degradados (fragmentos de reserva legal em regiões de topo de relevo, chamados também de platô), assim como a qualidade destes fragmentos quanto a presença de gramíneas invasoras e lianas, relacionando estes componentes com a qualidade do habitat e este com os parâmetros de diversidade. Nossa hipótese é que os fragmentos restaurados apresentarão maior composição de espécies exóticas, maior riqueza de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis, com alta diversidade alfa, já que por força de lei foram restaurados, enquanto os fragmentos de degradados contarão com maior riqueza e diversidade de espécies nativas por estarem em sucessão ecológica, sem intervenção de projetos de restauração. Também esperamos encontrar alta dissimilaridade entre os

fragmentos, devido a diferentes trajetórias ocorridas por meio da implantação da restauração nas APP's, que aumenta a cobertura de dossel e do distúrbio nas reservas legais, que permite a invasão de gramíneas invasoras e lianas.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em fragmentos florestais de Floresta Estacional Semidecidual (FES), tipo de vegetação associado a Mata Atlântica, na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil, especificamente nos municípios de Jaboticabal e Taquaritinga. O clima da região é caracterizado por subtropical-mesotérmico, com invernos secos e verões chuvosos. A precipitação anual é de cerca de 1,285 mm, com temperaturas médias de 22°C e umidade relativa aproximada de 70% (Santos et al. 2018). Os solos predominantes são latossolo vermelho-escuro de fase arenosa e latossolo roxo. O relevo apresenta-se em grande extensão como suave-ondulado e ondulado, com altitude variando entre 465 e 685 m (Greggio et al. 2009).

O estudo utilizou 10 fragmentos florestais, sendo cinco áreas de FES degradada (reserva legal) e cinco áreas que foram restauradas (APP's) entre os anos de 2007 e 2016 (consulta de cobertura arbórea feita pelo histórico do Google Earth, Tabela 1 - em anexo), a partir de plantio de espécies nativas e exóticas, estando todas inseridas em uma matriz de cana-de-açúcar (Figura 1). Em todos os fragmentos foi instalada uma parcela permanente de 20 x 50 m (Joly et al. 2012), totalizando 10, onde a flora arbórea foi amostrada em toda parcela. Cada parcela de 20 x 50 m foi subdividida em cinco parcelas de 10 x 20 m, totalizando 50, onde o banco de indivíduos juvenis recrutado também foi analisado e identificado.

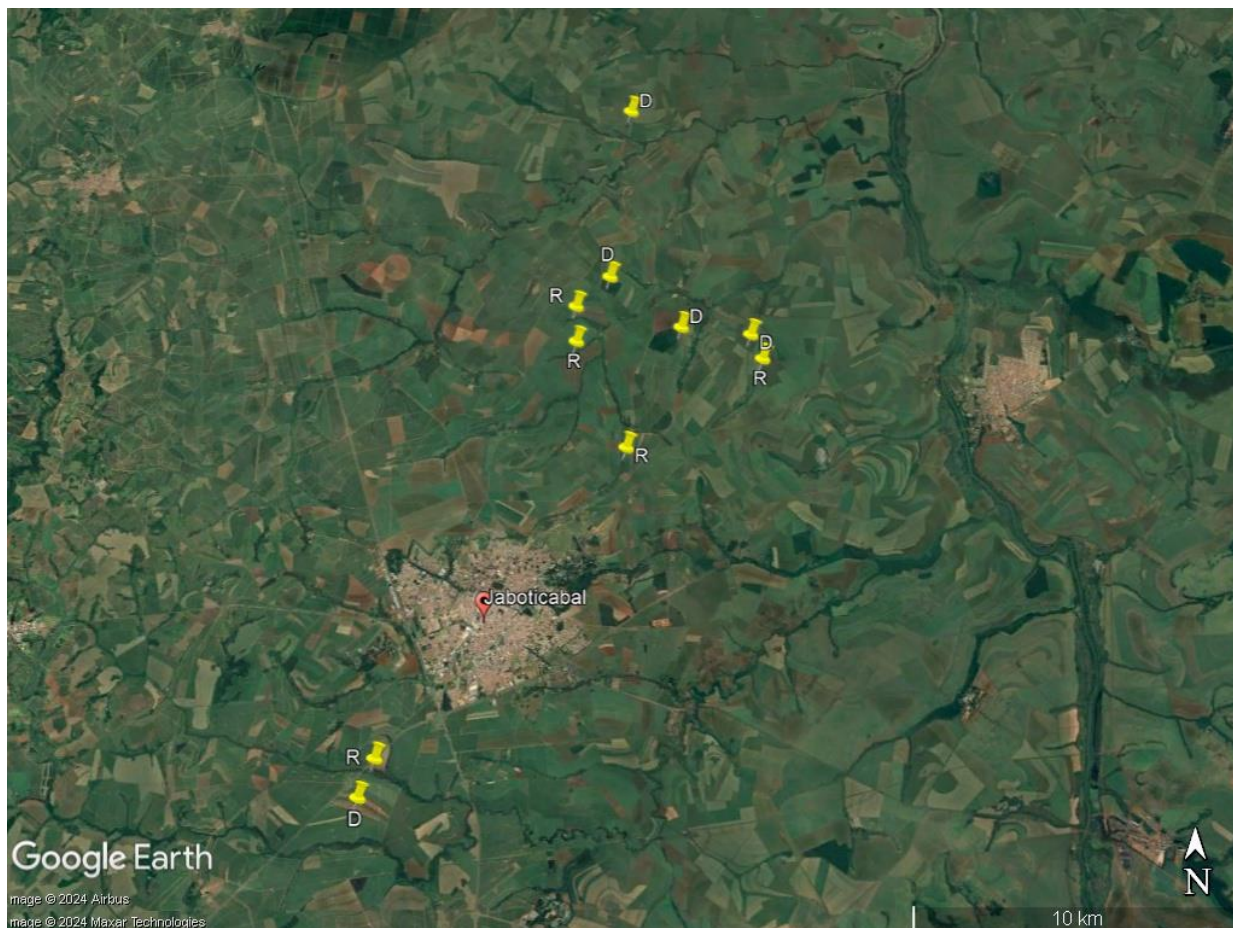


Figura 1. Remanescentes de floresta estacional semidecidual da Mata Atlântica utilizados para este estudo (D = fragmentos degradados, R = fragmentos restaurados). Para maiores informações dos fragmentos ver Tabela 1 em anexo.

2.2 Coleta e identificação das espécies arbóreas

Coletamos material botânico em estágio vegetativo de todas as espécies presentes nas 10 parcelas entre maio de 2022 e agosto de 2023, compreendendo apenas formas de vida arbórea. As plantas foram marcadas com placas de alumínio numeradas, identificadas a partir da literatura especializada para plantas da FES e separadas em nativas e exóticas (Ramos et al. 2007; Souza et al. 2019), considerando a flora da região noroeste do estado de São Paulo (Barbosa 2017). O critério de inclusão utilizado na

amostragem foi de indivíduos que apresentassem diâmetro do caule de 5 cm a uma altura de 30 cm acima do solo (Joly et al. 2012).

2.3 Coleta e identificação dos indivíduos juvenis

A seleção de indivíduos juvenis se deu a partir de altura mínima de 30 cm até o máximo de 1m para os indivíduos presentes em cada subparcela de 10 x 20 m, que foi sorteada para que as coletas fossem realizadas aleatoriamente. A coleta foi realizada em 10 subparcelas. A identificação foi conferida por meio de literatura específica, assim como a distinção entre espécies exóticas e nativas (Ramos et al. 2007; Souza et al. 2019) da região noroeste do estado de São Paulo.

2.4 Índice de Qualidade do Fragmento (IQF)

Um índice qualitativo e visual de perturbação foi elaborado para cada fragmento florestal, considerando a cobertura do dossel e a presença de gramíneas invasoras e lianas. A porcentagem de cobertura do dossel foi estimada visualmente em toda a parcela, variando de 0 a 1, onde 1 representa 100% de cobertura do dossel. A cobertura de gramíneas invasoras e lianas também foi estimada visualmente, variando entre -1 e 0. Assim o IQF pode variar entre 1, fragmento com alta qualidade (ausência de gramíneas e lianas e cobertura de 100%) a - 2, que representa uma área perturbada totalmente coberta por lianas e gramíneas (Felfili et al. 2011).

3. Análises Estatísticas

Para verificarmos se haveria diferenças entre a riqueza de espécies (arbóreas e de indivíduos juvenis) nativas e exóticas dos fragmentos em questão, utilizamos o número de espécies amostradas para realizar o Test T- para duas amostras independentes, com

cinco réplicas para a área degradada e cinco réplicas para a área restaurada. Essa análise foi realizada no programa estatístico BioEstat 5.3.

Para calcularmos a diversidade alfa, utilizamos uma planilha de toda comunidade, com as áreas estudadas e as espécies presentes e ausentes em cada local para calcularmos os Índices de Shannon-Wiener e Evenness. Do mesmo modo, calculamos a diversidade beta através do Índice de Whittaker. Comparamos os valores dos índices nas áreas através do Test T- para duas amostras independentes. As análises de diversidade foram realizadas no Past4.

Utilizamos também a regressão simples para analisar os efeitos da qualidade do fragmento nos índices de Shannon e Evenness, riqueza de espécies arbóreas e riqueza de indivíduos juvenis. Regressão realizada no programa estatístico SigmaPlot 11. Em todos os casos foi considerado um nível de significância de 5% e os dados passaram pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

4. Resultados

4.1 Espécies arbóreas

4.1.1 Composição de espécies arbóreas e origem

Foram encontradas 81 espécies arbóreas, divididas em 32 famílias, sendo 60 nativas e 21 exóticas (Tabela 2 – em anexo). Um total de 748 indivíduos foi encontrado, sendo 608 de espécies nativas e 140 de espécies exóticas, considerando-se todos os fragmentos estudados.

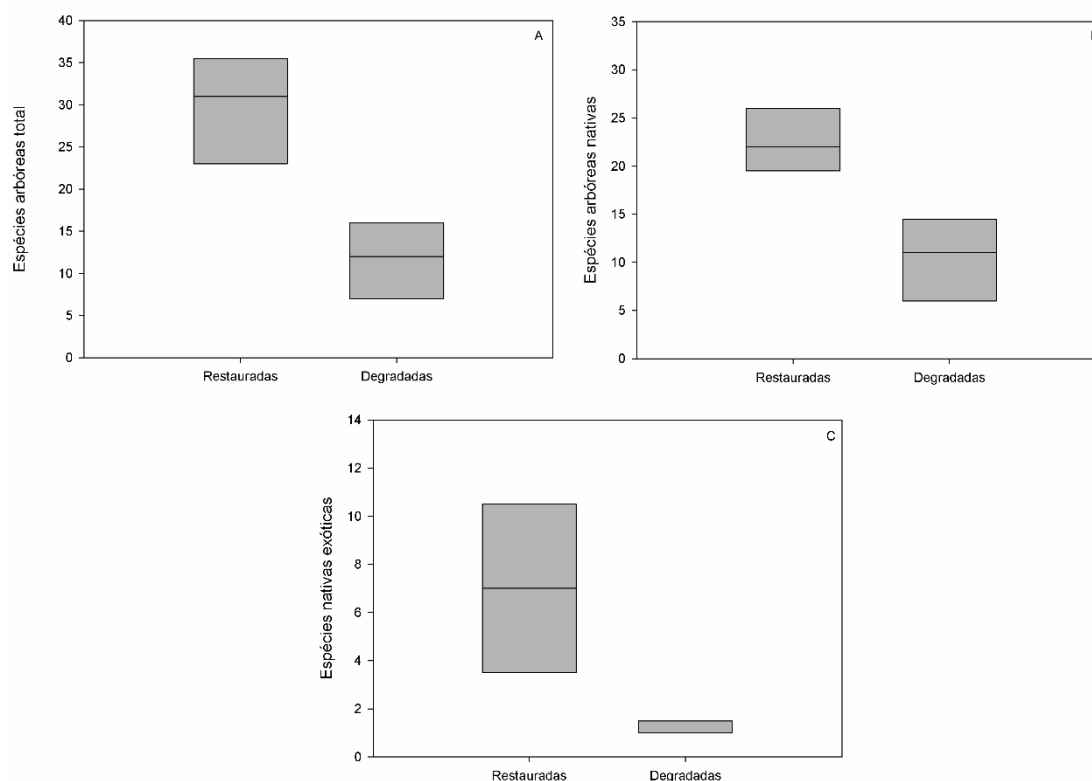


Figura 2. Comparação de riqueza arbórea total por área estudada (A); riqueza de espécies nativas por área estudada (B) e riqueza de espécies exóticas por área estudada (C).

As espécies nativas mais frequentes nas áreas restauradas foram *Cecropia pachystachya* Trécul. (Urticaceae), *Hymenaea courbaril* L. (Fabaceae) e *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna (Malvaceae) e para as espécies exóticas, as mais frequentes foram *Syzygium cumini* (L.) Skeels (Myrtaceae), *Cordia africana* Lam. (Boraginaceae) e *Bauhinia variegata* L. (Fabaceae) (Tabela 2 – em anexo).

Nas áreas degradadas, as espécies nativas com maior frequência nos fragmentos foram *Croton floribundus* Spreng (Euphorbiaceae), *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr (Fabaceae) e *Astronium graveolens* Jacq. (Anacardiaceae). Enquanto as exóticas mais frequentes foram *Urera baccifera* (L.) Gaudich. ex Wedd. (Urticaceae) e *Cordia africana* Lam. (Tabela 2 – em anexo).

4.1.2 Diversidade Alfa para espécies arbóreas

Encontramos diferença estatística (Figura 3) para as áreas considerando o Índice de Shannon-Wiener ($t = 4,365$; $p = 0,0012$), sendo encontrados maiores valores médios para os fragmentos restaurados. As áreas restauradas apresentaram maior valor médio do índice de Shannon ($H' = 3,05$) em relação às áreas degradadas ($H' = 1,95$).

Para o Índice de Evenness, não encontramos diferença estatística ($t = -0,0914$; $p = 0,4647$) entre as áreas estudadas. As áreas R1, R3 e R4, assim como D1, D2 e D4, apresentaram os maiores valores do índice. As médias do índice para as áreas restauradas e degradadas foram praticamente iguais, com valores de $J = 0,75$ e $0,76$, respectivamente. O resultado sugere que o número de indivíduos por espécie é semelhante tanto nas áreas restauradas quanto nas degradadas.

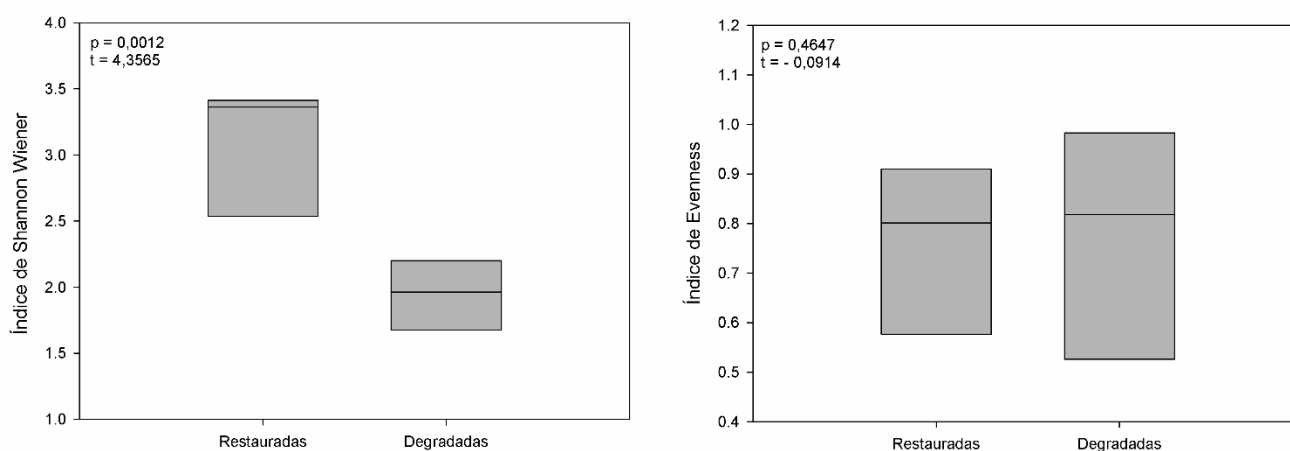


Figura 3. Comparação do Índice de Shannon-Wiener e Índice de Evenness entre as áreas restauradas e degradadas.

4.1.3 Diversidade Beta para espécies arbóreas

O grau de dissimilaridade foi superior a 40% para todos os fragmentos comparados. Para algumas áreas, a dissimilaridade chegou a 100%, como no caso dos fragmentos R2 e D1 e R2 e D2 (Tabela 3).

Tabela 3. Matriz de dissimilaridade por pares (Whittaker). R representa as áreas restauradas e D as áreas degradadas.

Áreas	R1	R2	R3	R4	R5	D1	D2	D3	D4	D5
R1	0	0,75	0,55224	0,44444	0,63333	0,90476	0,95122	0,74074	0,82979	0,7551
R2		0	0,56863	0,57143	0,72727	1	1	0,63158	0,74194	0,87879
R3			0	0,55224	0,56364	0,83784	0,88889	0,71429	0,61905	0,86364
R4				0	0,56667	0,95238	0,95122	0,62963	0,74468	0,79592
R5					0	1	0,86207	0,66667	0,71429	0,83784
D1						0	0,81818	0,91667	0,76471	0,89474
D2							0	0,65217	0,75	0,88889
D3								0	0,65517	0,67742
D4									0	0,75
D5										0

4.1.4 Índice de Qualidade do Fragmento (IQF)

Os valores do IQF para áreas restauradas foram positivos e variaram de 0,4 a 0,8, com média de 0,62. Ao contrário dos valores encontrados para as áreas degradadas que variaram de -1,8 a -0,7, com média de -1,2 (Figura 4). Dessa maneira, os fragmentos estudados apresentam diferenças significativas ($t = 8,7363$; $p < 0,001$) quando comparamos a qualidade do ambiente, com maior cobertura de dossel, menor invasão de gramíneas e lianas nos fragmentos restaurados.

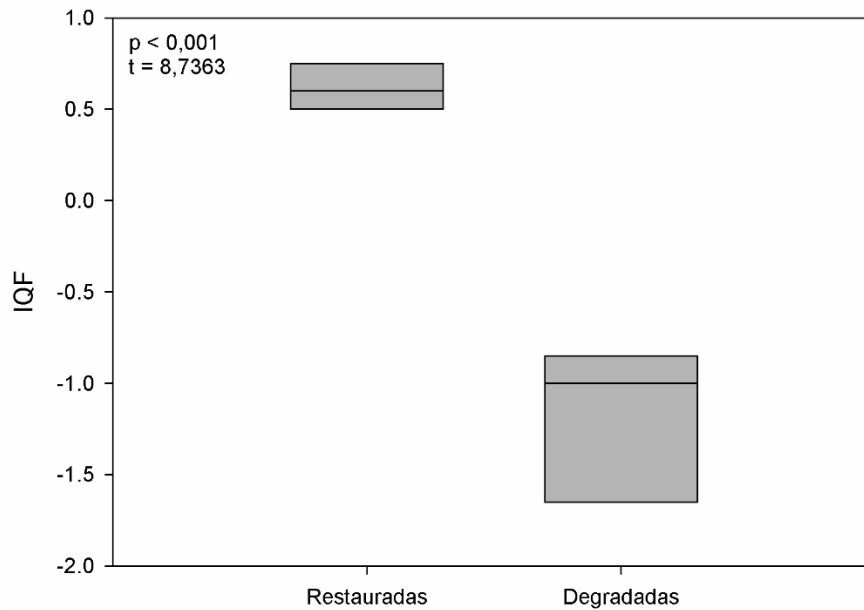


Figura 4. Comparação do Índice de Qualidade do Fragmento (IQF) das áreas restauradas e degradadas.

4.1.5 Relação entre qualidade do fragmento e estrutura da comunidade arbórea

A qualidade do ambiente foi correlacionada positivamente com o Índice de Shannon-Wiener ($r^2 = 0,761$), ou seja, os maiores valores do índice estão relacionados com valores positivos do IQF das áreas restauradas. O IQF não está relacionado com o Índice de Evenness ($r^2 = 0,0332$), resultado que sugere que a abundância relativa das espécies arbóreas não está associada com as condições ambientais. A riqueza de espécies arbóreas total se relaciona positivamente com o IQF ($r^2 = 0,828$), indicando que o maior número de espécies está relacionado com maiores valores do IQF das áreas restauradas. Da mesma maneira, o IQF está correlacionado positivamente no estabelecimento das espécies arbóreas nativas ($r^2 = 0,856$) e exóticas ($r^2 = 0,495$), indicando também que a maior riqueza de nativas e exóticas se relaciona com os valores positivos do IQF dos

fragmentos restaurados, ou seja, a qualidade ambiental recruta maior número de espécies arbóreas (Figura 5).

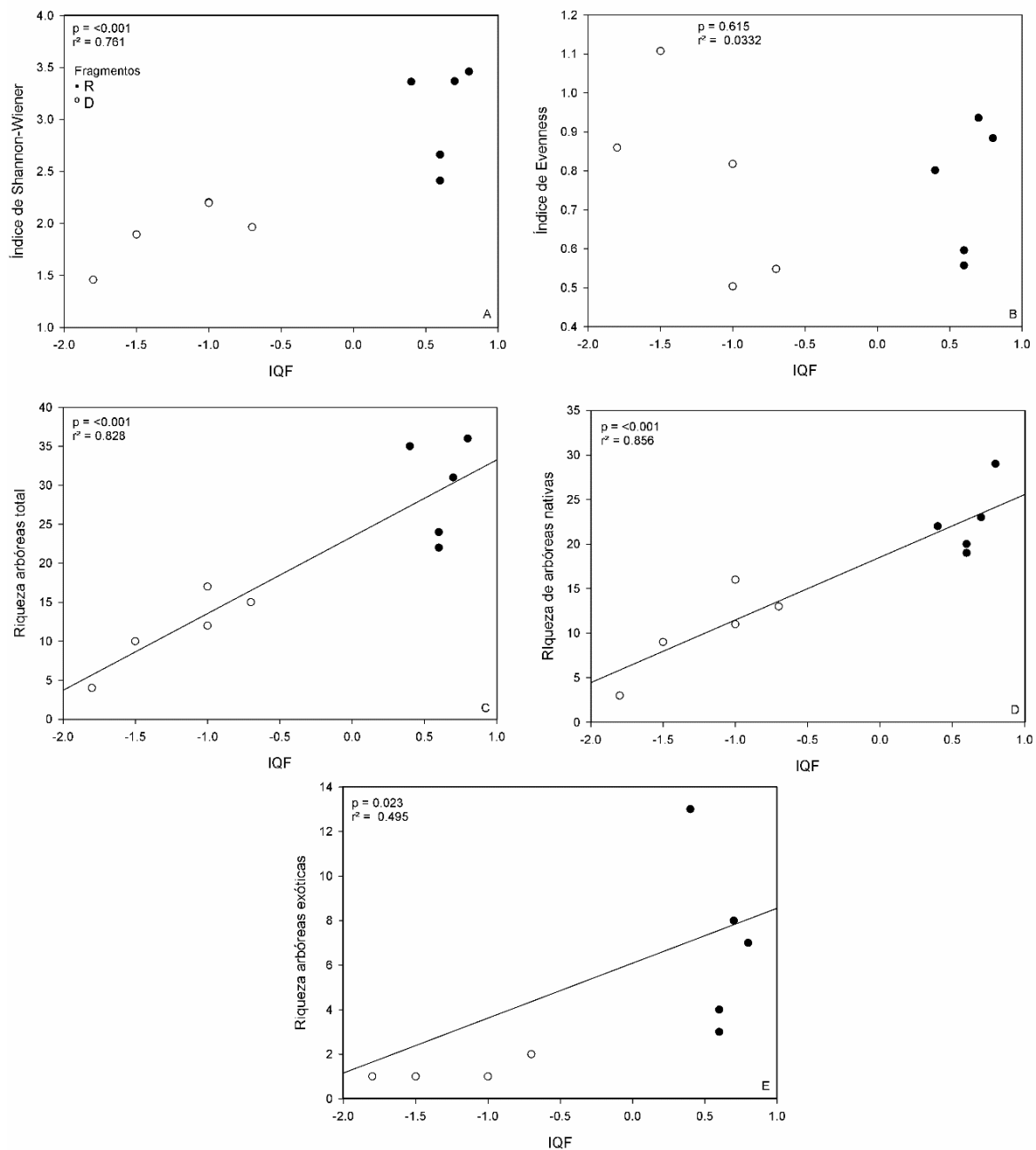


Figura 5. Relação entre o Índice de Qualidade do Fragmento (IQF) e as variáveis: A – Índice de Shannon-Wiener, B- Índice de Evenness, C- Riqueza Arbórea Total, D – Riqueza Arbórea Nativa e E – Riqueza Arbórea Exótica. O símbolo • representa os fragmentos restaurados e o ° representa os degradados.

4.2 Indivíduos juvenis

4.2.1 Composição de indivíduos juvenis e origem

Foram encontradas 53 espécies de indivíduos juvenis, divididos em 22 famílias, sendo 42 nativas e 11 exóticas (Tabela 4 – em anexo). Um total de 435 indivíduos foi encontrado, sendo 272 nativos e 163 exóticos, considerando-se todos os fragmentos estudados.

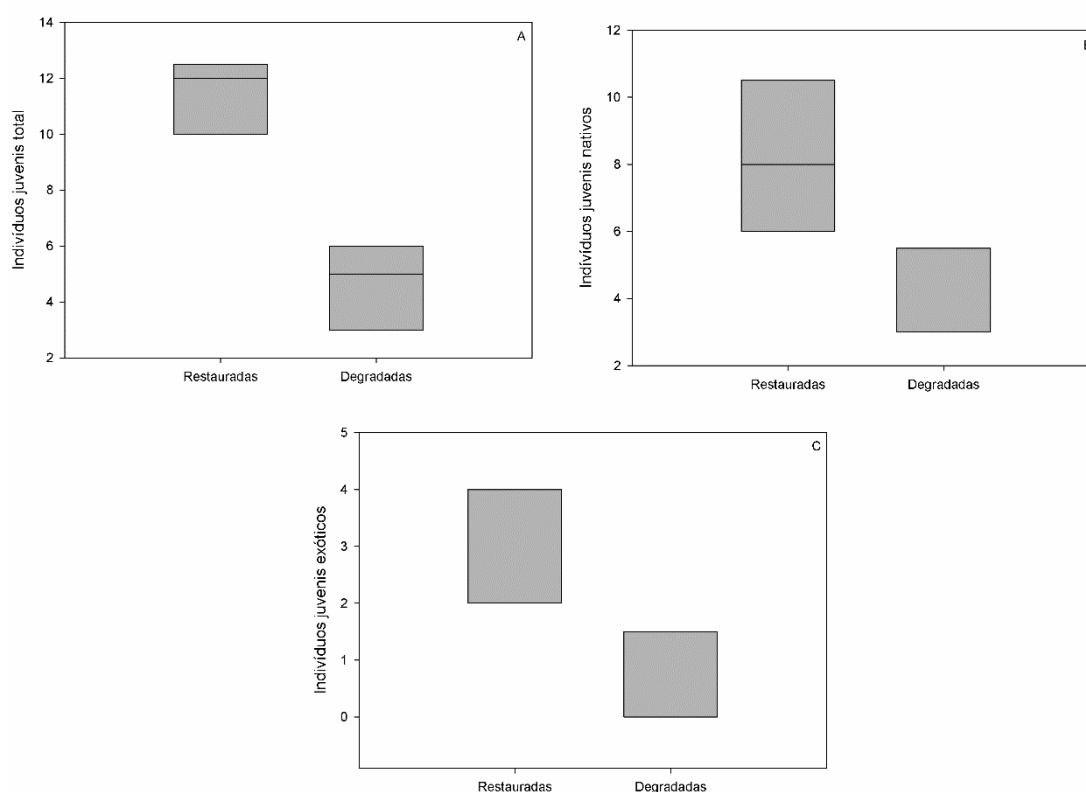


Figura 6. Comparação de riqueza de indivíduos juvenis total por área estudada (A); riqueza de indivíduos juvenis nativos por área estudada (B) e riqueza de indivíduos juvenis exóticos por área estudada (C).

As espécies nativas de indivíduos juvenis mais comuns nas áreas restauradas foram *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Fabaceae), *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez (Lauraceae) e *Eugenia* sp. (Myrtaceae), no entanto para as

espécies exóticas mais comuns foram *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae), *Triplaris americana* L. (Polygonaceae), *Castilla elastica* Cerv. (Moraceae) e *Pachira glabra* Pasq. (Malvaceae) (Tabela 4 – em anexo).

Nas áreas degradadas, os indivíduos juvenis nativos que mais apareceram foram *Croton floribundus* Spreng (Euphorbiaceae), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Fabaceae), *Eugenia* sp. (Myrtaceae) e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. (Fabaceae). Enquanto os exóticas foram *Tabebuia serratifolia* (Vahl) G.Nichols (Bignoniaceae), *Genipa americana* L. (Rubiaceae), *Bauhinia purpurea* L. (Fabaceae) e *Myrsine ferrugínea* (Ruiz & Pav.) Spreng (Primulaceae) (Tabela 4 – em anexo).

4.2.2 Diversidade Alfa para indivíduos juvenis

Encontramos diferença estatística para as áreas considerando o Índice de Shannon-Wiener ($t = 3,4420$; $p = 0,004$), contudo não encontramos diferença estatística analisando o Índice de Evenness ($t = -0,9792$; $p = 0,1781$) entre as áreas estudadas (Figura 7). As áreas restauradas apresentaram maior valor médio do índice de Shannon-Wiener ($H' = 2,01$) em relação às áreas degradadas ($H' = 1,19$), o que indica que a diversidade de indivíduos juvenis é maior nas áreas restauradas. Em relação ao Índice de Evenness, o valor médio para as áreas degradadas ($J = 0,76$) foi maior do que das restauradas ($J = 0,67$), indicando diferença entre as áreas, ou seja, nos fragmentos degradados as espécies possuem abundâncias similares, sem que uma predomine sobre as outras (Figura 7).

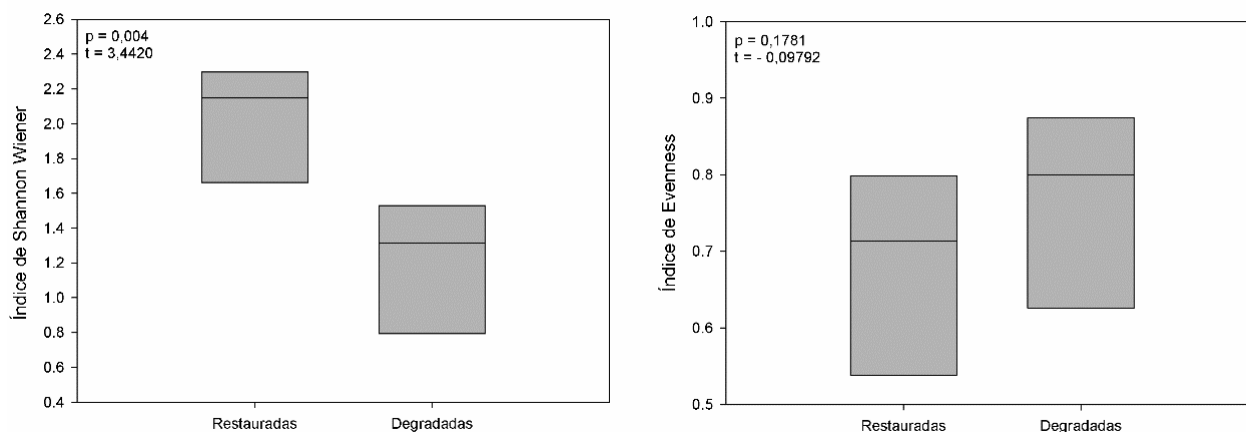


Figura 7. Comparação dos Índice de Shannon-Wiener e do Índice de Evenness entre as áreas restauradas e degradadas.

4.2.3 Diversidade Beta para indivíduos juvenis

Alta dissimilaridade na composição de espécies arbóreas entre os remanescentes, superior a 60% (Tabela 5). Na comparação entre os fragmentos, encontramos 14 áreas que são 100% desiguais, sugerindo que diferentes graus de distúrbios e as condições ambientais atuais estão influenciando o estabelecimento dos indivíduos juvenis (Tabela 5).

Tabela 5. Matriz de dissimilaridade por pares (Whittaker). R representa as áreas restauradas e D as áreas degradadas.

Área	R1	R2	R3	R4	R5	D1	D2	D3	D4	D5
R1	0	0,9	0,8	0,9	0,7	1	1	0,84	1	1
R2		0	0,83	0,76	0,83	0,86	0,86	0,76	0,88	0,88
R3			0	0,92	0,83	1	0,86	0,76	0,88	0,88
R4				0	0,92	0,87	1	0,88	1	0,89
R5					0	1	0,86	0,88	0,88	1
D1						0	1	1	1	1
D2							0	0,75	0,77	0,77
D3								0	0,63	0,81
D4									0	1
D5										0

4.2.4 Relação entre qualidade do fragmento e estrutura da comunidade de indivíduos juvenis

A qualidade do ambiente foi correlacionada positivamente com o Índice de Shannon-Wiener ($r^2 = 0,7650$), ou seja, os valores positivos do IQF das áreas restauradas estão relacionados com os maiores valores do índice. O IQF não está relacionado com o Índice de Evenness ($r^2 = 0,0756$), resultado que sugere que a abundância das espécies de indivíduos juvenis não está relacionada com as condições ambientais. A riqueza de indivíduos juvenis total se relaciona positivamente com o IQF ($r^2 = 0,929$). O maior valor da riqueza se relaciona com os maiores valores do IQF dos fragmentos restaurados. Da mesma maneira, o IQF está correlacionado positivamente ao estabelecimento das espécies de indivíduos juvenis nativos ($r^2 = 0,677$) e indivíduos juvenis exóticos ($r^2 = 0,644$), indicando que a maior riqueza de nativas e exóticas se relaciona com valores positivos do IQF das áreas restauradas (Figura 8).

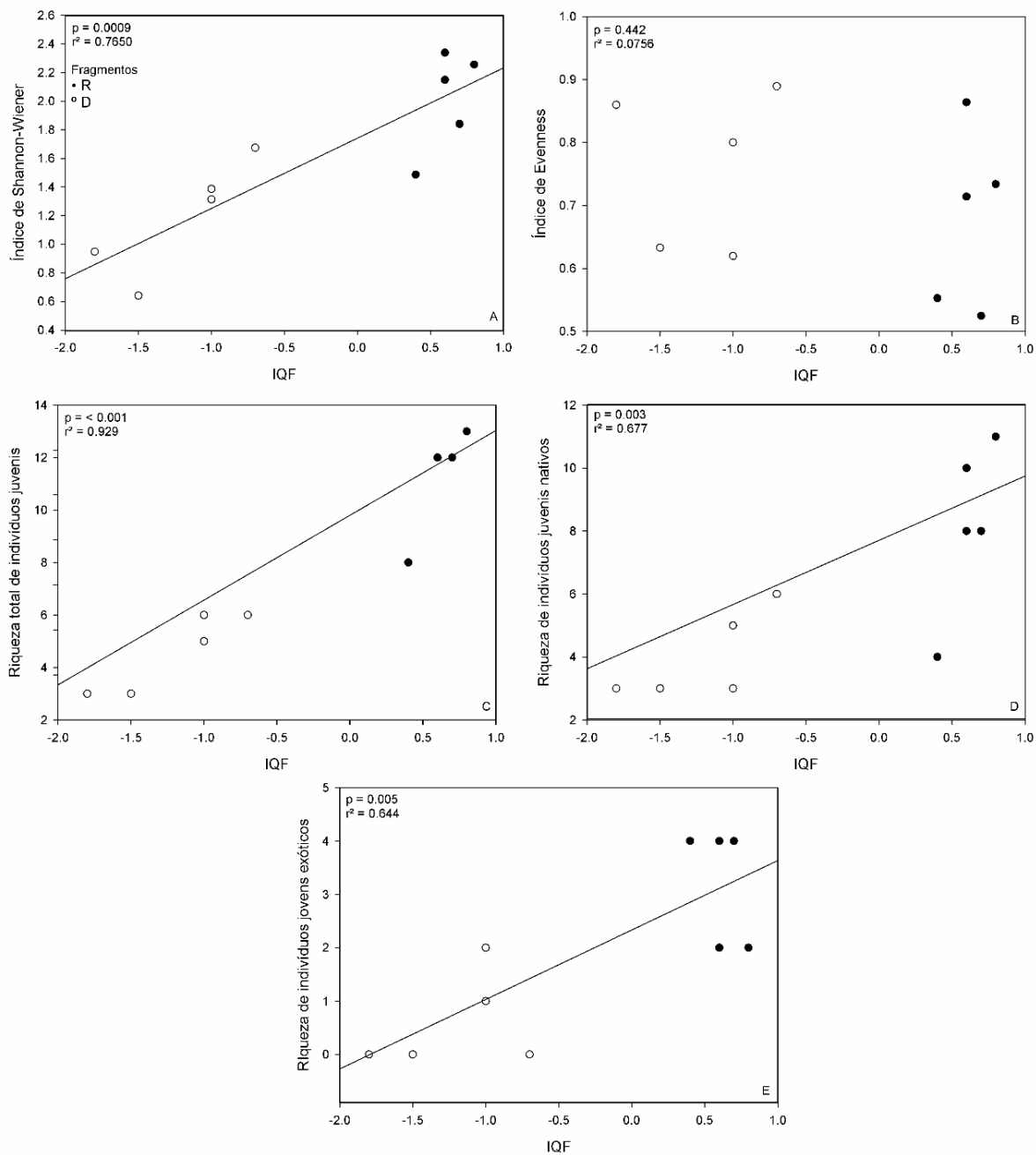


Figura 8. Relação entre o Índice de Qualidade do Fragmento (IQF) e as variáveis: A – Índice de Shannon-Wiener, B- Índice de Evenness, C- Riqueza de indivíduos juvenis total, D – Riqueza indivíduos juvenis nativos e E – Riqueza indivíduos juvenis exóticos. O símbolo • representa os fragmentos restaurados e o ° representa os degradados.

5. Discussão

5.1 Riqueza e frequência de espécies arbóreas e indivíduos juvenis

Nos fragmentos restaurados, observamos uma maior riqueza total de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis, tanto espécies nativas quanto exóticas. Por outro lado, os fragmentos degradados apresentaram apenas uma maior riqueza de espécies nativas. Esperávamos encontrar uma maior riqueza de espécies exóticas nos fragmentos restaurados, já que passaram por um projeto de restauração. Nas áreas degradadas, as espécies nativas restantes ainda resistem ao histórico de distúrbio e invasão de gramíneas e lianas e dessa maneira, podemos explicar a dissimilaridade de espécies entre os fragmentos estudados (Tabela 1 em anexo). Embora não tenhamos acesso detalhado a esse histórico, focos de incêndio e quedas de árvores são comuns em fragmentos pequenos (< 3 ha), como os estudados aqui (Haddad et al. 2015).

Em estudos publicados analisando diversidade em fragmentos de floresta estacional semidecidual, a riqueza de espécies varia entre 67 e 91 (Arruda & Daniel, 2007; Lisboa et al., 2019; Rocha et al. 2019), intervalo que inclui a riqueza total de espécies arbóreas em áreas restauradas, indicando que nossas áreas restauradas apresentam um número considerável de espécies. Para as áreas degradadas esse valor foi bem inferior, demonstrando os efeitos do distúrbio constante nessas áreas; os valores estão bem abaixo, variando entre 20 a 35 espécies de árvores.

Estudos realizados em fragmentos de floresta madura revelaram reduções na riqueza de plantas, artrópodes e aves variando de 20 a 75% após a fragmentação. Algumas dessas diminuições foram perceptíveis quase imediatamente, enquanto outras aumentaram em magnitude ao longo do tempo do experimento (Haddad et al., 2015). Além disso, as respostas de espécies individuais à fragmentação podem ser idiossincráticas e influenciadas por requisitos de habitat, história de vida ou ambos.

Assim, a estrutura emergente da comunidade biótica depende dos efeitos cumulativos da fragmentação nas espécies individuais, das interações entre espécies subsequentes, bem como dos efeitos interativos das condições locais (ou seja, qualidade do habitat) e da fragmentação (Valente et al. 2023). Tais fatores podem ser considerados na questão relativa a menor riqueza de espécies arbóreas e indivíduos juvenis em áreas degradadas estudadas neste trabalho.

Além disso, a diferença de riqueza de espécies se dá pelos projetos de reflorestamento das áreas restauradas, que levou em conta espécies nativas e exóticas. O plantio de árvores nativas em terras anteriormente cobertas por florestas apresenta vários benefícios como recaptura de carbono, como redução da erosão do solo, aumento da conectividade da paisagem e recuperação de habitat para a biodiversidade nativa (Bastin et al. 2019). A utilização de espécies exóticas, por sua vez, ocorre desde o início das atividades de restauração no Brasil, uma vez que não existia nenhuma restrição técnica ou jurídica quanto à origem das espécies a serem plantadas. Hoje, de acordo com o Código Florestal, é permitido o plantio intercalado de espécies exóticas e nativas nas áreas de preservação permanente (Brasil 2012). Essas espécies são reconhecidas como um grande problema ambiental, uma vez que podem competir fortemente, eliminando as espécies nativas. Alguns pontos devem ser considerados quando uma área necessita de restauração, como a presença de espécies invasoras nos locais pós distúrbio, pois são as únicas que se adaptam às novas condições ambientais. Mesmo que haja um manejo, pode haver banco de sementes enterrado e até mesmo projetos que usem essas espécies para recuperação de serviços ecossistêmicos de áreas em que as nativas não conseguiriam se estabelecer (D' Antonio & Meyerson 2002).

Para um bom plano de restauração precisa-se considerar o entorno da área, pois populações humanas podem estar instaladas na zona de tampão ou mesmo dentro do local,

o que pode contribuir para sementes ou propágulos de espécies exóticas cheguem na região. O reflorestamento está sujeito a restrições biofísicas, financeiras, de uso do solo e operacionais que são dependentes do contexto e requerem consideração cuidadosa. A capacidade dos sistemas restaurados de fornecer serviços ecossistêmicos depende da sua longevidade (Arcanjo et al. 2023).

Quanto aos indivíduos juvenis, alguns fatores afetam o estabelecimento, desenvolvimento e a sobrevivência dos mesmos. Dentre estes fatores estão a produção e dispersão de sementes, quebra da dormência, disponibilidade de água e luz e a temperatura, que varia entre comunidades de um mesmo ecossistema e entre ecossistemas distintos e presença de animais herbívoros que são capazes de controlar algumas populações de plantas, reduzindo suas taxas de crescimento e reprodução (Turchetto et al. 2015). Alguns estudos consideram a serapilheira como um fator importante, pois contém um banco de sementes de diferentes formas de vida e nutrientes e a decomposição da matéria orgânica é essencial para a recuperação da fertilidade e da atividade biológica de solos antropizados (Souza et al. 2006; Dias et al. 2010). Outro aspecto importante é que a fragmentação pode limitar o potencial dos frugívoros (aves e morcegos) para dispersão de sementes, que transitam por ambientes de florestas e áreas abertas, promovendo a deposição das sementes ao longo dos seus deslocamento processo conhecido como “chuva de sementes”, representando assim uma barreira para a regeneração natural e estabelecimento das indivíduos juvenis (Pizo 2004; Martins et al. 2009), além do tamanho do fragmento, que quanto menor, será menos atrativo para os dispersores (Rabello et al. 2010).

A maior riqueza de espécies de indivíduos juvenis encontra-se nas áreas restauradas (Figura 6), que é um indicativo que essas áreas, mesmo com espécies exóticas, estão produzindo, e principalmente, recebendo mais sementes, além de ofertarem

melhores condições ambientais para seu estabelecimento, como a quantidade de serapilheira, analisadas nessas mesmas áreas (capítulo 2). Em três áreas degradadas não encontramos nenhuma espécie de indivíduo juvenil exótica, indicando a princípio, que os agentes dispersores de sementes não visitam os diferentes remanescentes em questão, talvez pela distância ou pouca oferta de alimentos nestas áreas degradadas.

5.2 Diversidade Alfa

O Índice de Shannon-Wiener avalia a diversidade florística das áreas estudadas, levando em conta que o peso das espécies raras e abundantes é igual (Magurran, 1988). Estudos realizados em remanescente de floresta estacional semidecidual apresentaram valor do índice de Shannon maior que o do nosso estudo ($H' = 3,48$; 3,4 e 3,6) (Arruda & Daniel 2007; Lisboa et al. 2019; Rocha et al. 2019), porém as áreas restauradas ainda apresentaram alto valor do índice ($H = 3,05$) (Figura 3), indicando uma alta diversidade e uniformidade de espécies. O valor médio de do Índice de Shannon-Wiener para os fragmentos degradados ($H' = 1,943$) (Figura 7) está abaixo do encontrado na literatura e também dos fragmentos restaurados, indicando que a restauração, mesmo com espécies exóticas, aumenta a riqueza dos locais e melhora as condições ambientais para o estabelecimento das espécies.

Quanto ao Índice de Evenness, os valores encontrados na literatura também são mais elevados ($J = 0,80$; 0,82 e 0,84) (Arruda & Daniel 2007; Lisboa et al. 2019; Rocha et al. 2019) do que os que encontramos, no entanto, nossos valores sugerem um alto padrão de dispersão de espécies nas áreas. Na, contamos alta riqueza de espécies e equidade entre as espécies, sendo que algumas dominam e outras são raras. Essas espécies raras são mais vulneráveis à extinção local, o que destaca a necessidade de compreender a ecologia desse grupo para apoiar estratégias de conservação, especialmente em

paisagens fragmentadas. Portanto, para entender a organização dessas espécies em fragmentos florestais em escala regional, é fundamental reconhecer quais fatores ambientais influenciam a distribuição das mesmas (Ferreira et al. 2015).

5.3 Diversidade Beta

A beta diversidade e a escala espacial, em geral, desempenham um papel crucial na mediação das consequências funcionais da mudança da biodiversidade, estando intrinsecamente ligadas às variações na diversidade em nível local. Essas alterações estão associadas a ambientes degradados, exacerbados por distúrbios antropogênicos, como efeitos de borda e competição com espécies nativas abundantes, principalmente trepadeiras, no nosso caso (Mangueira et al. 2021). Portanto, é essencial considerar os mecanismos que impulsionam a variação espacial na diversidade local para entender as relações entre diversidade e funcionamento dos ecossistemas (Mori et al. 2018).

A beta diversidade é gerada pela substituição espacial de espécies, criando um padrão em que a maioria das espécies é restrita a uma única localidade, enquanto poucas são amplamente distribuídas, com cada fragmento abrigando um conjunto exclusivo de espécies (Soares et al. 2020). Quando a paisagem é composta por vários fragmentos florestais, esses fragmentos tendem a estar distantes uns dos outros, experimentando assim condições ambientais divergentes, o que naturalmente aumenta a beta diversidade (Dambros et al. 2024).

A matriz frequentemente atua como um filtro seletivo para o movimento das espécies através da paisagem. As matrizes de pastagem parecem oferecer melhores condições para a regeneração de plantas nas bordas florestais, em comparação com as matrizes de cana-de-açúcar, que são ainda mais prejudiciais devido ao alto nível de degradação causado por práticas de manejo, como a queima de florestas adjacentes, já

que a biomassa de folhas de cana-de-açúcar costumava ser queimada antes da colheita na estação seca até recentemente (Mangueira et al. 2021).

Dessa forma, essa forte dissimilaridade encontrada nesse estudo (Tabelas 3 e 5), sugere que cada fragmento é único em termos de riqueza de espécies, e a conservação de cada um é fundamental para a manutenção da biodiversidade local em escala de paisagem. Podemos hipotetizar que a restauração dos fragmentos não considerou adequadamente as espécies dos arredores, o que pode ter acentuado essa diferença na diversidade regional no nível dos fragmentos restaurados. A distribuição dos indivíduos por espécie foi desigual entre as áreas, e, mesmo com esse cenário heterogêneo, com diferentes manejos e uso de espécies exóticas, a conservação desses fragmentos, tanto restaurados quanto degradados, é necessária para garantir a provisão de serviços ecossistêmicos (Rother et al. 2019). A composição de espécies deve ser cuidadosamente avaliada antes de qualquer intervenção de manejo na paisagem, devido ao alto risco de extinção local de espécies se a vegetação for convertida para sistemas produtivos (Soares et al. 2020).

5.4 Índice de Qualidade do Fragmento

A qualidade do habitat refere-se ao potencial de um habitat para sustentar indivíduos e suas populações (Chen et al. 2023; Zheng et al. 2022; Broquet et al. 2024). Umidade, fertilidade do solo e pH estão entre os fatores mais importantes para a composição das comunidades vegetais (Broquet et al. 2024). A disfunção do ecossistema se manifesta com alterações nas condições bióticas e abióticas, como mudanças no ciclo de nutrientes, na biomassa de plantas e consumidores (diminuição de copa, por exemplo), redução da decomposição (devido invasão de espécies exóticas), que ocorrem devido à simplificação das teias alimentares e regime de luz e umidade (Haddad et al. 2015). Tais fatores podem ser entendidos indiretamente através de índices de qualidade de hábitat,

que leva em conta por exemplo, grande quantidade de espécies invasoras e cobertura de copa (Felfili et al. 2015).

A perda da qualidade do habitat é atribuída à diminuição da troca de materiais e energia entre os ambientes, pela diminuição da cobertura de copa e riqueza de espécies, além da exploração excessiva dos recursos naturais (Li et al. 2024). Isso é evidente em áreas degradadas, onde o valor do índice reflete não apenas os fatores abióticos mencionados, mas também a intensa invasão de trepadeiras, que competem com as árvores, prejudicando seu crescimento, reprodução, taxa de sobrevivência e biomassa (Estrada-Villegas & Schnitzer, 2018), o que se comprova pela redução da riqueza de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis.

A restauração da riqueza de espécies, e especialmente da cobertura de copa da comunidade ao longo do tempo implica em um aumento na complexidade e funcionalidade do ecossistema. Essa abordagem visa restaurar condições abióticas adequadas que permitam a recolonização passiva das espécies (Aerts & Honnay 2011). A restauração está sendo cada vez mais utilizada para conter a invasão de espécies, sendo que a principal decisão consiste em escolher espécies nativas filogeneticamente próximas das espécies invasoras, que ocupem nichos ecológicos semelhantes e que sejam mais eficazes em prevenir ou resistir à invasão exótica (Guo et al. 2018). Assim, a restauração ecológica de agro ecossistemas é positivamente relacionada com a biodiversidade, aumentada entre 15 e 83%, e os níveis de serviços ecossistêmicos de suporte e regulação, que também aumentam em média de 73% (Barral et al. 2015; Ren et al. 2017). O reflorestamento de áreas degradadas com árvores que aumentem a cobertura de dossel, que alterem as características físicas e químicas do solo e dos ciclos bioquímicos é um exemplo típico da abordagem ecossistêmica para a restauração florestal. Assim,

conseguimos entender e justificar os resultados encontrados, cujos valores do índice são maiores para as áreas restauradas (Figura 7).

6. Conclusão

Apresentamos evidências de que cada fragmento é único em termos de composição e riqueza de árvores e indivíduos juvenis e qualidade de habitat, devido a diferentes históricos. Este fato aponta para que em regiões de matriz agropecuária cada fragmento importa e deve ser preservado. As variáveis estudadas nos mostram uma heterogeneidade ambiental, devidamente evidenciada pelas condições históricas de restauração e distúrbio. A maior riqueza de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis se relaciona com os fragmentos restaurados, pois oferecem condições ambientais melhores para a germinação de sementes e estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas.

7. Agradecimentos

Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) - Código Financeiro e também pelo “Centro de Pesquisa em Engenharia - fitossanidade em cana-de-açúcar” financiado pela FAPESP (17/25258-1).

8. Referências

Aerts R & Honnay O (2011) Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. BMC Ecology 11(29). DOI: 10.1186/1472-6785-11-29

Arcanjo F, Lemos G, Tartari L, Torezan JM (2023) Low predictability in aboveground biomass accumulation in Brazilian semi-deciduous seasonal Atlantic Forest restoration sites. Restoration Ecology 32. DOI: 1-6. 10.1111/rec.14005.

Arruda L & Daniel O (2007) Florística e Diversidade em um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial em Dourados, MS. *Floresta* 37(2). DOI: 10.5380/rf.v37i2.8649.

Bastin JF, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Zohner C & Crowther T (2019) The global tree restoration potential. *Science*. 365. 76-79. DOI: 10.1126/science.aax0848.

Barral M, Benayas J, Meli P, Maceira N (2015) Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*. DOI: 10.1016/j.agee.2015.01.009.

Barbosa LM (2017) Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo.

BRASIL. Código Florestal. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Acesso em 24/08/2023.

Broquet M, Campos FS, Cabral P & David J (2024) Habitat quality on the edge of anthropogenic pressures: Predicting the impact of land use changes in the Brazilian Upper Paraguay River Basin. *Journal of Cleaner Production* 459: 1-15. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.142546.

Chalermisri A, Ampornpan L-a, Purahong W (2020) Seed Rain, Soil Seed Bank, and Seedling Emergence Indicate Limited Potential for Self-Recovery in a Highly Disturbed, Tropical, Mixed Deciduous Forest. *Plants* 9(10):1391. DOI: 10.3390/plants9101391.

Chen JT, Wang MQ, Li Y, Chesters D, Luo A & Zhang W, Guo PF, Guo SK, Zhou Q, Ma K, Oheimb G, Kunz M, Zhang NL, Liu XJ, Bruelheide H, Schuldt A & Zhu CD (2023) Functional and phylogenetic relationships link predators to plant diversity via

trophic and non-trophic pathways. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 290. DOI: 10.1098/rspb.2022.1658.

D' Antonio C, Meyerson L (2002). Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. *Restoration Ecology* 10: 703-713. DOI: 10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x.

Dambros C, Izzo T, Oliveira L, Vicente R & Peres C (2024) Beta-diversity buffers fragmented landscapes against local species losses. *Oikos* 2024: e10401 DOI: 10.1111/oik.10401.

Dias RB, Martins SV, Garcia LH (2010) Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. *Revista Árvore* 34(1): 65-73.

Dos Santos K, Kinoshita LS & Santos FAM (2007) Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 135(2): 268–277. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.10.027.

Estrada-Villegas S & Schnitzer SA (2018) A comprehensive synthesis of liana removal experiments in tropical forests. *Biotropica* 50(5): 729-739.

Felfili JM, Eisenlohr PV & Melo MF (2011) *Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos*. Volume I. Viçosa: UFV, 558 p.

Ferreira TS, Higuchi P, Silva AC, Mantovani A, Marcon AK, Salami B, Buzzi Junior F, Ansolin RD, Bento MA & Rosa AD (2015) Distribuição e riqueza de espécies arbóreas raras em fragmentos de floresta ombrófila mista ao longo de um gradiente altitudinal, em santa catarina. *Revista Árvore* 39(3): 447–455. DOI: 10.1590/0100-67622015000300005.

Froufe LCM, Schwiderke DK, Castilhano AC, Cezar RM, Steenbock W, Seoane CES, Bognola IA, Vezzani FM (2020) Nutrient cycling from leaf litter in multistrata

successional agroforestry systems and natural regeneration at Brazilian Atlantic rainforest biome. *Agrofor Syst* 94: 159–171. DOI: 10.1007/s10457-019-00377-5.

Guo Q, Brockway DG, Larson DL, Wang D & Ren H (2018) Improving ecological restoration to curb biotic invasion—a practical guide. *Invasive Plant Sci Manag* 11:163–174. DOI: 10.1017/inp.2018.29.

Greggio TC, Pissarra TCT & Rodrigues FM (2009) Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP. *Revista Árvore* 33(1): 117-124. DOI: 10.1590/S0100-67622009000100012.

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song DX, Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci Adv.* 20:1(2). DOI: 10.1126/sciadv.1500052. PMID: 26601154; PMCID: PMC4643828.

He J, Li W, Zhao Z, Zhu L, Du X, Xu Y, Sun M, Zhou J, Ciais P, Wigneron J-P, Liu R, Lin G & Fan L (2024) Recent advances and challenges in monitoring and modeling of disturbances in tropical moist forests. *Front. Remote Sens.* 5:1332728. doi: 10.3389/frsen.2024.1332728.

Hill JL & Curran PJ (2003) Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.

Joly CA, Assis MA, Bernacci LC, Tamashiro JY, Campos MCRD, Gomes JAMA, ... & Belinello R (2012) Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da 665 Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica* 12: 125-145. DOI: 1590/S1676-06032012000100012.

Kim Y, Knox RG, Longo M, Medvigy D, Hutyra LR, Pyle EH, Wofsy SC, Bras RL & Moorcroft PR (2012) Seasonal carbon dynamics and water fluxes in an Amazon rainforest. *Glob Change Biol* 18: 1322-1334. DOI:10.1111/j.13652486.2011.02629.x

Leitner W & Turner WR (2001) Measurement and Analysis of Biodiversity. In: Levin, S. A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, Princeton, pp. 123–144. DOI: 10.1016/B978-0-12-384719-5.00093-9.

Lisboa GS, Veres QJI, Watzlawick LF, França LCJ, Cerqueira CL, Miranda DLC, Stepka TF & Longhi RV (2019) Fitossociologia e dinâmica de crescimento em um fragmento de floresta estacional semidecidual. *Nativa* 7(4): 452–459. DOI: 10.31413/nativa.v7i4.6803.

Mace GM, Norris K & Fitter AH (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* 27(1):19-26. DOI: 10.1016/j.tree.2011.08.006

Magurran EA (1988) *Ecological diversity and its measurement*, 2^a ed. Princeton: Princeton University Press, 256p.

Mangueira JRSA, Vieira LTA, Azevedo TN, Sabino APS, Ferraz KMPMB, Ferraz SFB, Rother DC & Rodrigues RR (2021) Plant diversity conservation in highly deforested landscapes of the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(1): 69-80. DOI: 10.1016/j.pecon.2020.12.003.

Martins CR, Hay JDV & Carmona R (2009) Potencial invasor de duas cultivares de *Melinis minutiflora* no cerrado brasileiro - características de sementes e estabelecimento de indivíduos juvenis. *Revista Árvore* 33(4): 713–722. DOI: 10.1590/S0100-67622009000400014.

Melo AS (2008) O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8(3): 21–27. DOI:10.1590/s1676-06032008000300001.

Mori AS, Isbell F & Seidl R (2018) β -Diversity, Community Assembly, and Ecosystem Functioning. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(7): 549–564. DOI:10.1016/j.tree.2018.04.012.

Niemeyer CJ, Barros F, Silva D, Crouzeilles R & Vale M (2019) Planning forest restoration within private land holdings with conservation co-benefits at the landscape scale. *Science of The Total Environment* 717. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135262

Pizo AM (2004) Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape on southeast Brazil. *Ornitologia Neotropical* 15(1): 117-126.

Power A.G (2010) Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365(1554). DOI: 10.1098/rstb.2010.0143

Rabello A, Nunes Ramos F & Hasui É (2010) Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). *Biota Neotropica* 10(1): 47-54. DOI: 10.1590/S1676-06032010000100004

Ramos VS, Durigan G, Franco GADC, Siqueira MD & Rodrigues RR (2007) *Árvores da Floresta Estacional Semidecidual: guia de identificação*. São Paulo, EDUSP

Ren Y, Lü Y, Fu B & Zhang, K (2017) Biodiversity and Ecosystem Functional Enhancement by Forest Restoration: A Meta-analysis in China. *Land Degrad. Develop.* 28: 2062–2073. DOI: 10.1002/ldr.2728.

Rocha S, Torres C, Jacovine G, Schettini B, Villanova PH; Miranda XRM & Viana Á (2019) Efeito da borda na estrutura e estoque de carbono de uma Floresta

Estacional Semidecidual. *Advances in Forestry Science* 6(2). DOI: 6.10.34062/afs.v6i2.7635.

Rother DC, Liboni AP, Magnago LFS, Chao A, Chazdon RL, & Rodrigues RR. (2019) Ecological restoration increases conservation of taxonomic and functional beta diversity of woody plants in a tropical fragmented landscape. *Forest Ecology and Management* 451: 1-11. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117538.

Santos LAO, Bischoff A & Fernandes AO (2018) The effect of forest fragments on abundance, diversity and species composition of predatory ants in sugarcane fields. *Basic and Applied Ecology* 33: 58-62. DOI: 10.1016/j.baae.2018.08.009.

Scoti MSV, Araujo MM, Wendler CF & Longhi SJ (2011) Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. *Ciência Florestal* 21(3): 459–472. DOI:10.5902/198050983803.

Shimamoto CY, Padial AA, da Rosa CM, Marques MCM (2018) Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLoS ONE* 13(12): e0208523. DOI: 10.1371/journal.pone.0208523.

Silva WC, Marangon LC, Ferreira RLC, Feliciano ALP & Costa Junior RF. 2007. Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta ombrófila densa, mata das galinhas, no município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco. *Ciência Florestal* 17(4): 321–331.

Soares CJRS, Sampaio MB, Santos-Filho FS, Martins FR & Santos FAM (2020) Patterns of species diversity in different spatial scales and spatial heterogeneity on beta diversity. *Acta Botanica Brasilica* 34(1): 9–16. DOI: 10.1590/0102-33062019abb0054.

Soares-Filho B, Rajao R, Macedo M, Carneiro A, Costa W, Coe M, Rodrigues H., & Alencar A (2014) Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344(6182): 363-364. DOI: 10.1126/science.1246663

Souza P, Nelson V, Martins S & Griffith J (2006) Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. *Cerne* 12: 56-67. redalyc.org/articulo.oa?id=74412107

Souza VC, Toledo CP, Sampaio D, Bigio NC, Colleta GD, Ivanauskas NM & Flores TB (2019) Guia das plantas da mata atlântica: floresta estacional. Piracicaba, 757 Liana.

Thukral A (2017) A review on measurement of Alpha diversity in biology. *Agricultural Research Journal* 54(10). DOI: 10.5958/2395-146X.2017.00001.1.

Toniato MTZ & de Oliveira-Filho AT (2004) Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecology and Management* 198(1-3): 319–339. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.05.029.

Turchetto F, Tabaldi L, Rorato D & Rodrigues Gomes D (2015) Aspectos eco-fisiológicos limitantes da regeneração natural. *Ecologia e nutrição florestal* 3(1): 18. DOI: 10.5902/2316980X17129.

Turner IM, Chua KS, Ong JSY, Soong BC & Tan HTW (1996) A Century of Plant Species Loss from an Isolated Fragment of Lowland Tropical Rain Forest. *Conservation Biology* 10: 1229-1244. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041229.x>

Tylianakis JM, Didham RK, Bascompte J, Wardle DA (2008) Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11, 1351–1363.

Valente J, Gannon D, Hightower J, Kim H, Leimberger K, Macedo R, Rousseau J, Weldy M, Zitomer R, Fahrig L, Fletcher R, Wu J & Betts M (2023) Toward conciliation in the habitat fragmentation and biodiversity debate. *Landscape Ecology* 38. DOI: 10.1007/s10980-023-01708-9.

Wade T, Riitters K, Wickham J & Jones K (2003) Distribution and Causes of Global Forest Fragmentation. *Conservation Ecology* 7(2): 7. <http://www.jstor.org/stable/26271943>.

Whittaker RJ, Willis KJ & Field R (2001) Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470. DOI: 10.1046/j.1365-2699.2001.00563.x

Zheng W, Rao C, Wu Q, Wang E, Jiang X, Xu Y, Hu L, Chen Y, Liang X & Yan W (2022) Changes in the Soil Labile Organic Carbon Fractions following Bedrock Exposure Rate in a Karst Context. *Forests* 13(8): 1173. DOI: 10.3390/f13081173.

Apêndices

Tabela 1. Histórico e localização dos fragmentos. R representam os restaurados e D os degradados. Dados retirados de observações utilizando o Google Earth®.

Fragmento	Histórico	Coordenadas
R1	2007 – área sem vegetação 2007 a 2013 – restauração nas bordas 2010 a 2024 – mata com pouca alteração - borda com copas maiores	21°11'8.41"S 48°14'10.61"O
R2	2007 – mata pouco conservada 2007 a 2013 – restauração (mais na borda) 2013 a 2024 – aumento da copa	21°12'39.76"S 48°16'45.34"O
R3	2007 a 2016 – grande restauração 2013 a 2024 – permanece restaurada	21°10'5.83"S 48°17'43.82"O
R4	2007 – mata bem destruída 2010 a 2016 – restauração 2017 a 2024 – mata com pouca alteração	21°10'45.66"S 48°17'43.24"O
R5	2007 – mata destruída 2008 – restauração da borda 2013 – 2019 – sem alterações 2019 -2024 – restauração no interior	21°18'8.12"S 48°21'18.04"O
D1	2013 a 2019 – mata com pouca alteração	21°18'46.67"S 48°21'35.45"O
D2	2010 – queimada 2013 – aumento da cobertura vegetal 2016 – perda de borda 2016 a 2018 – mata com pouca alteração 2018 a 2020 – desmatamento no interior 2022 a 2024 - perda de borda	21°10'36.22"S 48°14'23.88"O
D3	2007 a 2024 – mata com pouca alteração	21° 9'28.91"S 48°16'59.76"O
D4	2007 a 2010 – perda de mata no interior 2016 a 2019 – aumento da cobertura vegetal 2020 – alteração pequena no interior da mata 2022 a 2024 - sem alterações	21°10'30.87"S 48°15'59.82"O
D5	2007 a 2019 – mata com pouca alteração 2020 a 2024 - perda de borda	21° 6'20.62"S 48°16'39.59"O

Tabela 2. Composição de espécies arbóreas nas áreas estudadas. R se refere às áreas restauradas e D às áreas degradadas. N refere-se à nativa e E à exótica.

Família	Espécie	N/E	Área
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	N	D/R
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	N	D/R
	<i>Mangifera indica</i> L.	E	R
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	E	R
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	N	D/R
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	E	D
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	N	R
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham) Frodin & Fiaschi	N	R
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	N	D
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Mull.Arg.	N	R
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. Ex DC.) Mattos	N	R
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	N	R
Boraginaceae	<i>Cordia africana</i> Lam.	E	D/R
Cannabaceae	<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	N	D/R
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	N	R
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliensis</i> Cambess.	E	D
Celastraceae	<i>Maytenus pittieriana</i> Steyer.	N	D
Chrysobalanaceae	<i>Licania humilis</i> Cham. & Schtdl.	E	R
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	N	R
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	N	R
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	N	D/R
	<i>Maprunea guianensis</i> Aubl.	N	D/R
Fabaceae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	N	D/R
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkat	N	R
	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	N	R
	<i>Bauhinia variegata</i> L.	E	R
	<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	E	R

	<i>Caesalpinia ferrea</i> C.Mart.	N	R
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	N	R
	<i>Dimorphandra</i> sp.	N	R
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	N	R
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N	R
	<i>Inga marginata</i> Willd.	N	D/R
	<i>Leucena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	E	R
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C.Lima	N	R
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	N	D/R
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	N	R
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	E	D/R
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	N	D/R
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr	N	D/R
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	N	D/R
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	N	D/R
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	E	D/R
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	N	D
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B. D. Jacks.	N	D
	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	N	D/R
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. Ex Walp.	E	R
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	N	R
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	N	D/R
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	N	D/R
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	N	D/R
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St-Hill	N	R
	<i>Metrodora nigra</i> A.St.-Hil.	N	D/R
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	N	R
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	N	R
	<i>Luehea candicans</i> Mart.	N	R
	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	E	R
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	E	R
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	N	D/R
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	N	D/R
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	N	D
	<i>Castilla elastica</i> Sessé	E	R
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i> L.	E	R

Myrtaceae	<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	N	D
	<i>Eugenia</i> sp.	N	R
	<i>Psidium guajava</i> L.	E	R
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	E	D/R
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	N	R
Piperaceae	<i>Piper aduncun</i> L.	N	R
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	N	R
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	E	R
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	N	R
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	N	R
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	N	D
	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	N	D
Salicaceae	<i>Casearia sykvestris</i> Sw.	N	D/R
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	N	R
	<i>Alectryon tomentosum</i> Radlk.	N	R
	<i>Koelreuteria bipinata</i> Franch.	E	R
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	N	R
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	E	D

Tabela 4. Composição de espécies de indivíduos juvenis nas áreas estudadas. R se refere às áreas restauradas e D às áreas degradadas. N refere-se à nativa e E à exótica.

Família	Espécie	N/E	Área
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	N	D
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	E	D
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	N	R
	<i>Mangifera indica</i> L.	E	R
Bignoniaceae	<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) G.Nichols	E	D
Cannabaceae	<i>Trema micranta</i> (L.) Blume	N	R
Celastraceae	<i>Maytenus floribunda</i> (Reissek) Biral	N	R
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	N	D
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng	N	D/R
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	N	R
Fabaceae	<i>Acacia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	N	D/R
	<i>Bauhinia purpurea</i> L.	E	R
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	N	D/R
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N	D
	<i>Inga marginata</i> Willd.	N	R
	<i>Inga striata</i> Benth.	N	D
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	E	R
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	N	R
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	E	D
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	N	D
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	N	D
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	N	R
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	N	R
Lauraceae	Indeterminada	N	D
	<i>Nectandra megapota</i> (Spreng.) Mez	N	R
Lecythidaceae	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	E	R
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	N	R
	<i>Christiana macrodon</i> Toledo	N	D/R

	<i>Luehea candicans</i> Mart.	N	R
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	E	R
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	N	R
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	N	R
	<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	N	R
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	N	R
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	N	R
	<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	N	R
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	N	R
Moraceae	<i>Castilla elastica</i> Cerv.	E	R
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	N	R
	<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	N	R
	<i>Eugenia florida</i> DC.	N	R
	<i>Eugenia</i> sp.	N	D/R
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	N	D/R
	<i>Psidium guajava</i> L.	E	R
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	N	R
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	N	R
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	N	R
Primulaceae	<i>Myrsine ferrugínea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng	N	D/R
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	N	R
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	N	D
	<i>Genipa americana</i> L.	E	D
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	N	D/R
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	N	R

Estoque, produção e deposição de serapilheira e N e P em áreas restauradas e degradadas de Floresta Estacional Semidecidual

Artigo a ser submetido a revista Plant Ecology

Natália Abe ^{1*} & Davi Rodrigo Rossatto ^{2**}

¹ Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biodiversidade. Instituto de Biociências – Campus Rio Claro. Avenida 24 A, 1515 – Bela Vista – Rio Claro/SP – 13506-900

Laboratório de Ecologia Vegetal – Departamento de Biologia Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Campus Jaboticabal. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n – Jaboticabal/SP – 14884-900

*Endereço eletrônico: nataliaabe2@gmail.com

*ORCID: 0000-0003-3005-5822

**ORCID: 0000-0001-9510-8345

Resumo

Fragmentos florestais de floresta estacional semidecidual, uma vegetação típica associada a Mata Atlântica, estão localizados em áreas de plantio de cana-de-açúcar, podendo apresentar fragmentos degradados e restaurados. Estas características podem fazer com que serviços ecossistêmicos, como deposição de serapilheira e estoques de nutrientes sejam alterados de acordo com o fato de o fragmento ser degradado ou restaurado. O presente estudo teve como objetivos quantificar e comparar o estoque de serapilheira, sua produção e seu conteúdo de nitrogênio e fósforo, em parcelas permanentes instaladas em áreas degradadas e restauradas de floresta. Coletamos mensalmente serapilheira e analisamos o conteúdo de N em P em épocas de estação seca e estação chuvosa. Encontramos uma produção sazonal e maior biomassa total de serapilheira depositada para áreas restauradas em comparação às áreas degradadas. A deposição de nitrogênio foi igual para as áreas, tanto na estação chuvosa como seca. Para o fósforo, a deposição se diferencia para todos os meses analisados. Conclui-se que a restauração permite maiores estoques de serapilheira e nutrientes, auxiliando assim ao funcionamento e provisionamento de serviços ecossistêmicos ligados a nutrientes.

Palavras-chave: Mata Atlântica, fragmentos florestais, serapilheira, produção sazonal, nitrogênio, fósforo.

Abstract

Forest fragments from semideciduous seasonal forest, a typical vegetation related to the Atlantic Forest, are located in areas of sugarcane plantation, being able to present degraded and restored fragments. These characteristics can make the ecosystem services, such as litterfall deposition and storages of nutrients be changed according to the fact of the fragment be degraded or restored. The aim of this study is to quantify and compare the litterfall storage, its production and its nitrogen (N) and phosphorus (P) content in permanent portions located in degraded and restored forest areas. Litterfall was collected monthly, its N and P content was also analyzed during dry and rainy season. It was found a seasonal production and higher total biomass of litterfall deposited at restored areas. The nitrogen deposition was similar for the areas in both seasons, dry and rainy. The phosphorus deposition differs in all analyzed months. It is concluded that restoring allows higher litterfall and nutrient storage, thus contributing to the functioning and provisioning of ecosystem services tied to the nutrients.

Keywords: Atlantic Forest, forest fragments, litterfall, seasonal production, nitrogen, phosphorus.

1. Introdução

Nos ecossistemas florestais, a serapilheira é um dos componentes principais da dos estoques de carbono e no do ciclo de nutrientes; regulando a acumulação de matéria orgânica do solo, a entrada e saída de nutrientes; na reposição de nutrientes frente aos solos pobres que, em geral, as florestas estão submetidos; germinação de sementes e recrutamento de indivíduos juvenis (Giweta 2020; Marler et al. 2022). A serapilheira é formada através de ciclo fenológicos vegetativos e reprodutivos, nos quais a períodos de queda de folhas, galhos, flores e outros órgãos da planta (Souza et al. 2019; Giweta 2020; Marler et al. 2022). Quantificar a produção de serapilheira é, portanto, um passo essencial na avaliação dos estoques de carbono e na análise da fenologia, ciclos biogeoquímicos e na capacidade das florestas de se recuperar frente a distúrbios naturais e antropogênicos (Morffi-Mestre et al 2020).

A dinâmica temporal da serapilheira em florestas é sazonal, determinada normalmente por fatores climáticos que afetam a fenologia vegetativa, especialmente disponibilidade de água (precipitação e umidade do ar), fator que leva a abscisão foliar (Souza et al. 2019). A ocorrência de eventos estocásticos, como vendavais, por exemplo, podem também, causar queda de árvores (galhos grossos e finos) e abertura de copa, aumentando a deposição de serapilheira, além de fatores como senescência (flores), estresse ou morte e degradação da planta inteira que ocorre por um determinado período de tempo (Krishna e Mohan, 2017; Souza et al. 2019; Marod et al. 2023). Em geral, nas florestas estacionais, o pico de produção da serapilheira acontece na estação seca, com a menor deposição ocorrendo durante a estação chuvosa, onde as espécies arbóreas começam a produzir novas folhas (Seta et al. 2018).

A deposição e acúmulo de serapilheira é um fato importante para ciclagem biogeoquímica de macro elementos como nitrogênio (N) e fósforo (P) em áreas florestais

(Godinho et al. 2013) e para a permanência das espécies, já que a serapilheira é composta por folhas, galhos, cascas, troncos de árvores, flores e frutos que contêm nutrientes que podem ser reutilizados pelas plantas logo após a ocorrência da decomposição por microrganismos (Cianciaruso et al. 2006; Viera et al. 2016). A ciclagem de nutrientes através da serapilheira determina a quantidade de nutrientes depositados pela vegetação, enquanto sua decomposição caracteriza o retorno efetivo desses nutrientes ao solo (Vitousek 1984; Montagnini & Jordan 2005). Estes processos são considerados chaves nas interações planta-solo, pois aceleram o retorno de nitrogênio e fósforo para o solo e esses nutrientes ficam disponíveis para o crescimento vegetal (Froufe et al. 2020; Giweta 2020). Esses dois nutrientes minerais são considerados de maior essencialidade para as plantas, pois estas precisam de quantidades específicas para realizarem a fotossíntese, crescerem e se reproduzirem (Güsewell 2004; Treseder & Vitousek 2001). O nitrogênio é componente essencial de nucleotídeos, ácidos nucléicos, aminoácidos, proteínas (incluindo proteínas estruturais e enzimas fotossintetizantes, como a rubisco) e clorofilas, enquanto o fósforo também faz parte da estrutura essencial de ácidos nucléicos, proteínas, ATP, e NADP⁺ e é crítico para a transferência e armazenamento de energia (Kull & Jarvis 1995). Vale ressaltar que em etapas iniciais da sucessão secundária em florestas tropicais o N é o nutriente mais limitante, e que, em etapas mais finais da sucessão secundária, o P é o nutriente mais limitante (Davidson et al. 2007).

A Floresta Estacional Semidecidual (FES) é considerada um dos ecossistemas mais ameaçados e fragmentados do planeta, devido à exploração descontrolada dos recursos naturais e à ocupação desordenada do território para fins agropecuários (Santos et al. 2009; Ribeiro et al. 2009). O impacto da degradação florestal na decomposição da serapilheira e na dinâmica dos nutrientes requer uma investigação mais detalhada para entendermos a dinâmica de produção e deposição de N e P (Leal et al. 2023). Ao longo

da paisagem fragmentada de ocorrência das FES, dois tipos de fragmentos podem aparecer: os degradados e restaurados. Os degradados, que são compostos por FES secundária que tiveram sua composição alterada por uma série de fatores, especialmente exploração madeireira, queimadas e invasão de espécies exóticas (Haddad et al. 2015, Carvalho et al. 2006), sendo, portanto, caracterizados por um alto grau de degradação, onde cobertura de copa é baixa, de lianas é alta (Estrada-Villegas et al. 2020) e a invasão de gramíneas exóticas em seu sub-bosque é frequente (Mantoani et al. 2012). Tais ações tem uma alta capacidade de selecionar espécies com tolerância para persistir em ambientes naturais modificados, onde as condições e recursos são completamente diferentes de áreas consideradas conservadas (Smart et al. 2006). Nessas áreas degradadas, as espécies generalistas (pioneiras) são mais comuns dado à diferentes nichos e recursos, enquanto as espécies especialistas (espécies tardias e de clímax) saem em desvantagem, pois são muito sensíveis às mudanças no ambiente (Clavel et al. 2011). Estes fatores afetam o funcionamento dessas áreas, pois os aspectos do funcionamento dos ecossistemas, como os sistemas de deposição de serapilheira e ciclagem de nutrientes, são altamente afetados pela baixa cobertura arbórea (Kara et al. 2008; González et al. 2014).

Em contrapartida, os fragmentos restaurados, que ocorrem próximos a vales, são áreas de FES, chamadas de área de preservação permanente (APP), e que devido a legislação nacional, precisam obrigatoriamente ser restauradas, e passaram por plantio de árvores para conservação de recursos hídricos, especialmente (Kim et al. 2010). Ainda, essas áreas preservam a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitam o fluxo gênico de fauna e flora, protegem o solo e asseguram o bem-estar das populações humanas (Brasil 2012). Nestes sistemas, a formação antrópica de uma cobertura de copa permite a deposição de serapilheira, protegendo ao mesmo tempo o solo e os recursos

hídricos, e permitindo uma ciclagem de nutriente adequada (Brancalion et al. 2010; Villa et al. 2016).

A degradação das florestas tropicais, devido às atividades antropogênicas, são as principais causas do declínio da biodiversidade global e alteração na estrutura das comunidades (Mishra et al. 2004). Avaliar a produção de serapilheira, componente chave da ciclagem de nutrientes nas áreas estudadas, principalmente em regiões antropizadas, em vias de degradação e até em áreas restauradas, tem como finalidade gerar conhecimento básico para futuros trabalhos visando a sua recuperação e manejo, assim como a quantificação de serviços ecossistêmicos prestados (Hättenschwiler et al. 2005; Dias et al. 2017).

Este estudo teve por objetivo quantificar o estoque, a produção sazonal de serapilheira, quantidades produzidas de suas frações e seu conteúdo de N e P em parcelas permanentes instaladas em áreas de Floresta Estacional Semidecidual restauradas e degradadas na região noroeste do estado de São Paulo. Para tanto analisamos o conteúdo total de serapilheira presente no início do estudo e acompanhamos sua produção sazonal durante o período aproximado de um ano, quantificando suas frações e suas épocas de produção. Realizamos também análises de N e P na serapilheira presente no início e que foi depositada ao longo do estudo nestas áreas. Dado histórico antrópico das áreas degradadas e restauradas, esperamos encontrar maior produção de serapilheira na época seca (entre junho-agosto), e suas frações, em áreas restauradas em comparação com áreas degradadas, dado que áreas restauradas irão apresentar mais espécies, portanto refletida possivelmente em uma maior cobertura de copa. Também esperamos encontrar maiores valores no conteúdo de N e P da serapilheira produzida em áreas restauradas, em relação as áreas degradadas.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

Este estudo foi realizado em fragmentos florestais de Floresta Estacional Semidecidual (FES), tipo de vegetação associado a Mata Atlântica, na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil, especificamente nos municípios de Jaboticabal e Taquaritinga-SP. O clima da região é caracterizado por subtropical-mesotérmico, com invernos secos e verões chuvosos. A precipitação anual é de cerca de 1,285 mm, com temperaturas médias de 22°C e umidade relativa aproximada de 70% (Santos et al. 2018). Os solos predominantes são latossolo vermelho-escuro de fase arenosa e latossolo roxo. O relevo apresenta-se em grande extensão como suave-ondulado e ondulado, com altitude variando entre 465 e 685 m (Greggio et al. 2009).

O estudo utilizou 10 fragmentos florestais, sendo cinco áreas de FES degradada e cinco áreas que foram restauradas entre os anos de 2007 e 2016 (consulta de cobertura arbórea feita pelo histórico do Google Earth), a partir de plantio de espécies nativas e exóticas, estando todas inseridas em uma matriz de cana-de-açúcar (Figura 1). Em todos os 10 fragmentos foram instaladas parcelas permanentes de 20 x 50 m (Joly et al. 2012), onde a flora arbórea foi amostrada e o estudo realizado.

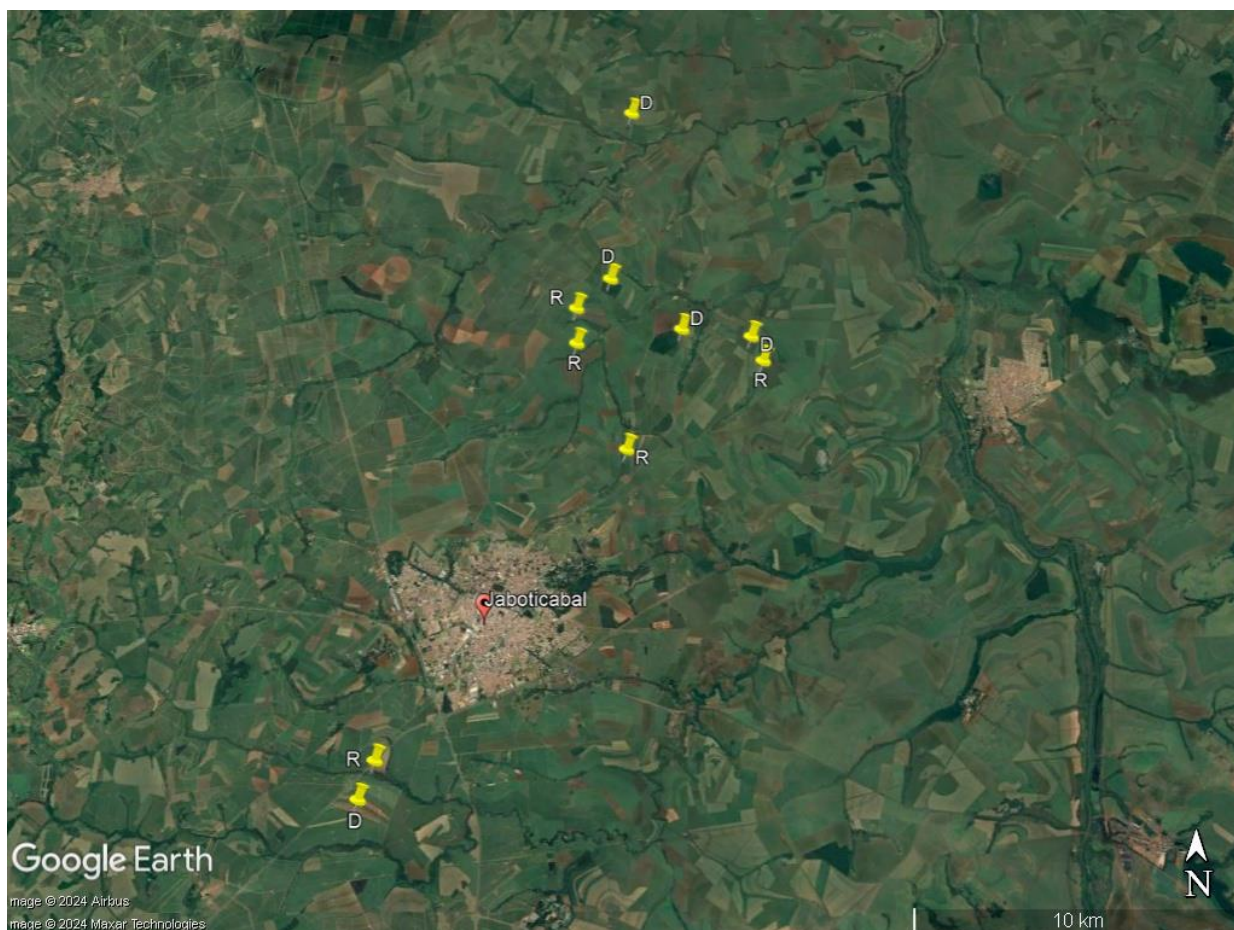


Figura 1. Remanescentes de floresta estacional semidecidual da Mata Atlântica utilizados para este estudo (D = fragmentos degradados, R = fragmentos restaurados).

2.2 Identificação das espécies

Coletamos material botânico em estágio vegetativo de todas as espécies presentes nas 10 parcelas entre maio de 2022 e agosto de 2023, compreendendo apenas formas de vida arbórea. As plantas foram marcadas com placas de alumínio numeradas, identificadas a partir da literatura especializada para plantas da FES e separadas em nativas e exóticas (Ramos et al. 2007; Souza et al. 2019), considerando a flora da região noroeste do estado de São Paulo (Barbosa 2017). O critério de inclusão utilizado na amostragem foi de indivíduos que apresentassem diâmetro do caule de 5 cm a uma altura de 30 cm acima do solo (Joly et al. 2012).

2.3 Estoques e dinâmica da produção de serapilheira

As 10 parcelas permanentes de 20 x 50 m foram subdivididas em cinco subparcelas de 10 x 20 m. Dentro das cinco subparcelas foram distribuídas, de forma aleatória, cinco parcelas de 1 x 1 m para mensurar a quantidade de serapilheira total presente nos fragmentos degradados e restaurados no mês inicial de estudo (julho de 2022), assim como quantificar a produção mensal da serapilheira dos fragmentos a partir de coletas depois da retirada do conteúdo total acumulado por vários anos (Sampaio et al. 1993). Em julho de 2022, toda serapilheira encontrada acima do solo foi coletada, com o uso de coletores quadrangulares (Figura 2), para determinação do estoque presentes nas parcelas, deixando o solo completamente exposto. A partir daí a serapilheira total foi coletada mensalmente (todo material foi coletado, deixando solo também completamente nu após cada coleta) durante um período de 11 meses, entre agosto de 2022 e junho de 2023. A cada mês foram coletadas 50 amostras representativas de material vegetal, cinco por parcela de 20 x 50 m, sempre no mesmo local determinado após o sorteio. Após a coleta, o material foi armazenado em sacos plásticos e devidamente identificado. Já no laboratório, ocorreu o processamento e a triagem da serapilheira, sendo consideradas as seguintes frações: folhas, galhos grossos, galhos finos (diâmetro ≤ 2 cm) e partes reprodutivas (botões florais, flores, frutos e sementes) (Bray & Gorham 1964; Silva et al. 2018). Após a triagem, o material foi armazenado em sacos de papel, levado até a estufa onde permaneceu a 70° C por 72h. Após esse período, todas as frações foram novamente pesadas para determinação do peso seco em g. A determinação do conteúdo de serapilheira inicial e a depositada a cada mês foi feita utilizando os valores para cada m² sendo transformados em kg.ha⁻¹.



Figura 2 – Coletor quadrangular (1 x 1 m) utilizado na coleta de serapilheira

2.4 Estoques e deposição de N e P via serapilheira

Foram determinados o conteúdo de nitrogênio e fósforo contidos na fração de folhas da serapilheira estocado nas parcelas da coleta inicial de julho de 2022. Para isso, as folhas já secas foram misturadas, e uma parte da amostra foi moída (aproximadamente 10 g) e pesadas (aproximadamente 1g de matéria seca por parcela) para realização de digestão química. A quantidade existente de N foi determinada através do método de micro-Kjeldahl, com os valores por parcela calculados como g.ha^{-1} . O teor de P no extrato foliar foi definido por colorimetria, a 420 nm, utilizando-se uma mistura das soluções de vanadato e molibdato de amônio (1:1) (Sarruge & Haag 1974), com os valores também sendo determinados em g.ha^{-1} . Adicionalmente, para compreender a dinâmica de deposição de N e P ao longo do ano, foram realizados os mesmos procedimentos, porém em amostras de material depositado nos meses de setembro e novembro de 2022, janeiro,

março e maio de 2023. Setembro de 2022 e maio de 2023 são considerados meses da estação seca, e novembro de 2022, janeiro e março de 2023 meses da estação chuvosa.

3. Análises Estatísticas

Para verificarmos diferença estatística na produção de serapilheira entre os fragmentos degradados e restaurados, utilizamos as médias das variáveis para realizar o Test T- para duas amostras independentes, com cinco réplicas para a área degradada e cinco réplicas para a área restaurada. As comparações foram feitas entre a biomassa seca total da serapilheira e as diferentes frações das duas áreas estudadas. Ainda, a análise da primeira coleta (julho de 2022) foi feita separada das demais 11 coletas, para testar se o estoque inicial de serapilheira diferia entre as áreas. Para testar se os estoques finais, após os 11 meses de deposição diferiam, o Test T- para duas amostras independentes foi realizado entre os valores da soma do material depositado ao longo do período de coleta. Utilizamos também a estatística circular, por meio da aplicação do teste de Rayleigh (Zar 1999), para determinar se a produção de serapilheira em cada área ocorreu uniformemente ao longo do período de estudo ou se foi concentrada em determinada época do ano (ocorrência de pico). Os meses do ano correspondem a valores em graus (0° a 360°), janeiro correspondendo de 0° a 30° , fevereiro de 31° a 60° e assim por diante. Para comparar se picos de produção ocorreram conjuntamente, utilizamos o teste de Watson-Williams (Zar 1999). Para análise Rayleigh e produção dos gráficos circulares, utilizamos o programa estatístico Oriana versão 4.02. O teste Watson-Williams foi realizado no programa estatístico BioEstat 5.3.

A comparação dos valores médios de conteúdo de N e P na serapilheira estocada de julho de 2022 foi realizada através do Test-T- para duas amostras independentes, em ambiente estatístico BioEstat 5.3. Para determinar se os valores diferiram ao longo do

tempo (demais 11 coletas), utilizamos a ANOVA de Medidas Repetidas, que foi feita pelo programa estatístico SigmaPlot 11. Em todos os casos foi considerado um nível de significância de 5% e os dados passaram pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

4. Resultados

4.1. Composição de espécies nas diferentes áreas

Foram encontradas 81 espécies arbóreas, divididas em 32 famílias, sendo 60 nativas e 21 exóticas (Tabela 1 – em anexo). Um total de 748 indivíduos foi encontrado, sendo 608 de espécies nativas e 140 de espécies exóticas, considerando-se todos os fragmentos estudados.

4.2. Quantidade e produção sazonal de serapilheira

A fração mais abundante da serapilheira foi a de folhas, seguida de galho fino ou galho grosso e partes reprodutivas, tanto para primeira coleta (estoque previamente existente nas áreas) de julho de 2022 quanto para as outras 11 coletas (Tabelas 1 e 2) e considerando os dois tipos de fragmentos estudados.

Tabela 1 – Valor médio de biomassa seca total (estoque inicial) e porcentagem das frações de serapilheira para as áreas degradadas e restauradas de FES, em kg.ha⁻¹, para julho de 2022.

Área	Biomassa seca total (kg.ha ⁻¹)	% Folhas	% Galho grosso	% Galho fino	% Reprodutivo
Restaurada	4162±386	48	28	21	3
Degradada	2970±599	41	24	34	1
Valor de p	0,01	0,004	0,21	0,49	0,059

Tabela 2 – Valor médio acumulado de biomassa seca total e porcentagem das frações de serapilheira para as áreas degradadas e restauradas de floresta, em kg.ha⁻¹, acumulados após 11 meses de coleta.

Área	Biomassa seca total (kg.ha ⁻¹)	% Folhas	% Galho grosso	% Galho fino	% Reprodutivo
Restaurada	976±383	46	21	29	4
Degradada	654±341	52	13	34	1
Valor de p	0,01	0,10	0,02	0,25	0,05

Para a primeira coleta (estoque) houve diferença significativa entre o total acumulado de serapilheira nas duas áreas estudadas, com a área restaurada apresentando maior valor médio frente a área degradada (Tabela 1). Com relação as frações de serapilheira, a de folhas também apresentou diferença com maior porcentagem encontrada nas áreas restauradas. As frações de galho grosso, galho fino e reprodutivos não diferiu entre as áreas estudadas (Tabela 1). Para as demais análises, usamos o acumulado durante as demais 11 coletas e encontramos diferença estatística para biomassa seca total e galhos grossos. Para as demais frações não foram encontradas diferenças estatísticas entre os fragmentos (Tabela 2).

A dinâmica de produção foi variável durante o ano, seguindo um padrão sazonal na queda do material vegetativo com maiores produções no final da estação seca e início da chuvosa, entre os meses de setembro e outubro (Figuras 3, 4 e 5). Os fragmentos restaurados apresentaram picos de produção para as frações de folhas, galho grosso e reprodutivos (Tabela 3; Figuras 3, 4 e 5), enquanto os fragmentos degradados apresentaram pico para folhas, galho grosso, reprodutivos e biomassa seca total (Tabela 4; Figuras 3, 4 e 5). Os picos de produção entre os fragmentos se diferenciaram apenas para a fração de galhos grossos (Tabela 5).

Os dados de precipitação da região de Jaboticabal/SP reforçam a sazonalidade de deposição de serapilheira. Setembro e outubro, durante a estação seca, a quantidade de chuva variou de 90 a 100mm, enquanto que em janeiro, no pico de galhos grossos, chegou a 400mm (Figura 6).

Tabela 3 - Análise de Rayleigh realizada para os fragmentos restaurados.

Frações de serapilheira	Média angular	Valor de p	Valor de z
Folhas	Outubro (275,496°)	0,004	5,55
Galho grosso	Janeiro (14,186°)	0,024	3,738
Galho fino	Outubro (299,153°)	0,1	2,303
Reprodutivos	Outubro (285,829°)	< 0,001	8,503
Biomassa total	Novembro (304,165°)	0,08	2,513

Tabela 4 - Análise de Rayleigh realizada para os fragmentos degradados.

Frações de serapilheira	Média angular	Valor de p	Valor de z
Folhas	Setembro (266,014°)	0,006	5,106
Galho grosso	Outubro (274,165°)	< 0,001	9,525
Galho fino	Outubro (277,816°)	0,153	1,879
Reprodutivos	Setembro (262,266°)	< 0,001	22,609
Biomassa total	Outubro (271,025°)	0,008	4,778

Tabela 5 – Análise de Watson-Williams comparando os picos de produção de serapilheira entre os fragmentos restaurados e degradados.

Frações de serapilheira	Valor de p	F
Folhas	0,58	0,3
Galho Grosso	< 0,001	45,48
Galho Fino	0,27	1,18
Reprodutivos	0,22	1,47
Biomassa seca	0,11	2,47

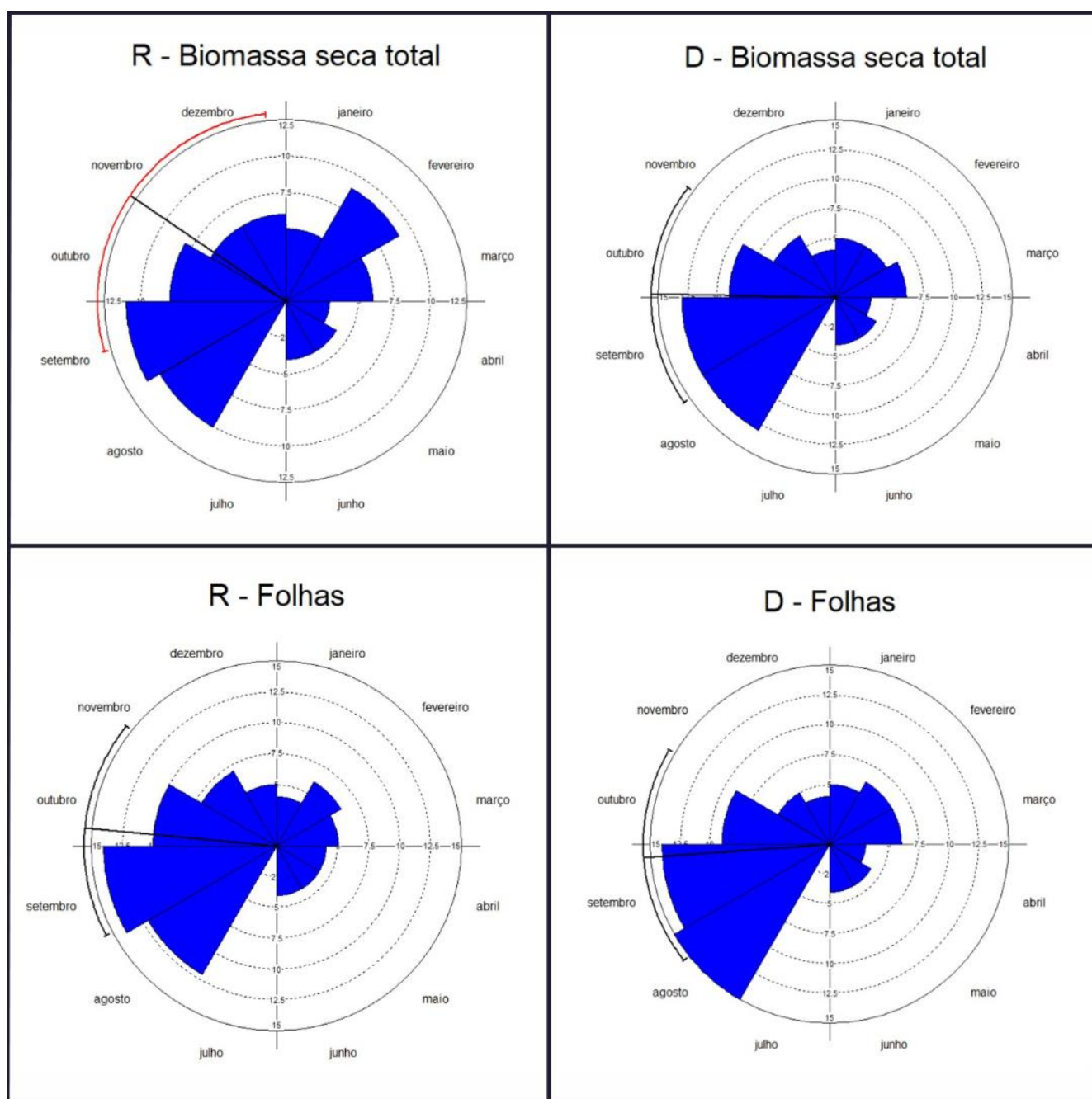


Figura 3 – Produção mensal de serapilheira total e da fração de folhas (kg.ha⁻¹) de julho de 2022 (estoque) a junho de 2023 em áreas restauradas (R) e áreas degradadas (D).

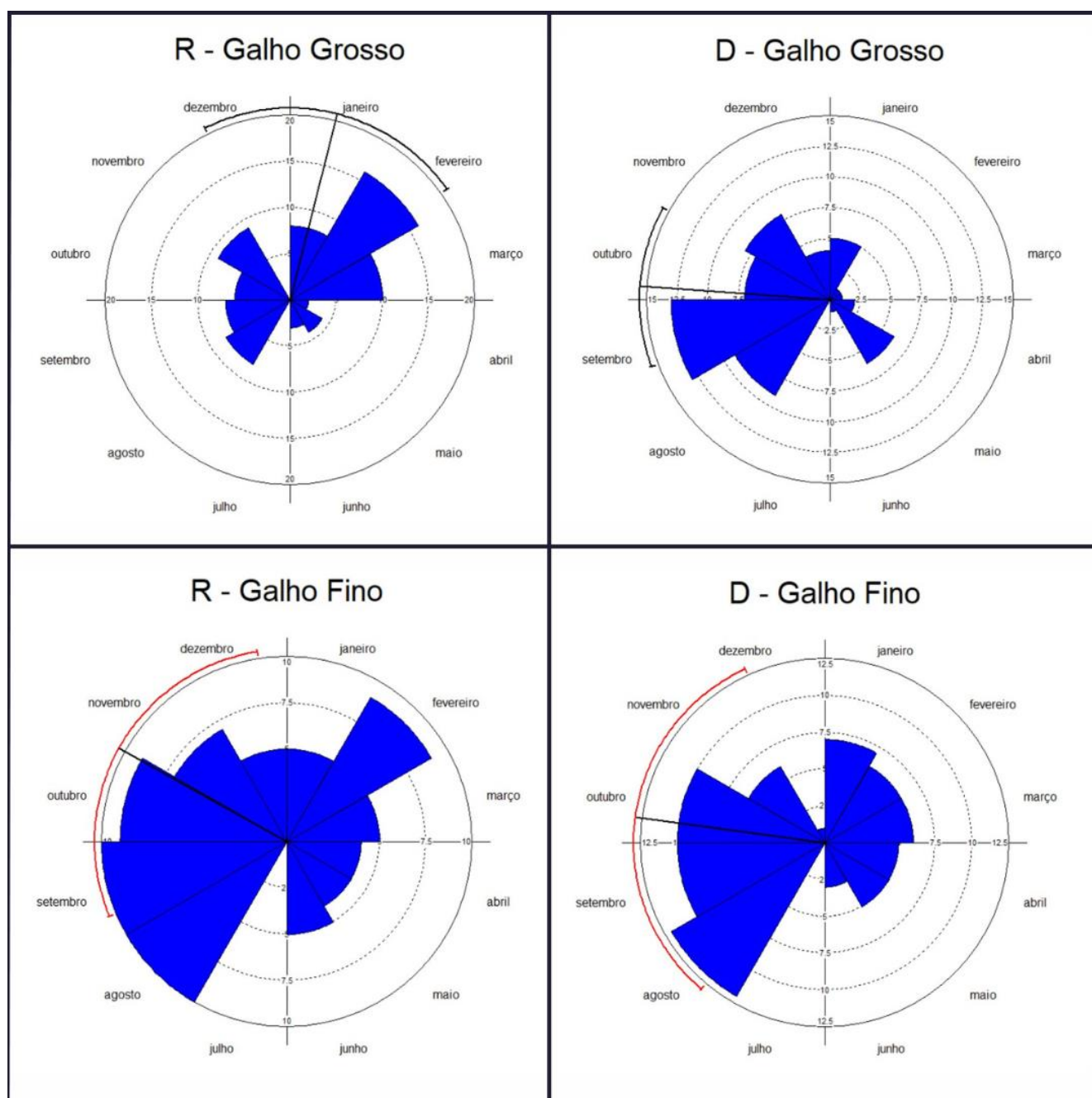


Figura 4 – Produção mensal das frações de galho grosso e galho fino (kg.ha⁻¹) de julho de 2022 (estoque) a junho de 2023 em áreas restauradas (R) e áreas degradadas (D).

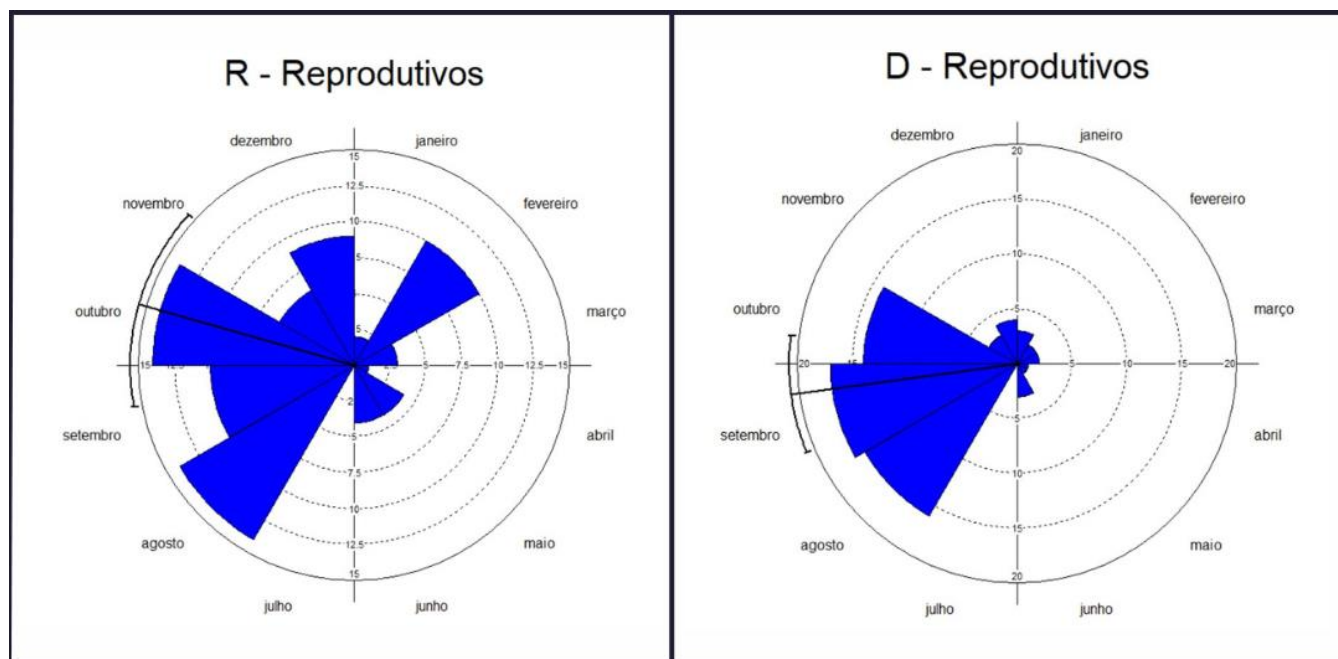


Figura 5 – Produção mensal das frações de galho grosso e galho fino (kg.ha⁻¹) de julho de 2022 (estoque) a junho de 2023 em áreas restauradas (R) e áreas degradadas (D).

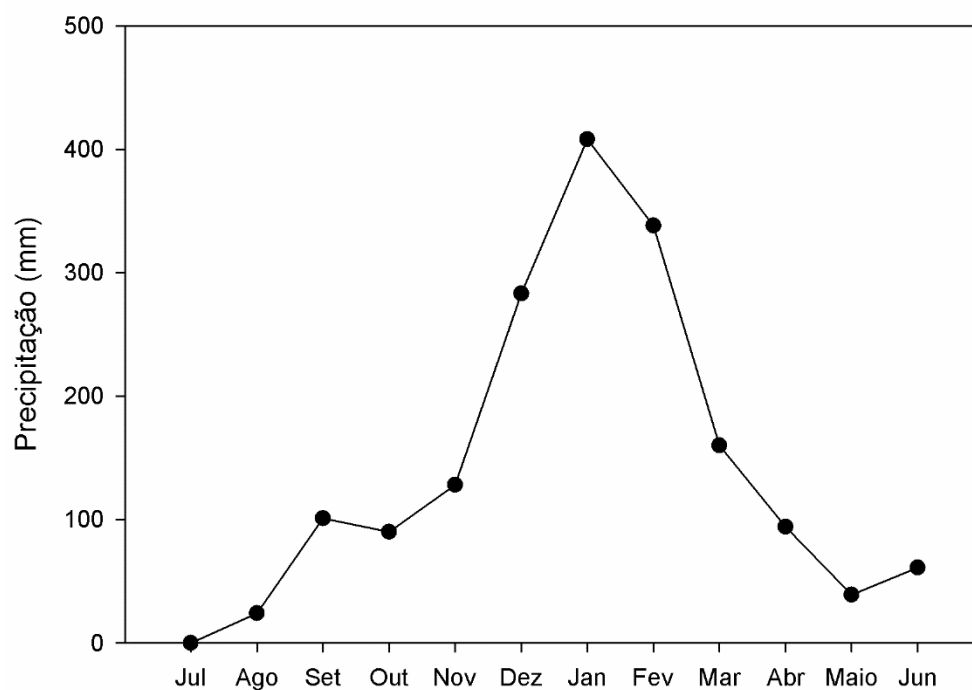


Figura 6 – Dados de precipitação da região de Jaboticabal/SP de julho de 2022 a junho de 2023.

4.3. Estoques e deposição de N e P da serapilheira total

Para a primeira coleta, não encontramos diferença entre as áreas para o total de nutrientes presentes na serapilheira depositada. Para N ($p = 0,31$) os valores médios foram de $1785,6 \text{ g.ha}^{-1}$ para áreas restauradas e 1500 g.ha^{-1} para áreas degradadas. Enquanto que para de P, houve diferenças nas áreas ($p = 0,01$), com maiores valores médios para as áreas restauradas $1464,3 \text{ g.ha}^{-1}$ em relação a $355,3 \text{ g.ha}^{-1}$ para áreas degradadas (Figura 7).

Para as demais análises, encontramos diferença na queda de nitrogênio no final da estação seca, com maiores valores para as áreas restauradas ($F = 8,7$; $p < 0,01$; Figura 7). Durante a estação chuvosa não houve diferença nos valores de N para as áreas em questão ($F = 1,04$; $p = 0,40$; Figura 7).

Para fósforo encontramos diferenças entre setembro e outubro, com maior quantidade em setembro nas áreas degradadas e maior quantidade em outubro para nas áreas restauradas ($F = 26,9$; $p = 0$; Figura 7). Ainda, durante a estação chuvosa, a diferença permanece, com destaque para as maiores quedas de P nas áreas restauradas ($F = 4,3$; $p = 0,006$; Figura 7).

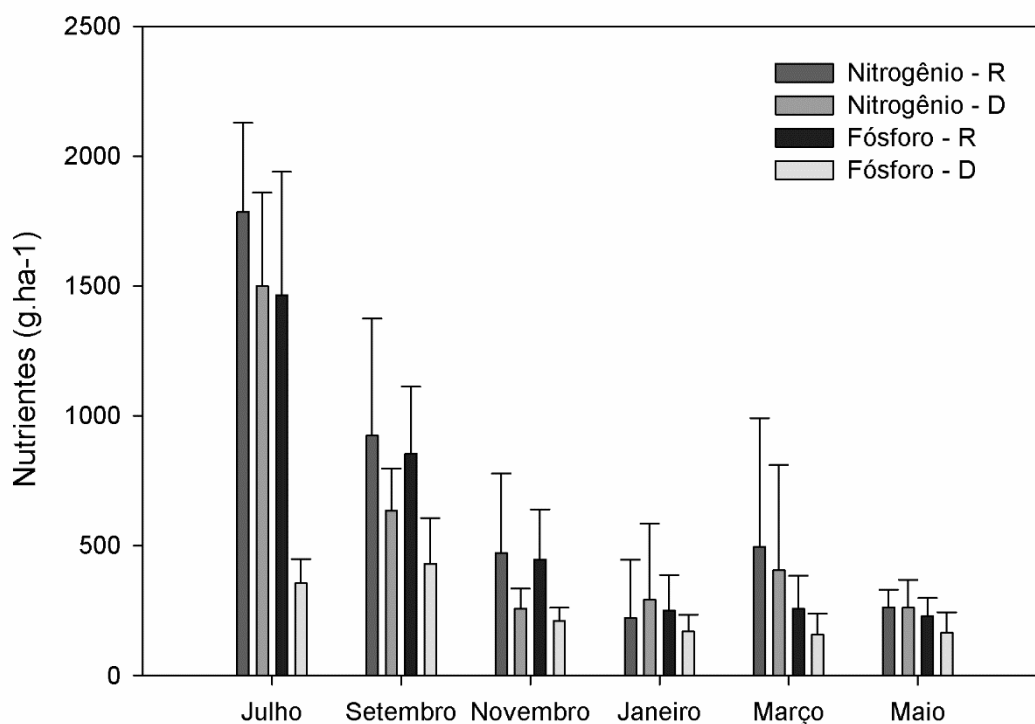


Figura 7 – Comparação de valores de nitrogênio e fósforo nas áreas restauradas (R) e degradadas (D).

5. Discussão

Este estudo demonstrou que a quantidade de serapilheira presente e produzida ao longo de um ano difere entre as áreas restauradas e degradadas, com maior estoque e deposição de material nas áreas restauradas, seguindo um padrão sazonal, com maior deposição no final da estação seca (setembro-outubro). Para os nutrientes, o estoque inicial e a queda de N são semelhantes entre as duas áreas ao longo do tempo, enquanto para P se difere nas duas áreas em todas as análises, com as áreas restauradas apresentando maior quantidade de P.

5.1. Estoque e produção de serapilheira

Os valores obtidos neste trabalho (faixa entre 600 a 900 kg.ha⁻¹) está bem abaixo do encontrado para outros estudos. Em resultados encontrados na literatura, a média anual de serapilheira acumulada foi de 6227,3 kg.ha⁻¹ em floresta estacional semidecidual na Fazenda Experimental Edgardia, pertencente à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, Campus de Botucatu/SP (Vital et al. 2004). Em fragmentos de floresta estacional semidecidual, em estágio secundário, encontraram 6900 kg.ha⁻¹/ano (Scoriza & Piña-Rodrigues 2014). Em fragmentos de floresta ombrófila densa, a média anual de serapilheira encontrada foi de 4900 kg.ha⁻¹ (Gomes et al. 2010). Em floresta estacional semidecidual submontana a média para os 12 meses de estudo foi de 5500 kg.ha⁻¹ (Godinho et al. 2013). Na caatinga foi estimada em 3384 kg.ha⁻¹ /ano no setor arbóreo e 2580 kg.ha⁻¹ /ano no setor arbustivo (Costa et al. 2010). Em duas fisionomias do cerrado, a produção anual de serapilheira na fisionomia mata ciliar resultou em 1829,31 kg ha⁻¹, enquanto na área de cerrado sensu stricto houve registro de uma produção de 1349,01 kg ha⁻¹ (Teixeira et al. 2017). Para as 11 coletas, a média da serapilheira encontrada para as duas áreas é inferior comparado a todos os valores encontrados na literatura, enfatizando a importância de preservação e restauração dessas áreas.

Como esperado, a dinâmica da serapilheira foi fortemente impulsionada pela fenologia vegetativa (deciduidade foliar) e sazonalidade nas duas áreas estudadas. A maior produção ocorreu no final da estação seca, entre setembro e outubro, e picos mais baixos na estação chuvosa, com exceção de fevereiro, onde a região das coletas sofreu com grandes chuvas e ventos e possivelmente afetou na deposição da serapilheira e de material mais grosso (galhos) (Martins & Rodrigues 1999). As folhas correspondem a maior fração de biomassa que é depositada na serapilheira, como descrito em outros

trabalhos e regiões (Cianciaruso et al. 2006; Gomes et al. 2010; Scoriza & Piña-Rodrigues 2014).

Determinar os fatores físicos e biológicos que impulsionam tais padrões de produção é um desafio para os ecólogos devido a uma interação complexa dentro dos fatores ambientais (Marod et al. 2023), porém algumas causas precisam ser consideradas nessa dinâmica, como a ação humana, o clima, a composição das espécies arbóreas, a fertilidade do solo, a altitude e a latitude, pois podem alterar o padrão de deposição de serapilheira nos ecossistemas (Parsons et al. 2014; Becker et al. 2015).

Alguns estudos mostraram que a sazonalidade na deposição da serapilheira está relacionada negativamente com os dados climáticos de precipitação, número de dias com chuva e umidade do ar, indicando que a queda da serapilheira foi significativamente maior nos meses mais secos e menor nos meses chuvosos (Cianciaruso et al. 2006; Aryal et al. 2015; Souza et al. 2019), assim como ocorreu com nossos dados. As características da vegetação podem explicar a deposição correlacionando-se positivamente com a área basal e altura das árvores (Souza et al. 2019). A textura do solo pode afetar negativamente a massa média anual da serapilheira, pois interfere na capacidade de retenção de água do solo e de folhas durante a estação seca (Souza et al. 2019). Outra hipótese para o aumento da produção de serapilheira na estação seca é a obtenção da máxima eficiência fotossintética durante o período de máxima radiação solar, período seco, com a renovação das folhas nessa época (Kim et al. 2012). Outro fator importante podem ser a ação dos ventos, que ocorrerem com maiores velocidades nestas épocas secas, o que deve ter contribuído para a maior queda de material (Martins & Rodrigues 1999).

A deposição de material reprodutivo pode estar ligada à adaptação de muitas espécies à sazonalidade climática local, com florescimento e a frutificação ocorrendo no final da estação seca e início da estação chuvosa, onde existem condições mais propícias

à germinação das sementes e ao desenvolvimento de indivíduos juvenis (Muniz 2008). O ressecamento e morte dos galhos finos durante a estação seca também podem contribuir para a queda dos mesmos com o início das chuvas (Almeida et al. 2015). E, por fim, e não menos importante, é o espaçamento entre as árvores, quando menor esses espaços, maior fechamento de copa, e, portanto, maior produção de serapilheira (Villa et al. 2016).

Esses dados explicam a sazonalidade na deposição da serapilheira e vêm reforçar as informações ecológicas que encontramos nas duas áreas, que são estruturalmente diferentes, o que pode influenciar na fenologia da comunidade (Aryal et al. 2015). Existem evidências que sugerem que a riqueza de espécies vegetais está correlacionada positivamente com a produtividade do ecossistema das comunidades vegetais (Hordijk et al. 2023), como no caso das áreas restauradas que apresentam maior número de espécies, divididas entre nativas e exóticas. Ainda, nesses locais a cobertura do dossel é maior devido ao histórico de restauração e presença de espécies decíduas e semidecíduas é maior do que nas áreas degradadas (Villa et al. 2016; Aryal et al. 2015; como visto no capítulo 1), o que justifica a maior produção de serapilheira em áreas restauradas.

Em áreas antropizadas, como as degradadas, que sofreram grandes impactos como efeito de borda, mortalidade, competição, fogo, corte e invasão de lianas, menor tamanho da população e a diversidade de espécies, mudanças na interceptação de luz solar e propriedades do solo, têm menor deposição de serapilheira, porque a estrutura da floresta não foi mantida e nem restaurada (del Castillo 2015), aliás, ao longo do tempo a tendência é que essas áreas sofram mais queimadas e feitos antrópicos que as áreas restauradas. Assim, a perturbação pode ter afetado a taxa de produção de serapilheira, que foi maior nos locais com pouca perturbação (restaurados) em comparação com os locais altas perturbações (degradados) (Seta et al. 2018).

5.2. Estoque e deposição de N e P

São vários os fatores que influenciam a concentração dos nutrientes no solo como pH, umidade, temperatura, reações de oxirredução, adição de fertilizantes, habilidade da espécie em absorver, utilizar e redistribuir os nutrientes, tipos de vegetação, densidade arbórea, idade das árvores, desmatamento e fogo (Neves et al. 2001; Marafiga et al. 2012; Powers et al. 2015; Caldeira et al. 2020). Assim, esses fatores influenciam no teor dos nutrientes nos tecidos vegetais e consequentemente na serapilheira acumulada (Caldeira et al. 2020).

A maior deposição dos macronutrientes estudados, N e P, coincide com o pico de queda da serapilheira. Encontramos maiores quantidades totais de N em relação ao P como descritos anteriormente (Davidson et al. 2004, Godinho et al. 2013), porém com algumas diferenças entre as áreas. Na primeira coleta, onde a serapilheira estava acumulada, não encontramos diferenças de N. Nas análises considerando as outras 11 coletas, a diferença ocorreu na estação seca, com maiores picos nas áreas restauradas. Na estação chuvosa, a deposição não se diferenciou. A diferença que ocorreu com N, em setembro, pode estar relacionada com a maior deposição de serapilheira na área restaurada, principalmente das folhas.

O fato de as áreas não terem diferenças significativas entre esse nutriente na estação chuvosa, pode estar relacionado ao fato que concentração foliar de N aumenta com o envelhecimento das florestas secundárias, ou seja, há um aumento gradativo da disponibilidade de N durante a sucessão de floresta secundária (Davidson et al. 2004) na tentativa de driblar a limitação nutricional. A acumulação de N ocorre a medida que o ecossistema se desenvolve e necessita que as entradas desse elemento seja maior que as saídas, de forma a aumentar o tempo de residência nas áreas, que pode ocorrer através da translocação de N antes da abscisão foliar, organismos fixadores que habitam o solo, a

serapilheira e associação com micorrizas (Amazonas et al. 2011). Esse resultado indica que, à medida que a idade da floresta aumenta, o comportamento dos processos da ciclagem do N e a assemelhasse mais ao encontrado em florestas preservadas (Davidson et al. 2004; Davidson et al. 2007).

Para os dados de P, houve diferença na primeira coleta e também nas outras 11, cujas maiores deposições ocorreram nas áreas restauradas. Vale ressaltar que as áreas degradadas foram as que sofreram com ações antrópicas que alteram as concentrações de nutrientes. Ainda, os solos de regiões tropicais, particularmente os mais intemperizados, apresentam baixos teores de P disponíveis para as plantas e exigem adequada correção da deficiência de P para se tornarem produtivos (Davidson et al. 2004).

As maiores perdas de nutrientes ocorrem, durante a fase inicial de remoção da biomassa com a combinação de extração madeireira e/ou fogo recorrente. Em alguns anos, entretanto, é possível que a disponibilidade de N e P se esgote (Davidson et al. 2004). As queimadas consomem a serapilheira depositada sobre o chão da floresta e promovem a eliminação da biomassa, dessa forma, a baixa qualidade nutricional da serapilheira foliar, influenciada pela baixa fertilidade dos solos avaliados, deve limitar o processo de ciclagem de nutrientes, diminuindo consideravelmente a velocidade com que os nutrientes da serapilheira foliar retornam ao solo e se tornam novamente disponíveis para a vegetação (Nascimento et al. 2018). Uma proporção substancial do P total absorvido pelas árvores durante a sua vida poderia ser perdida no fogo. Parte do P perdido nas cinzas volantes seria depositado nas florestas vizinhas, mas alguma fumaça fina seria transportada para áreas distantes, representando uma perda de P da floresta a longo prazo (Newman 1995).

Existem várias formas de P nos solos, que apresentam diferentes graus de disponibilidade para absorção pelas plantas e utilização por microrganismos. As

transformações entre várias formas de P são muito mais complexas do que as do N, envolvendo uma série de processos biológicos e geoquímicos em escalas de tempo que variam de poucos a milhões de anos (Yang et al. 2014). Ao contrário de N, a quantidade e a disponibilidade de P diminuem durante o desenvolvimento do solo a longo prazo e eventualmente levam a solos extremamente deficientes em P, como é o caso de solos tropicais (Aerts & Chapin 1999). Estas tendências opostas sugerem que durante o desenvolvimento do ecossistema a longo prazo, o crescimento das plantas deve passar da limitação de N para a limitação de P (Aerts & Chapin 1999).

As espécies arbóreas respondem individualmente a alterações com diferentes nutrientes, o que provavelmente reflete diferenças nas estratégias e nas características funcionais das mesmas. Em segundo lugar, as respostas do ecossistema ao aumento de N ou P dependem do contexto e são mediadas por fatores do estado do ecossistema (Powers et al. 2015). Esses fatos podem justificar o que foi encontrado nesse estudo. Ainda é necessário considerar que cada espécie, ou grupo de espécies, possui padrões específicos de deposição de serapilheira e nutrientes em ecossistemas naturais. Como sabemos, a riqueza de espécies das áreas é diferente e seu histórico também, o que explicaria o que encontramos para N e P, uma restaurada há aproximadamente 20 anos e outra que sofreu ação antrópica e permanece se regenerando.

6. Conclusão

Este estudo demonstrou diferenças pontuais em alguns aspectos do estoque e produção de serapilheira e N e P em áreas restauradas e degradadas de florestas tropicais sazonais. Muitas das diferenças encontradas apontam que as áreas restauradas tendem a possuir maior estoque de serapilheira e nutrientes possivelmente devido a maior riqueza de espécies, em função de seu histórico de uso em relação às áreas degradadas.

7. Agradecimentos

Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) - Código Financeiro e também pelo “Centro de Pesquisa em Engenharia - fitossanidade em cana-de-açúcar” financiado pela FAPESP (17/25258-1).

8. Referências

Aerts R & Chapin FS (1999) The Mineral Nutrition of Wild Plants Revisited: A Re evaluation of Processes and Patterns. *Advances in Ecological Research* 30: 1–67. DOI: 10.1016/S0065-2504(08)60016-1

Almeida EJ, Luizão F, Rodrigues DJ (2015) Litterfall production in intact and selectively logged forests in southern of Amazonia as a function of basal area of vegetation and plant density. *Acta Amazonica* 45(2):157–66. DOI: 10.1590/1809-4392201402543

Amazonas NT, Martinelli LA, Piccolo MC, Rodrigues RR (2011) Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. *Forest Ecology and Manegement* 262: 1551-1557. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.07.003

Aryal DR, De Jong BHJ, Ochoa-Gaona S, Mendoza-Vega J & Esparza-Olguin L (2015) Successional and seasonal variation in litterfall and associated nutrient transfer in semi-evergreen tropical forests of SE Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 103 (1): 45–60, 2015. DOI:10.1007/s10705-015-9719-0

Becker H, Pabst J, Mnyonga J, Kuzyakov Y (2015) Annual litterfall dynamics and nutrient deposition depending on elevation and land use at Mt. Kilimanjaro. *Biogeosci Discuss* 2:10031–57. DOI: 10.5194/bg-12-5635-2015

Brancalion PHS, Rodrigues RR, Gandolfi S, Kageyama, PY, Nave AG, Gandara FB, Tabarelli M et al. (2010) Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore* 34(3): 455–470. DOI: 10.1590/S0100-67622010000300010

BRASIL. Código Florestal. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Acesso em 22/10/2023

Bray JR & Gorham E (1964) Litter production in forests of the world. *Advances in ecological research* 2:101-157. DOI: 10.1016/S0065-2504(08)60331-1

Caldeira MVW, Sperandio HV, Godinho TO, Klippel VH, Delarmelina WM, Gonçalves EO, Trazzi PA (2020) Serapilheira e nutrientes acumulados sobre o solo em plantios de leguminosas e em área restaurada com espécies nativas da Floresta Atlântica. *Advances in Forestry Science* 7:961-971. DOI: 0.34062/afs. v7i2.8310

Carvalho FA, Nascimento MT & Braga JMA (2006) Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botanica Brasilica* 20(3): 727–740. DOI: 10.1590/S0102-33062006000300022

Cianciaruso MV, Pires JSR, Delitti WBC, Silva ÉFLP (2006) Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20(1): 49-59. DOI: 10.1590/S0102-33062006000100006

Clavel J, Julliard R & Devictor V (2011) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4): 222–228. DOI:10.1890/080216

Cortez LAB, Cruz CHB, Souza GM, Canterella H, Sluys MV & Maciel Filho R (2016) Proálcool - Universidades e Empresas: 40 Anos de Ciência e Tecnologia para o Etanol Brasileiro. São Paulo, Blucher 155 -198. DOI 10.5151/9788521210627

Costa CCA, Camacho RGV, Macedo ID & Silva PCM (2010) Análise comparativa da produção de serapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de Caatinga na FLONA de Açu-RN. Revista Árvore 34(2): 259-265. DOI: 10.1590/S0100-67622010000200008

Davidson E, de Carvalho C, Figueira A et al (2007) Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. Nature 447, 995–998 DOI: 10.1038/nature05900

Davidson E, Niell C, Krusche AV, Markewitz D, Figueiredo R de O, Ballester MVR (2004) Loss of nutrients from terrestrial ecosystems to streams and the atmosphere following land use change in Amazonia. Ecosystem interactions with land use change. Washington, American Geophysical Union. DOI:10.1029/153GM12

del Castillo RF (2015) A conceptual framework to describe the ecology of fragmented landscapes and implications for conservation and management. Ecological Applications, 25: 1447-1455. DOI: 10.1890/14-1964.1

Dias ATC, Cornelissen JH & Berg MP (2017) Litter for life: assessing the multifunctional legacy of plant traits. Journal of Ecology 105(5): 1163-1168. DOI: 10.1111/1365-2745.12763

Estrada-Villegas S, Hall JS, Breugel MV & Schnitzer SA (2020) Lianas reduce biomass accumulation in early successional tropical forests. Ecology 101(5): e02989. DOI:10.1002/bes2.1673

Froufe LCM, Schwiderke DK, Castilhano AC, Cezar RM, Steenbock W, Seoane CES, Bognola IA, Vezzani FM (2020) Nutrient cycling from leaf litter in multistrata

successional agroforestry systems and natural regeneration at Brazilian Atlantic rainforest biome. *Agrofor Syst* 94: 159–171. DOI: 10.1007/s10457-019-00377-5

Giweta M (2020) Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment* 44(1). DOI:10.1186/s41610-020-0151-2

Godinho T de O, Caldeira MVW, Caliman JP, Prezotti LC, Watzlawick LF, Azevedo HCA & Rocha JHT (2013) Biomassa, macronutrientes e carbono orgânico na serapilheira depositada em trecho de floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. *Scientia Forestalis* 41(97): 131-144. DOI: 10.1590/S0104-77602014000100002

Gomes J, Pereira M, Pina-Rodrigues F, Pereira G, Gondim F & Silva E (2010) Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 5: 383-391. DOI: 10.5039/agraria.v5i3a552

González G, Lodge DJ, Richardson BA & Richardson MJ (2014) A canopy trimming experiment in Puerto Rico: The response of litter decomposition and nutrient release to canopy opening and debris deposition in a subtropical wet forest. *Forest Ecology and Management* 332: 32-46. DOI:10.1016/j.foreco.2014.06.024

Greggio TC, Pissarra TCT & Rodrigues FM (2009) Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP. *Revista Árvore* 33(1): 117-124. DOI: 10.1590/S0100-67622009000100012

Güsewell S (2004) N: P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New phytologist* 164(2): 243-266. DOI: 10.1111/j.14698137.2004.01192.x

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD et al (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): e1500052–e1500052. DOI: 10.1126/sciadv.1500052

Hättenschwiler S, Tiunov AV & Scheu S (2005) Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* 36: 191-218. DOI:10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932

Hordijk I, Maynard DS, Hart SP, Lidong M, ter Steege H, Liang J, de-Miguel S, Nabuurs GJ, Reich PB, Abegg M, Adou Yao Y, Alberti G, Almeyda Zambrano AM, Alvarado BV, Esteban AD, Alvarez-Loayza P, Alves LF, Ammer C, Antón-Fernández, C, ... Crowther TW (2023) Evenness mediates the global relationship between forest productivity and richness. *Journal of Ecology* 111(6): 1308-1326. DOI:10.1111/1365-2745.14098

Joly CA, Assis MA, Bernacci LC, Tamashiro JY, Campos MCRD, Gomes JAMA, ... & Belinello, R. (2012) Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica* 12: 125-145. DOI: 1590/S1676-06032012000100012

Kara Ö, Bolat İ, Çakıroğlu K & Öztürk M (2008) Plant canopy effects on litter accumulation and soil microbial biomass in two temperate forests. *Biology and Fertility of Soils* 45: 193-198. DOI:10.1007/s00374-008-0327-x

Kim Y, Knox RG, Longo M, Medvigy D, Huttyra LR, Pyle EH, Wofsy SC, Bras RL & Moorcroft PR (2012) Seasonal carbon dynamics and water fluxes in an Amazon rainforest. *Glob Change Biol* 18: 1322-1334. DOI:10.1111/j.13652486.2011.02629.x

Kull O & Jarvis PG (1995) The role of nitrogen in a simple scheme to scale up photosynthesis from leaf to canopy. *Plant, Cell & Environment* 18(10): 1174-1182. DOI: 10.1111/j.1365-3040.1995.tb00627.x

Krishna MP & Mohan H (2017) Litter decomposition in forest ecosystems: A review. *Energy. Ecology & Environment* (2): 236–249. DOI:10.1007/s40974-017-0064-9

Leal F, Aburto F, Aguilera N, Echeverria C, Gatica-Saavedra P (2023) Forest degradation modifies litter production, quality, and decomposition dynamics in Southern temperate forests. *Frontiers in Soil Science* 3. DOI: 10.3389/fsoil.2023.1111694.

Mantoani MC, Andrade GR de, Cavaleiro AL, Torezan JMD (2012) Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. *Semin. Cienc. Biol. Saúde* 33(1): 97-110. DOI:10.5433/1679-0367.2012v33n1p97

Marler TE & Cruz GN (2022) Temporal Variation of Litterfall and Nutrient Return of *Serianthes nelsonii* Merr. in a Tropical Karst Forest. *Plants* 11: 2310. DOI: 10.3390/plants11172310

Morffi-Mestre H; Ángeles-Pérez G; Powers JS; Andrade JL; Huechacona Ruiz AH; May-Pat F; Chi-May F & Dupuy, J.M (2020) Multiple factors influence seasonal and interannual litterfall production in a tropical dry forest in Mexico. *Forests* 11: 1241. DOI:10.3390/f11121241

Marafija JS, Viera M, Szymczak DA, Schumacher MV, Trüby PP (2012) Deposição de nutrientes pela serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidua no Rio Grande do Sul. *Revista Ceres*, 59(6), 765-771. DOI: 765-771. 10.1590/S0034-737X2012000600005

Marod D, Tushar A, Nisa L, Roger K, Sathid T, Piyawat C, Lamthai A, et al (2023) Potential Variables Forcing Litterfall in a Lower Montane Evergreen Forest Using Granger and Superposed Epoch Analyses. *Ecosphere* 14(6): e4572. DOI: 10.1002/ecs2.4572

Martins SV, Rodrigues RR (1999) Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 22: 405-412. DOI:10.1590/S0100-84041999000300009

Mishra BP, Tripathi OP, Tripathi RS, Pandey HN (2004) Effects of anthropogenic disturbance on plant diversity and community structure of a sacred grove in Meghalaya, north east India. *Biodivers Conserv* 13:421–36. DOI:10.1023/B:BIOC.0000006509.31571.a0

Montagnini F & Jordan CF (2005) *Tropical forest ecology: the basis for conservation and management*. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag

Muniz FH (2008) Padrões de floração e frutificação de árvores da Amazônia Maranhense. *Acta Amazonica* 38: 617-626. DOI: 10.1590/S0044-59672008000400004

Nascimento AF de J, Silva T de O da, Araújo Filho RN, Sampaio EV de SB, Pedrotti A, Gonzaga MIS, Piscoya VC (2018) Produção E Aporte De Carbono, Nitrogênio E Fósforo Na Serapilheira Foliar Do Parque Nacional Serra De Itabaiana. *Ciênc. Florest* 28(1):35-46. DOI: 10.5902/1980509831573

Neves EJM, Martins EG, Reissmann CB (2001) Deposição de serapilheira e de nutrientes de duas espécies da Amazônia. *Boletim de Pesquisa Florestal* 43: 47-60

Newman EI (1995) Phosphorus Inputs to Terrestrial Ecosystems. *Journal of Ecology* 83(4): 713–726. DOI: 10.2307/2261638

Parsons SA, Valdez-Ramirez V, Congdon RA & Williams SE (2014) Contrasting patterns of litterfall seasonality and seasonal changes in litter decomposability in a tropical rainforest region. *Biogeosciences* 11(18): 5047–5056. DOI: 10.5194/bgd-11-7901-2014

Powers JS, Becklund KK, Gei MG, Iyengar SB, Meyer R, O'Connell CS, Schilling EM, Smith CM, Waring BG and Werden LK (2015) Nutrient addition effects on tropical dry forests: a mini-review from microbial to ecosystem scales. *Front. Earth Sci.* 3:34. DOI:10.3389/feart.2015.00034

Ramos VS, Durigan G, Franco GADC, Siqueira MD & Rodrigues RR (2007) Árvores da Floresta Estacional Semidecidual: guia de identificação. São Paulo, EDUSP

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ & Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation* 142(6): 1141-1153. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.02.021

Sampaio EVDSB, Dall'Olio A, Nunes KS & de Lemos EEP (1993) A model of litterfall, litter layer losses and mass transfer in a humid tropical forest at Pernambuco, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9(3): 291-301. DOI:10.1017/S026646740000732X

Santos K, Kinoshita LS & Rezende AA (2009) Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 9:4. DOI:10.1590/S1676-06032009000400018

Santos LAO, Bischoff A & Fernandes OA (2018) The effect of forest fragments on abundance, diversity and species composition of predatory ants in sugarcane fields. *Basic and Applied Ecology* 33: 58-62. DOI: 10.1016/j.baae.2018.08.009

Sarruge JR & Haag HP (1974) Análises químicas em plantas. Piracicaba, ESALQ/USP

Scoriza RN & Piña-Rodrigues FCM (2014) Influência da precipitação e temperatura do ar na produção de serapilheira em trecho de Floresta Estacional em Sorocaba, SP. *Floresta* 44(4): 687-696. DOI: 10.5380/rf.v44i4.34274

Silva, Wully & Périco, Eduardo & Dalzochio, Marina & Santos, Mário & Cajaiba, Reinaldo. (2018). Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*. 429. 189-197. 10.1016/j.foreco.2018.07.020.

Seta T, Demissew S, & Woldu Z (2018) Litterfall dynamics in Boter-Becho Forest: Moist evergreen montane forest of Southwestern Ethiopia. *Journal of Ecology and The Natural Environment* 10(1): 13-21. DOI:10.5897/JENE2017.0648

Smart SM, Thompson K, Marrs RH, Le Duc MG, Maskell LC & Firbank LG (2006) Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273(1601): 2659–2665. DOI:10.1098/rspb.2006.3630

Souza SR, Veloso MDM, Espírito-Santo MM, Silva JO, Sánchez-Azofeifa A, Souza e Brito BG & Fernandes GW (2019) Litterfall dynamics along a successional gradient in a Brazilian tropical dry forest. *Forest Ecosystems* 6(1): 35. DOI: 10.1186/s40663-019-0194-y

Teixeira PR, Camargo MO, Ferreira RQS, Tavares RC & Souza PB (2017) Variação Temporal De Macronutrientes Na Serapilheira Sob Plantios De Híbridos De Eucalyptus, Aliança Do Tocantins – Tocantins. *Desafios - Revista Interdisciplinar Da Universidade Federal Do Tocantins* 4(4): 102–109. DOI: 10.20873/uft.2359-3652.2017v4n4p102

Treseder KK & Vitousek PM (2001) Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of N and P in Hawaiian rain forests. *Ecology* 82(4): 946-954. DOI: 10.2307/2679894

Viera M, Caldeira MVW, Rovani FFM, Castro KC (2016) Ecological and Environmental Aspects of Nutrient Cycling in the Atlantic Forest, Brazil Tropical Forests - The Challenges of Maintaining Ecosystem Services while Managing the Landscape. DOI: 10.5772/64188

Villa EB; Pereira MG; Alonso J.M, Beutler SJ & Leles PSS (2016) Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. *Floresta e Ambiente*, Seropédica 23(1): 90-99. DOI:10.1590/2179-8087.067513

Vital ART, Guerrini IA, Franken WK, Fonseca RCB (2004) Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore* 28(6):793-800. DOI: 10.1590/S0100-67622004000600004

Vitousek PM (1984) Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65(1): 285-298. DOI: 10.2307/1939481

Yang X, Thornton PE, Ricciuto DM & Post WM (2014) The role of phosphorus dynamics in tropical forests – a modeling study using CLM-CNP. *Biogeosciences* 11: 1667–1681. DOI: 10.5194/bg-11-1667-2014

Zar JH (1999) *Biostatistical Analysis*. New Jersey, 4th ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs

9. Apêndice

Tabela 1. Composição de espécies nas áreas estudadas. R se refere às espécies de áreas restauradas e D às espécies de áreas degradadas.

Família	Espécies	Área
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	R
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	D/R
	<i>Mangifera indica</i> L.	R
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	R
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	R
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	D
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. Ex DC.) Mattos	R
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham	R
Boraginaceae	<i>Cordia myxa</i> L.	D/R
Cannabaceae	<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	D/R
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	R
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	R
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	D/R
Fabaceae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	D/R
	<i>Anadenatena pavovina</i> L.	R
	<i>Anadenatena peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	R
	<i>Bauhinia variegata</i> L.	R
	<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	R
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	R
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	R
	<i>Inga marginata</i> Willd.	R
	<i>Leucena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	R
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	R
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	R
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	D/R
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	D
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr	D
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	R
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	R
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	R

Lamiaceae	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. Ex Walp.	R
Lauraceae	<i>Nectandra megapota mica</i> (Spreng.) Mez	D/R
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	R
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St-Hill	R
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	R
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	R
	<i>Luehea candicans</i> Mart.	R
	<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	R
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	R
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	D/R
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i> L.	R
Myrtaceae	<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	D
	sp.	R
	<i>Psidium guajava</i> L.	R
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	R
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	R
Polygonaceae	<i>Triplaris americana</i> L.	R
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	R
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	D
Salicaceae	<i>Casearia sykvestris</i> Sw.	D/R
Sapindaceae	<i>Koelreuteria bipinata</i> Franch.	R
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	R
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	D

Considerações finais

Em geral, fragmentos restaurados tendem a apresentar maior riqueza de espécies em comparação com áreas degradadas. A presença de uma maior diversidade de espécies arbóreas e de indivíduos juvenis sugere uma recuperação parcial da funcionalidade ecológica e uma melhoria na capacidade desses fragmentos de manter sua biodiversidade. A deposição de serapilheira é um indicador crucial do funcionamento ecossistêmico, e em fragmentos restaurados, observa-se geralmente uma deposição de serapilheira mais elevada e mais constante ao longo do tempo, o que contribui para a manutenção da fertilidade do solo e para a ciclagem de nutrientes e manutenção dos estoques de carbono. Áreas degradadas, por outro lado, tendem a apresentar menores taxas de deposição, o que pode levar a uma menor qualidade do solo e comprometer a regeneração da vegetação, diminuindo o número de indivíduos juvenis estabelecidas. A composição de nutrientes na serapilheira também reflete o estado de conservação dos fragmentos. Em áreas restauradas, a serapilheira geralmente apresenta uma maior concentração de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que são essenciais para a fisiologia e produtividade das plantas e a manutenção dos ciclos biogeoquímicos. Já em áreas degradadas, a serapilheira tende a ser menos rica em nutrientes, o que pode resultar em solos empobrecidos e menor capacidade de suporte à vida vegetal e animal. Esses resultados ressaltam que a restauração de fragmentos florestais é essencial para a recuperação da biodiversidade, da ciclagem de nutrientes e da estabilidade dos ecossistemas. Fragmentos restaurados oferecem melhores condições para a manutenção da riqueza de espécies e dos processos ecológicos vitais, em contraste com áreas degradadas, que continuam a enfrentar desafios significativos para a recuperação ecológica.