

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Sistemas agroflorestais como modelo de conservação e produção para auxiliar as
iniciativas de restauração florestal

Vitoria Duarte Derisso

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciência, Programa: Recursos Florestais. Opção
em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2023

Vitoria Duarte Derisso
Engenheira Florestal

**Sistemas agroflorestais como modelo de conservação e produção para auxiliar iniciativas
de restauração florestal**

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011.

Orientador:

Prof. Dr. EDSON JOSÉ VIDAL DA SILVA

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciência, Programa: Recursos Florestais. Opção
em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2023

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

Derisso, Vitoria Duarte

Sistemas agroflorestais como modelo de conservação e produção para auxiliar iniciativas de restauração florestal / Vitoria Duarte Derisso. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2023.

71 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. . Intensidade de manejo 2. Café sombreado 3. Indicadores de monitoramento 4. Resolução SMA 189/2018 5. Políticas públicas I. Título

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Rita de Cássia e José Luís, grandes professores, pesquisadores e lutadores, que sempre me mostraram desde nova a importância de fazer ciência em prol de uma sociedade mais justa e igualitária.

Aos meus irmãos, Lucas, Eduardo e Heitor, que sempre me inspiraram pela inteligência e curiosidade em entender e descobrir o mundo.

Aos meus companheiros de luta e militância, que compartilham comigo as dores e as delícias de dedicar parte de nossas vidas e energias para a mudança radical da sociedade e para a construção de um projeto político revolucionário e ecossocialista.

AGRADECIMENTOS

O maior ensinamento que recebi durante a Iniciação Científica e que carrego comigo é: ninguém faz pesquisa e ciência sozinho. Esse trabalho só foi possível graças à colaboração de muitas pessoas e instituições, seja de forma indireta ou direta (alguns literalmente colocaram a mão na massa — ou melhor, no solo). Portanto, agradeço:

Primeiramente, aos meus pais, Dra. Rita de Cássia e Dr. José Luis, pela amizade, apoio, incentivo e participação em todos os âmbitos de minha vida, inclusive acadêmica, e aos meus amigos e irmãos, Lucas, Eduardo e Heitor. Temos o privilégio de ser filhos de professores e intelectuais que sempre acreditaram em nós e investiram em nossa formação.

Ao meu orientador e amigo prof. Dr. Edson Vidal, que me acolheu tão bem desde o início do mestrado. Muito obrigada por confiar em meu trabalho, pelas discussões e suporte durante todo o período. Serei sempre grata por todas as portas abertas. Ao Ricardo César (“Xaulin”), que me ajudou e coorientou desde a estruturação do projeto até a correção da última linha desta dissertação. Meus mais sinceros agradecimentos por todos os ensinamentos e experiências que vocês me proporcionaram.

À FAPESP pela concessão da bolsa (processo 2021/00815-0) e pelo financiamento do Projeto Temático “NewFor” (processo 2018/18416-2) em conjunto do NWO, o qual meu projeto está associado.

À Escola Superior “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), Departamento de Ciências Florestais (LCF) e ao Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais (PPGRF), em especial a Giovana, por todo o suporte e acolhimento desde a matrícula até a submissão desta dissertação.

Ao Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) que facilitou e possibilitou a condução da pesquisa nos assentamentos rurais, em especial o Haroldo e a Aline, profissionais que me ensinaram muito sobre sistemas agroflorestais e a realidade do Pontal do Paranapanema.

A todos os produtores e assentados rurais da região do Pontal do Paranapanema pela receptividade, acolhimento e pelas trocas de experiências.

Aos meus amigos e parceiros do LASTROP (Laboratório de Silvicultura Tropical), especialmente a Maria Andréia (“Deia”), Prof. Dr. Pedro Brancalion e Germano (“Caipirinha”).

A todos os bolsistas de Treinamento Técnico do Projeto “Newfor” e mateiros, que estiveram presentes em todos os campos no Pontal do Paranapanema e enfrentaram comigo chuvas, atolamentos de carros, carrapatos, sol e marmitas frias.

Aos meus familiares e amigos por toda a compressão nos momentos de ausência e por tornarem mais leve essa jornada.

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS	11
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1. SISTEMAS AGROFLORESTAIS.....	13
2.2. MANEJO EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DE CAFÉ SOMBREADO	15
2.3. USOS DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM ÁREAS PROTEGIDAS	17
REFERÊNCIAS	21
3. A INTENSIDADE DO MANEJO NÃO AFETA OS INDICADORES ECOLÓGICOS DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS.....	25
RESUMO	25
ABSTRACT.....	25
3.1. INTRODUÇÃO.....	26
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	27
3.2.1. <i>Área de estudo</i>	27
3.2.2. <i>Coleta e avaliação dos dados</i>	29
3.2.2.1. Indicadores ecológicos	29
3.2.2.2. Cobertura de copa.....	30
3.2.2.3. Manejo e produção de café.....	30
3.2.3. <i>Análises dos dados</i>	31
3.3. RESULTADOS	31
3.4. DISCUSSÕES	35
3.5. CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	38
MATERIAIS SUPLEMENTARES.....	41
4. VALIDAÇÃO DOS INDICADORES DE MONITORAMENTO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP) E RESERVA LEGAL (RL).....	49
RESUMO	49
ABSTRACT.....	49
4.1. INTRODUÇÃO.....	50
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS	51
4.2.1. <i>Caracterização da área de estudo</i>	52
4.2.2. <i>Coleta dos dados</i>	53
4.2.3. <i>Análise dos dados</i>	54
4.3. RESULTADOS.....	54
4.4. DISCUSSÕES	58
4.4.1. <i>Avaliação dos valores de referência para o estudo de caso</i>	58
4.4.2. <i>Recomendações para protocolo de monitoramento de SAF em APP e RL</i>	60
4.5. CONCLUSÃO	61

REFERÊNCIAS	62
MATERIAIS SUPLEMENTARES	64
5. CONCLUSÃO FINAL	71

RESUMO

Sistemas agroflorestais como modelo de conservação e produção para auxiliar as iniciativas de restauração florestal

Diante das consequências drásticas da substituição de florestas naturais por outros usos de solos, faz-se necessária elaborar estratégias de conservação e ações restaurativas em paisagens modificadas pelo homem que utilizem modelos produtivos capazes de prover benefícios ecológicos e socioeconômicos, como os sistemas agroflorestais (SAFs). No Brasil, os SAFs são usados para recompor a vegetação da Reserva Legal (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APP) e, no estado de São Paulo, devem estar em conformidade com a Resolução nº SMA 189/2018 e com o protocolo de monitoramento estabelecido pela Portaria CFB nº 07. Sabe-se que a forma de manejar esses sistemas são determinantes para conciliar os benefícios ecológicos e socioeconômicos, porém o conhecimento atual de como conciliá-los ainda é limitado e controverso, além disso, é preciso avaliar a eficácia da SMA 189/2018 e do protocolo de monitoramento. Assim, os objetivos gerais dessa dissertação foram (I) avaliar o efeito da intensidade de manejo na produção de café e nos indicadores ecológicos e (II) analisar se SAFs de diferentes classes de idade da região do Pontal do Paranapanema (SP) atingem os valores de referência dos indicadores de monitoramento de SAFs em APP e RL, conforme a Resolução SMA 189/2018. Foram avaliadas áreas de SAFs de café sombreado intermediários (5-7 anos) e antigos (15-20 anos) localizadas em assentamentos rurais na região do Pontal do Paranapanema (SP) e áreas de floresta conservada. Primeiro, em parcelas de 900 m², coletamos valores de cobertura de copa (%), indicadores ecológicos (biomassa acima do solo, riqueza de espécies arbóreas, densidade de indivíduos arbóreos e regenerantes naturais) e, através de entrevistas, obtivemos informações sobre as práticas de manejo e produção de café (kg.ha⁻¹). Analisamos a relação entre a intensidade de manejo com a produção de café e com os indicadores ecológicos e a relação entre produção de café com os indicadores ecológicos, através de correlações multivariadas. Aplicando o protocolo de monitoramento de SAFs em APP e RL, avaliamos as mesmas áreas de SAFs através dos indicadores selecionados conforme a Resolução (riqueza de espécies nativas, densidade de indivíduos arbóreos e de regenerantes nativos, cobertura de copa e solo) e comparamos as médias dos resultados encontrados com os valores de referência. Nossos resultados mostraram que a intensidade de manejo afetou diretamente a produção de café, porém não impactou os indicadores ecológicos. Também não identificamos trade-off entre produção de café e indicadores ecológicos. Mostramos que os SAFs estudados cumprem papel importante na manutenção de biodiversidade e benefícios ecológicos no Pontal do Paranapanema e seu modelo de implantação poderia servir de exemplo para novos projetos que visem o uso de SAFs biodiversos e agroecológicos para recobrir RL e APP. De forma geral, observamos que a forma de manejar os sistemas agroflorestais através de práticas como a poda e limpeza do chão devem ser considerados tanto para garantir e/ou melhorar a produção de café quanto para atender os valores de referência do ANEXO V da Resolução SMA 189/2018.

Palavras-chave: Intensidade de manejo, Café sombreado, Indicadores de monitoramento, Resolução SMA 189/2018, Políticas públicas

ABSTRACT

Agroforestry systems as a conservation and production model to support forest restoration initiatives

In view of drastic consequences of replacing natural forests with other land uses, it is necessary to develop conservation strategies and restorative actions in human-modified tropical landscapes that use productive systems able to provide ecological and socioeconomic benefits, such as agroforestry systems (AFSs). In Brazil, AFSs are used to recompose the vegetation of the Legal Reserve (RL) and Permanent Preservation Areas (APP), and, in the state of São Paulo (SP), they must comply with Resolution n° SMA 189/2018 and the monitoring protocol established by CFB n° 07. It is known that the practices of management in AFSs is crucial to reconcile these ecological and socioeconomic benefits, but the current knowledge is still limited and controversial. Furthermore, it is necessary to evaluate the effectiveness of SMA 189/2018 and the monitoring protocol. Thus, the overall aims of this dissertation were (i) to evaluate the effect of management intensity on coffee production and ecological indicators and (ii) analyze whether SAFs of different age classes from the Pontal do Paranapanema (SP) region reach the values reference of SAF monitoring indicators in APP and RL, according to SMA Resolution 189/2018. Areas of intermediate and old (5-7 years) and old (15-20 years) in the Pontal do Paranapanema (SP) and old-growth forests areas were evaluated. First, in 900 m² plots, we collected canopy cover values (%), ecological indicators (biomass above ground, richness of tree species, density of tree and natural regenerating individuals) and, through interviews, obtained information on practices of AFS management and coffee production (kg.ha⁻¹). We analyze the relationship between the management intensity with coffee production and the ecological indicators and the relationship between coffee production with ecological indicators, through multivariate correlations. Applying monitoring protocol, we evaluated the same areas of AFS through the selected indicators as resolution (native species wealth, density of tree and native regenerating individuals, pantry and soil coverage) and compared averages of the results found with the reference values. Our results showed that management intensity directly affected coffee production, but did not impact ecological indicators. Nor do we identify trade-off between coffee production and ecological indicators. We show that AFS play an important role in maintaining biodiversity and ecological benefits at Pontal do Paranapanema and their design could serve as an example for new projects aimed at using biodiversis and agroecological AFS to cover RL and APP. In general, we observe that the way to management agroforestry systems through practices such as pruning and cleaning of the floor should be considered both to ensure and/or improve coffee production and to meet the reference values of SMA resolution Annex V 189/2018.

Keyword: Management intensity, Coffee shaded, Monitoring indicators, Resolution SMA 189/2018, Public policies

1. INTRODUÇÃO GERAL

O desmatamento e a fragmentação das florestas naturais contribuem consideravelmente para a perda significativa de serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (SHIMAMOTO et al., 2018) — que ameaça a permanência das espécies em níveis maiores ou menores a depender da sua forma de distribuição e diminui a variabilidade genética e o fluxo gênico (EDWARDS et al., 2014) —, aquecimento global e mudanças climáticas, levando ao que também é denominado por um lado de crise ecológica e, de outro, de crise climática. Ambas as crises são decorrentes sobretudo do mesmo problema: as atividades antrópicas, a exemplo das conversões de florestas naturais para usos de solos voltados, principalmente, para culturas agrícolas e de pastagens, e da queima de combustíveis fósseis (BRANCALION et al., 2016; CHAZDON, 2012a; SHIMAMOTO et al., 2018). Há necessidade de estratégias de preservação desses remanescentes naturais, mas, de forma concomitante, é urgente reverter os impactos ambientais gerados pela degradação e fragmentação, recuperando suas estruturas, funcionalidades e biodiversidade e ao mesmo tempo provendo melhores condições de vida para a humanidade (BRANCALION et al., 2012; CALMON et al., 2011; CÉSAR et al., 2021).

O Brasil foi classificado como o país com a maior taxa de impacto ambiental absoluto do mundo em uma lista de 171 países, e dentre os domínios mais ameaçados está a Mata Atlântica. O histórico de ocupação e de intenso desmatamento da Mata Atlântica esteve intrinsecamente associado de início ao processo de colonização e exploração do pau-brasil (*Panbrasilia echinata*) e aos ciclos econômicos decorrentes que foram responsáveis pela conversão das florestas primárias em outros usos de solos, sobretudo por latifúndios de monocultivos agrícolas (ENGEL, 1999; PINTO et al., 2014). Como resultado da supressão de grande parte da vegetação natural e da pressão pelos recursos naturais, a Mata Atlântica se resume, atualmente, à pequenas manchas de floresta que representam cerca de 26% cobertura original da floresta nativa (REZENDE et al., 2018). A partir disso observamos o contexto de alta demanda em restaurar amplas coberturas florestais no mundo e na Mata Atlântica (LATAWIEC et al., 2015)(LATAWIEC et al., 2015), inclusive aquelas localizadas no estado de São Paulo — que é provavelmente o estado onde mais se restaura florestas tropicais e subtropicais no Brasil com iniciativas de restauração em larga escala (BRANCALION et al., 2010) (BRANCALION et al., 2010). Esse cenário enfatiza a urgência da preservação de remanescentes naturais e a importância de estratégias de conservação de paisagens modificadas pelo homem, com projetos que visam à restauração ecológica, inclusive de larga escala, aliados ao incentivo e uso de modelos produtivos capazes de prover benefícios ecológicos e socioeconômicos, a exemplo dos sistemas agroflorestais (CHAZDON et al., 2009; MELO et al., 2013).

Os sistemas agroflorestais (SAFs) são sistemas produtivos que podem ser definidos, de maneira geral, como a integração de plantas lenhosas em associação com culturas agrícolas, integrados, ou não, com animais. Para além da geração de produtos agrícolas, a inserção do elemento arbóreo atribui ao sistema diversos benefícios ecológicos que estão muito bem documentados pela comunidade científica. É evidente que o grau de complexidade do sistema — isto é, o número de estratos, riqueza e composição de espécies — e a intensidade de manejo irão influenciar na capacidade de fornecer esses benefícios ecológicos. Assim, espera-se que SAFs complexos e biodiversos promovam benefícios superiores à sistemas simplificados nesse sentido. A literatura mais recente coloca em evidência o potencial desses sistemas produtivos como metodologia alternativa e/ou complementar aos projetos de restauração florestal convencionais (BADARI et al., 2020; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019). No Brasil, os SAFs são permitidos para recompor a vegetação em Áreas de Preservação Permanente (APP) e em Reserva Legal (RL), conforme a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012). Já em escala de

paisagem, os SAFs podem cumprir papéis de corredores e trampolins ecológicos (*stepping stones*) e zona tampão (*buffer zone*) de fragmentos florestais.

Os SAFs são sistemas produtivos manejados por humanos e, como existe uma gama enorme de formas de implementar e manejar um SAF, os benefícios sociais, econômicos e ecológicos potenciais destes sistemas são dependentes não somente do contexto edáfico, climático, biológico e de paisagem que estão inseridos, mas da forma como são manejados. Apesar de ser consolidado que ação humana é determinante para a estrutura e diversidade das florestas tropicais (CÉSAR et al., 2021), num contexto de degradação, existem poucos estudos abordando os efeitos do manejo nos indicadores ecológicos e produtivos simultaneamente dos SAFs (CLOUGH et al., 2011; JEZEER et al., 2017; MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022). Para além de entender o efeito do manejo nesses indicadores, é importante monitorá-los ao longo do tempo para garantir que os benefícios esperados sejam atendidos e também para conseguir diagnosticar quais fatores levam ao fracasso ou ao sucesso e interferir no manejo do sistema quando necessário (URRUTH; BASSI; CHEMELLO, 2022). Em contextos em que os SAFs são implantados para recompor a vegetação de áreas protegidas, é fundamental a existência de legislações que regularizem o monitoramento desses sistemas através de indicadores.

A relevância e importância do presente trabalho dá-se entendendo o atual contexto da alta demanda de restaurar amplas coberturas florestais no mundo e na Mata Atlântica, inclusive aquelas localizadas no estado de São Paulo; do uso dos sistemas agroflorestais complexos e biodiversos como potenciais aliadas às ações restaurativas, ao conciliarem interesses produtivos e conservacionistas; da necessidade de entender melhor quais os efeitos da intensidade de manejo na conciliação desses interesses e, por fim, das modificações nas legislações ambientais que permitem o manejo e implantação de SAFs em Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reserva Legal (RL) para uso sustentável e para a recomposição das mesmas. Esta pesquisa está inserida dentro do projeto temático NewFor intitulado “*Understanding restored forests for benefiting people and nature*” (processo 2018/18416-2), fruto da parceria internacional entre Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e da NWO (Organização Holandesa para Pesquisa Científica), que visa compreender a multifuncionalidade de diferentes tipologias florestais que compõem a cobertura de novas florestas no Estado de São Paulo, incluindo os SAFs, para subsidiar a tomada de decisão acerca de como e quais tipologias maximizariam os benefícios da restauração de paisagens florestais, beneficiando natureza e pessoas em diferentes contextos. Assim, dentro do projeto temático NewFor, nosso trabalho pretendeu investigar o uso de sistema agroflorestais como estratégia de modelos produtivos aliados às iniciativas de restauração de larga escala e contribuir no fortalecimento e melhorias de legislações que norteiam o uso dos SAFs no Estado de São Paulo. Os objetivos gerais foram (I) investigar quais os efeitos do manejo de SAFs na produção e nos indicadores ecológicos e (II) e avaliar os valores de referência dos indicadores ecológicos utilizados para monitorar projetos de recomposição vegetal em APP e RL utilizando SAFs (Resolução SMA nº 189/2018).

A pesquisa foi realizada na região do Pontal do Paranapanema (SP), que sofreu intenso desmatamento a partir da metade do século XX, devido ao avanço do gado e do café. Os assentamentos rurais da região foram frutos de lutas pela terra lideradas pelo Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST), que conquistaram a posse da terra de fazendas, sendo que a maioria destas está localizada nas margens do Parque Estadual do Morro do Diabo. Devido à intervenção e diálogo do Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) — preocupado em promover a conservação da região — com o MST, os assentamentos rurais passaram a cumprir um papel importante nas estratégias de restauração de floresta e de paisagem (“*forest and landscape restoration*”). Muitas famílias adotaram o uso de sistemas agroflorestais nas suas propriedades que servem como zona tampão ou trampolins ecológicos. Avaliamos áreas de produção agroflorestal agroecológica e biodiversa, em que a cultura de sub-bosque principal é o café, e que

cumprem papel de trampolins ecológicos na região e áreas de floresta conservada localizadas no P. E. do Morro do Diabo. A implantação dessas áreas de SAFs foi fruto inicialmente das iniciativas do Instituto de Pesquisa Ecológica (IPÊ) no início dos anos 2000, que posteriormente foram ampliadas através do Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável (PDRS) em 2015, financiado pela Secretaria do Estado de São Paulo. Esses SAFs são considerados biodiversos, uma vez que utilizaram cerca de 12 a 20 espécies arbóreas nativas, e agroecológicos, por utilizarem baixas quantidades de insumos agrícolas externos.

A presente dissertação foi desenvolvida em três capítulos, sendo o primeiro uma revisão bibliográfica sobre sistemas agroflorestais, abrangendo os principais tópicos que embasaram a pesquisa como um todo. O segundo, já estruturado em formato de artigo científico, teve como objetivo central investigar os efeitos do manejo nos benefícios ecológicos e produtivos e partiu do princípio de que as áreas de produção agroflorestal dos pequenos produtores tiveram a mesma base de implantação, mas que a condução e manejo dessas áreas foram de responsabilidade de cada família. O terceiro e último capítulo, também estruturado em formato de artigo científico trata-se, até onde sabemos, de uma pesquisa pioneira e foi fruto da necessidade expressa pela Secretaria de Meio Ambiente e Infraestrutura do Estado de São Paulo em realizar pesquisas científicas que validassem os valores de referência dos indicadores de monitoramento de SAFs em APP e RL exigidos na Resolução SMA nº 189/2018. Além de aplicarmos o protocolo de monitoramento e validar os valores de referência dos indicadores ecológicos para a região do Pontal do Paranapanema (SP), trouxemos uma discussão crítica, visando incentivar e nortear futuras pesquisas. Assim, pretendíamos com essa pesquisa de mestrado não apenas investigar o uso de sistema agroflorestais como estratégia de modelos produtivos aliados à conservação da paisagem e às iniciativas de restauração de larga escala, mas também contribuir no fortalecimento e construção de políticas públicas para uso dos SAFs no Estado de São Paulo.

Referências

- BADARI, C. G. et al. Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1135–1144, 2020.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Arvore**, v. 34, n. 3, p. 455–470, 2010.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi**, v. 7, n. 3, p. 219–234, 2012.
- BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. **Natureza e Conservacao**, v. 14, p. 1–15, 2016.
- CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.
- CÉSAR, R. G. et al. It is not just about time : Agricultural practices and surrounding forest cover affect secondary forest recovery in agricultural landscapes. **Biotropica**, n. December 2019, p. 496–508, 2021.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat**, n. 3, p. 195–218, 2012.
- CHAZDON, R. L. et al. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p. 142–153, 2009.

- CLOUGH, Y. et al. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 20, p. 8311–8316, 2011.
- EDWARDS, D. P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 9, p. 511–520, 2014.
- ENGEL, V. L. Sistemas Agroflorestais: Conceitos e Aplicações. In: Introdução aos Sistemas Agroflorestais. Botucatu: FEPAF, 1999. v. 2p. 70.
- JEZEER, R. E. et al. Shaded Coffee and Cocoa – Double Dividend for Biodiversity and Small-scale Farmers. **Ecological Economics**, v. 140, p. 136–145, 2017.
- LATAWIEC, A. E. et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211–218, 2015.
- MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 8, p. 462–468, 2013.
- MOKONDOKO, P.; AVILA-FOUCAT, V. S.; GALEANA-PIZANA, J. M. Biophysical drivers of yield gaps and ecosystem services across different coffee-based agroforestry management types: A global meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 337, n. February 2021, 2022.
- PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212–2229, 2014.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. Perspectives in **Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.
- SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, n. July 2018, p. 140–145, 2019.
- SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, n. 12, p. 1–16, 2018.
- URRUTH, L. M.; BASSI, J. B.; CHEMELLO, D. Policies to encourage agroforestry in the Southern Atlantic Forest. **Land Use Policy**, v. 112, n. June 2020, p. 105802, 2022.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Sistemas agroflorestais

Embora adotado há milhares de anos e originado na agricultura ancestral — com base nas práticas de corte, queima e plantio de árvores nas áreas no período de pousio (MAEZUMI et al., 2018; NAIR, 1993; TORQUEBLAU, 2000) —, o sistema produtivo multifuncional que hoje conhecemos internacionalmente como sistemas agroflorestais se insere na linha do tempo do conhecimento científico somente a partir da década de 1970, contexto em que se buscava solucionar os problemas socioambientais agravados com a Revolução Verde: crescente taxa de desmatamento das regiões tropicais, por um lado, e da pobreza e da fome por outro — sobretudo nas áreas rurais de países em desenvolvimento. A FAO (*Food and Agricultural Organization*) atuou desde essa época para fortalecer e propagar a adoção desses sistemas que, juntamente com a criação do ICRAF (*International Centre for Research in Agroforestry*), em 1977, tornaram o SAF institucional no meio científico, avançando, portanto, na tentativa de ressignificar o papel das árvores no desenvolvimento rural e começar a desmistificar a incompatibilidade da agricultura com a silvicultura (NAIR, 1993, 2013). Até pelo menos duas décadas atrás, eles não eram amplamente aceitos, e a credibilidade por parte dos cientistas quanto ao potencial produtivo em consorciar culturas agrícolas com elemento arbóreo — competindo por recursos naturais como água, luz, nutrientes — era controversa (TORQUEBLAU, 2000). Todavia, como resultado da necessidade e do amplo esforço a fim de conhecer e entender melhor esse tipo de sistema multicultural, hoje tem-se uma literatura mais consolidada e os benefícios ambientais e socioeconômicos vêm sendo comprovados por diversos estudos ao longo desse tempo (BHAGWAT et al., 2008; CHAZDON et al., 2020; DAHLQUIST et al., 2007; DE BEENHOUWER; AERTS; HONNAY, 2013; GONCALVES et al., 2021; JOSE, 2009; MEDEIROS et al., 2019; NAIR; KUMAR; NAIR, 2009; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019; SCHROTH; HARVEY; VINCENT, 2004; TORRALBA et al., 2016).

Há diversas definições do que são sistemas agroflorestais. Estes são entendidos como o manejo de plantas lenhosas (árvores, arbustivas, bambus, palmeiras) em associação com culturas agrícolas, herbáceas, podendo estar integradas, ou não, com animais usados simultaneamente ou sequencialmente, em que os componentes presentes interagem ecológica e economicamente. Esta definição foi estabelecida pelo ICRAF – *International Centre for Research in Agroforestry*, e atualmente é aceita mundialmente (NAIR, 1993). Dentro desta cabe, portanto, uma ampla variedade de sistemas, com inúmeras possibilidades de arranjos e combinações espaciais e temporais entre as espécies agrícolas e florestais, desde os sistemas mais simples até os mais complexos (NAIR, 1993; SCHROTH, GÖTZ; FONSECA, GUSTAVO A. B.; HARVEY, CELIA A.; VASCONCELOS, HERALDO L.; GASCON, CLAUDE AND IZAC, 2004) com diferentes intensidades de manejo, desde manejos de baixo impacto até os mais intensivos. Independente das complexidades entre os diferentes tipos de SAFs, a integração entre diferentes componentes na mesma unidade de manejo parte do pressuposto de que esses sistemas são estruturalmente e funcionalmente mais complexos que as monoculturas agrícolas ou silviculturais e que utilizam os recursos naturais de forma mais eficiente (NAIR; KUMAR; NAIR, 2009). Além disso, a inserção do elemento arbóreo confere aos sistemas agrícolas diversos benefícios ecológicos e serviços ecossistêmicos, a saber: aumento nos níveis de fertilidade do solo, sequestro de carbono, diversidade da fauna e flora, minimizar processos erosivos e *run-off*, aumento da polinização, diminuição das doenças e pragas agrícolas ao mesmo tempo que possibilita a provisão de produtos diversificados, como madeireiros, não madeireiros e alimentícios (BEER et al., 1997; CERDA et al., 2017; JOSE, 2009; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019). Estudos mais recentes mostraram que é possível conciliar a produção agrícola com alta

biodiversidade de fauna e flora e os serviços ecossistêmicos citados (CLOUGH et al., 2011; JOSE, 2009). No entanto, a literatura sugere que o nível de complexidade do SAF e a intensidade de manejo influenciam na provisão desses serviços ecossistêmicos e também na biodiversidade de espécies (BEER et al., 1997; CERDA et al., 2017; DE BEENHOUWER; AERTS; HONNAY, 2013a; JOSE, 2009; MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019).

Os SAFs mais complexos do tipo biodiversos e multiestratificados no espaço e no tempo — ou seja, que visam a estratificação vertical e sucessão ecológica das espécies no sistema, respectivamente, apresentam similaridades às florestas tropicais naturais quanto a estrutura e funcionalidade, ocorrendo em diversos países da região tropical (SCHROTH; HARVEY; VINCENT, 2004). Eles são importantes na contribuição da manutenção da biodiversidade para além dos remanescentes florestais protegidos ou “intactos”, pois servem de abrigo para diversas espécies não-arbóreas, como pássaros, insetos, mamíferos, anfíbios etc. em áreas que se encontram fragmentadas e antropizadas (BHAGWAT et al., 2008); por melhorarem consideravelmente a conectividade da paisagem, diminuindo os efeitos da fragmentação e facilitando a circulação da fauna (HAGGAR et al., 2019; UEZU; BEYER; METZGER, 2008); por contribuírem no aumento da heterogeneidade em nível de habitat e paisagem; e por ajudarem a diminuir a pressão e o uso dos recursos fornecidos pelas florestas (uma vez que podem fornecer diferentes produtos agrícolas, madeireiros e não madeireiros). Embora similares, não conseguem alcançar os mesmos parâmetros ecológicos das florestas primárias (BADARI et al., 2020; BHAGWAT et al., 2008; DE BEENHOUWER; AERTS; HONNAY, 2013a; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019; SHIMAMOTO et al., 2018), fato que inclusive já foi observado em outros plantios de restauração florestal com espécies nativas ou por meio de regeneração natural (CÉSAR et al., 2018; SHIMAMOTO et al., 2018). Mesmo assim, as agroflorestas biodiversas são utilizadas enquanto parte da estratégia de conservação de paisagem nas regiões tropicais (CHAZDON et al., 2009), cumprindo papéis de corredores ecológicos, trampolins ou “*stepping stones*”, e zona tampão (SCHROTH; HARVEY; VINCENT, 2004). Há também, cada vez mais, estudos que colocam em evidência o seu potencial enquanto estratégia alternativa e complementar para projetos de restauração florestal (BADARI et al., 2020; DE SOUZA et al., 2016; NAVAS; SILVA, 2016; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019; VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009), chamando atenção pela possibilidade de reduzir os custos de implantação (um dos principais fatores a serem levados em conta pelos tomadores de decisão ao elaborarem ou apoiarem esses projetos) e trazer benefícios para os agricultores logo nos primeiros anos com cultivos agrícolas (CHAZDON et al., 2020).

As agroflorestas biodiversas permitem uma geração diversificada de produtos, possibilitando cultivos e fluxo de caixa durante o ano inteiro (ENGEL, 1999; MICCOLIS et al., 2019). A diversificação bem como o rendimento da produção dependerá da composição botânica, da fisionomia da floresta, da escolha das culturas agrícolas, dos objetivos do agricultor e do tipo e da intensidade de manejo da área, e interferirá diretamente na segurança alimentar e na qualidade de vida dos produtores (EWERT et al., 2016; WILSON; LOVELL, 2016). Por isso, para além dos benefícios ecológicos, é de suma importância considerar os impactos socioeconômicos dos SAF, uma vez que são sistemas produtivos cultivados majoritariamente por agricultores familiares e comunidades tradicionais e indígenas, grupos esses que têm como base — ou é uma parte significativa de sua subsistência — o manejo e a exploração agroflorestal e/ou o uso sustentável de espécies nativas (SCHROTH; HARVEY; VINCENT, 2004). Assim, as estratégias de conservação das paisagens modificadas pelo homem (por exemplo, projetos de restauração de paisagem de larga escala) precisam entender quais são as demandas e necessidades das comunidades envolvidas para as garantir dentro desses projetos (DE SOUZA et al., 2016). Nesse sentido, são necessário mais estudos que compreendam profundamente os impactos socioeconômicos desses sistemas no contexto da agricultura

familiar, de forma que seus benefícios sejam potencializados ao invés de prejudicar suas condições de vida (SHENNAN-FARPÓN et al., 2021). Para que esses sistemas avancem e obtenham mais sucesso, é importante entender também os seus fracassos para aprender com eles (CULLEN; LIMA; BELTRAME, 2004), investigando quais são as barreiras e dificuldades de implementá-los ou de garantir a condução do sistema a médio e longo prazo (URRUTH; BASSI; CHEMELLO, 2022).

Dentro do contexto atual, em que o aumento contínuo das emissões de gases do efeito estufa (GEE) para a atmosfera reflete em altas concentrações desses na atmosfera, trazendo diversas consequências para os ecossistemas e a humanidade (IPCC, 2014, 2019), os sistemas agroflorestais têm se destacado como grandes aliados às estratégias de mitigação e adaptação das mudanças climáticas e aquecimento global (TSCHORA; CHERUBINI, 2020), isso porque a conciliação dos indivíduos arbóreos com culturas agrícolas aumenta o sequestro de CO₂ da atmosfera (ABBAS et al., 2017; ZOMER et al., 2016), além de modificar o microclima, melhorando as condições das altas temperaturas e flutuações no regime de umidade (LASCO; DELFINO; ESPALDON, 2014). Estes benefícios são importantes para evitar e reduzir quedas na produção de culturas de sub-bosque, a exemplo do café que é sensível às alterações climáticas (GOMES et al., 2020).

2.2. Manejo em sistemas agroflorestais de café sombreado

A origem do cultivo do café arábica (*Coffea arábica*)¹ está nas regiões montanhosas da Etiópia desde meados dos anos 800 d.C., onde eram cultivados no sub bosque de florestas naturais ou já antropizadas, espalhando-se para outras regiões tropicais na Ásia e nas Américas entre os séculos XVII e XIX. Com as modificações dos plantios de café (que passaram de sistemas sombreados para cultivos a pleno sol entre os sec. XVIII e XIX), o tipo de sistema de produção cafeeira variou fortemente de uma região para outra e até mesmo dentro de uma mesma região ao longo do tempo. No Brasil, por exemplo, ele foi introduzido pelo cultivo monocultural, a pleno sol, enquanto que em El Salvador e Nicarágua foi historicamente produzido em sistemas sombreados (SOMARRIBA et al., 2004), já a Costa Rica foi intensificando consideravelmente os cultivos ao longo do tempo (HAGGAR et al., 2021). Quanto à diversidade da estrutura dos plantios de café, têm-se, como visto, dois extremos: de um lado os plantios monoculturais à pleno sol e do outro os sistemas complexos, cultivados no sub-bosque de florestas primárias ou em estágios mais avançados de sucessão, multiestratificados e com alta riqueza de espécies arbóreas. Entre esses extremos, há outros modelos agroflorestais, formando um gradiente de complexidade, que segundo Somarriba et al (2004) são classificados em: (1) café sombreado por apenas 1 estrato vertical, geralmente formado por uma única espécie que, além do sombreamento, pode ter como função melhorar as condições físicas, fornecer madeira ou como segunda cultura para fins comercial; (2) café sombreado por 2 estratos verticais, sendo que a combinação das espécies e suas funções no sistema podem variar; (3) café sombreado por 3 ou 4 estratos, podendo ser associado com muitas espécies e outras culturas — por isso, eles também são conhecidos como “policultura de café” —, misturando palmeiras, árvores frutíferas e madeireiras.

Sabe-se que, para viabilizar o desenvolvimento do café em sistemas sombreados, é necessário o emprego de diferentes práticas de manejo (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022). A poda permite maior entrada de luz no sistema, funcionando como aberturas de clareiras (AMADOR, 2003) e evita o sombreamento excessivo do café que normalmente apresenta quedas significativas na sua produção em áreas com

¹ Foi dado o enfoque nessa espécie pois foi aquela estudada no presente trabalho.

cobertura de copa acima de 50% (CERDA et al., 2017; PERFECTO et al., 2005; SARMIENTO-SOLER et al., 2020; SOTO-PINTO et al., 2000). Toda a biomassa dos indivíduos lenhosos podada deve ser depositada na superfície do solo e posteriormente decomposta junto da serapilheira formada para além da poda. Sabe-se que esse mecanismo é uma das principais formas de melhorar as características físicas e químicas do solo e consequentemente aumentar a sua fertilidade (YOUNG, 1989; NAIR, 1993) ao favorecer a troca constante de nutriente no sistema solo-planta — através do processo conhecido como ciclagem de nutriente — e aumentar a matéria orgânica, proteger os solos de processos erosivos e aumentar a produtividade do sistema (SOUZA et al., 2012). A poda por si só não ditará a qualidade das características do solo, pois este dependerá também da quantidade de nutrientes já existentes na biomassa desses resíduos gerados bem como a taxa de decomposição da matéria orgânica (BUCK; LASSOIE; FERNANDES; NAIR, 1999). Além disso, a manutenção do solo coberto pela serapilheira e resíduos vegetais da poda são eficientes no combate ao desenvolvimento e propagação de gramíneas, dispensando o uso de agrotóxicos, comumente utilizados em plantios de monoculturas plantados a pleno sol (BUCK; LASSOIE; FERNANDES; STAVEN, 1999). O controle de gramíneas e de espécies espontâneas reduzem a competição com os pés de café por recursos naturais, e a limpeza por meio da capina pode facilitar as condições de infiltração de água no solo favorecendo a inflorescência e a produção de café (BOREUX et al., 2016). A combinação dessas práticas com a ausência de insumos químicos externos, como os agrotóxicos, viabilizam a produção agroflorestal agroecológica do café (TEIXEIRA et al., 2021).

A inserção de mais técnicas e insumos externos para intensificar a produção de café e maximizar sua produção — configurando sistemas simplificados — foi generalizada a partir do século XV. Dessa forma, o que vemos atualmente são produções cafeeiras caracterizadas por um amplo gradiente de manejo (CERDA et al., 2017; MAS; DIETSCH, 2003; MOGUEL; TOLEDO, 1999). Essa tendência cada vez mais forte de desassociar os cultivos agrícolas do elemento arbóreo refletiu diretamente no desflorestamento e na perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, chamando a atenção dos pesquisadores para o tema, incentivando a realização de diversos estudos científicos nesse sentido nas regiões tropicais, os quais vêm confirmando a importância dos sistemas sombreados para manutenção da biodiversidade e da cobertura florestal, bem como os impactos ambientais dos plantios à pleno sol (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022; PERFECTO; VANDERMEER; PHILPOTT, 2014). Inclusive, para além dos benefícios ecológicos, em determinadas situações é necessária a escolha de modelos sombreados para não limitar a produção de café (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022), como é o caso de regiões secas e quentes (DAMATTA, 2004) e em áreas próximas a vulcões e que são vulneráveis as chuvas ácidas ou locais com ventos fortes, uma vez que melhoram as condições de microclima (SOMARRIBA et al., 2004). As condições socioeconômicas também devem ser levadas em consideração, como é o caso de agricultores familiares, pois os sistemas sombreados, sobretudo os multiestratificados e biodiversos, permitem diversificar a produção, seja para própria subsistência e/ou venda de excedentes, melhorando suas condições de vida (WILSON; LOVELL, 2016).

Pesquisas mais recentes mostram que é possível conciliar a produção de café com os benefícios ecológicos em SAFs sombreados mais complexos e biodiversos; no entanto, o conhecimento de como promovê-la ainda é limitado e controverso, necessitando de mais estudos. Mas de forma geral, a provisão desses benefícios irá depender da interação entre fatores biofísicos, do contexto da paisagem e das características de manejo (como características do plantio, sombreamento e as práticas de manejo, algumas delas já citadas anteriormente). Esses estudos também sugerem que as práticas de manejo são as variáveis mais limitantes na produção de café (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022). A ampla maioria desses estudos classificaram

a intensificação do manejo a partir das características das árvores de sombra (densidade de árvores, uso e número de espécies nativas e/ou exóticas, porcentagem de cobertura de copa) e compararam a produção de café, biodiversidade e serviços ecossistêmicos de sistemas com configurações e design muito diferentes desde a implantação (DE BEENHOUWER et al., 2016; MAS; DIETSCH, 2003; SOTO-PINTO et al., 2000). E por isso o efeito da intensidade de manejo considerando o conjunto de diferentes práticas agrícolas e silviculturais, como a capina, poda, fertilização, desbaste etc., bem como a relevância de cada prática dependendo do contexto em que o SAF está inserido, ainda é pouco compreendido, sobretudo em produções agroecológicas (TEIXEIRA et al., 2021). Dessa forma, para além de definir quais configurações de SAFs mais beneficiam a produção cafeeira e indicadores ecológicos em determinado contexto de paisagem, é necessário estudar como conduzi-los corretamente ao longo do tempo através do manejo, quais as práticas de manejo e como elas devem ser combinadas. Outro aspecto que também continua pouco compreendido é a dinâmica da produção de café em sistemas sombreados ao longo do tempo (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022). Embora haja indícios de que os arbustos de café em sistemas a pleno sol têm expectativa de vida menor àqueles sombreados, devido à exposição direta à radiação solar (BEER et al., 1997), há poucos os estudos que analisam a relação entre a idade do sistema e produção de café, e seus resultados são controversos (JEZEER et al., 2019; SOTO-PINTO et al., 2000; WANG et al., 2015).

Por fim, em contextos nos quais os sistemas agroflorestais tenham como metas a manutenção da biodiversidade dos serviços ecossistêmicos e de beneficiar socioeconomicamente a população em paisagens modificadas pelo homem, devemos nos atentar às práticas de manejos e à intensidade em que são aplicadas, no esforço de garantir melhores benefícios ecológicos aos ecossistemas. Conforme a Lei nº 12.615/2012, áreas protegidas pela legislação ambiental brasileira — Reserva Legal e Área de Proteção Permanente — são exemplos importantes de contextos com esse carácter, em que são preferíveis manejos menos intensivos.

2.3. Usos de sistemas agroflorestais em áreas protegidas

Definir legalmente a existência de áreas protegidas é uma estratégia de suma importância para conservação de ecossistemas naturais remanescentes, ainda que sua efetividade seja questionada (GONÇALVES-SOUZA et al., 2021). No Brasil, a responsabilidade ambiental de preservar a biodiversidade e de garantir a provisão de serviços ecossistêmicos em áreas protegidas não é apenas do Estado, uma vez que essas áreas são limitadas tanto em áreas públicas quanto privadas, conforme instituída pela Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981). Como a grande maioria das áreas de florestas remanescentes está localizada em áreas privadas (367 Mha considerando um total de 537 Mha), é de extrema importância que a preservação dessas áreas seja exigida e prevista na legislação (SPAROVEK et al., 2012). A Lei nº 4.771/1965, o segundo Código Florestal brasileiro, estabeleceu duas categorias de áreas protegidas em propriedades privadas: Área de Proteção Permanente (APP) e Reserva Legal (RL). Na prática, a legislação separou dentro dos imóveis rurais as áreas destinadas à preservação e conservação da vegetação nativa (APP e RL) e aquelas voltadas para atividades produtivas — sobretudo monoculturas — com nenhuma ou pouca preocupação com a perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos provenientes desses tipos de usos do solo — esse fato reforçou a ideia de que há uma dicotomia entre produção e conservação, ou seja, a floresta e a necessidade de preservá-la e/ou recuperá-la dentro dos imóveis rurais são vistas como empecilhos ao crescimento do setor agrícola e desenvolvimento econômico, criando grande pressão sobre as florestas nativas fora

das APP e das RL. Dentre as mudanças na Lei nº 4.771/1965 que deram origem a atual Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), alvo de muitas discussões e polêmicas², uma refere-se à definição e ao uso das RL³ e atualmente é entendida como “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural [...], com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa” (Art. 3 § III); e a outra se refere à forma de recompor a vegetação da mesma: atualmente é permitido o uso de espécies exóticas pioneiras, enquanto que na legislação anterior era previsto somente o uso de espécies nativas.

Aos olhos das legislações ambientais — a exemplo da Lei de Proteção da Vegetação Nativa e da Lei de Utilização e Proteção da Mata Atlântica (nº 11.428/2018) —, os SAFs são caracterizados por serem práticas de interesse social, quando praticadas em pequenas propriedades ou posse rural familiar, desde que seu manejo não descaracterize a cobertura vegetal ou prejudique a função ambiental da área. Por pequena propriedade ou posse rural familiar — conforme explicitado no artigo 3 inciso V da Lei nº 12.651/2012, e tendo como base a definição da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais (Lei nº 11.326) —, entende-se quem não detenha, a qualquer título, área maior do que 4 módulos fiscais; utilize predominantemente mão-de-obra da própria família nas atividades econômicas; e tenha percentual mínimo de 80% da renda familiar originada de atividades econômicas do seu estabelecimento (BRASIL, 2012). Além disso, segundo o artigo 3 da Lei nº 12.651/2012, a exploração e o manejo agroflorestal sustentável⁴ são considerados atividades de baixo impacto ambiental e por isso esses sistemas são previstos como estratégia de uso e/ou recomposição em áreas protegidas (APP e RL)⁵ uma vez que a legislação permite intervenções caracterizadas por interesse social e por baixo impacto ambiental nestas áreas. Também estão previstas, nessa mesma lei, sob quais condições se dá a obrigatoriedade da recomposição da vegetação das APPs e RL, indicando quais objetivos os projetos de recomposição devem atingir (tanto aqueles que utilizam métodos convencionais de restauração florestal quanto o uso de SAF).

Essas alterações referentes ao uso de SAF em áreas protegidas podem ser vistas de imediato com entusiasmo como uma forma de incentivar o manejo desses sistemas, aumentando a sua importância e

² Diversos cientistas e pesquisadores mostraram os impactos ambientais com determinadas modificações na nova legislação ambiental, motivadas a atender principalmente aos interesses e reivindicações do setor do agronegócio.

³ Conforme o artigo 1 inciso III: “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas”.

⁴ De acordo com o 3º artigo da Lei nº 12.671/2012, que trata dos conceitos e definições utilizadas no documento, é considerada exploração agroflorestal e manejo florestal sustentável, comunitário e familiar, atividades que não descaracterizem a cobertura vegetal nativa existente e nem prejudiquem a função ambiental da área.

⁵ As RLs devem ser regulamentadas de acordo com a lei e conservadas com vegetação nativa, e, quando obrigatório, sua recomposição também poderá ser feita através da implantação de SAFs. Conforme os artigos 7 e 8, que tratam do Regime de Proteção das APP, a vegetação situada nestas áreas deve ser mantida, a recomposição é obrigatória em casos de supressão — salvo em casos de APP localizadas em áreas rurais consolidadas (ver artigo 66) — e a intervenção ou supressão da vegetação já existente só é permitida em casos considerados de utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto, a exemplo da exploração ou manejo sustentável de SAF, conforme já mencionado.

reconhecimento em nível nacional (SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019), mas, através de análises mais profundas da Lei nº 12.651/2012 realizadas dentro de um contexto mais amplo, é perceptível que ela por si não é suficiente para cumprir tais expectativas (DE ALBUQUERQUE, 2016). Uma das críticas que sustentam essa posição destaca a ausência de parâmetros ou valores de referência que orientem “se” ou “quando” os objetivos da recomposição vegetal serão alcançados, além de não especificarem quais modelos de sistema agroflorestal que poderão ser conduzidos — fator de extrema relevância, uma vez que há diferentes tipos de SAFs que contribuem de forma distinta com benefícios ecológicos e econômicos. Em outras palavras, a legislação explicita os objetivos, mas não indica o meio para alcançá-los. Essa falha fez com que alguns autores a considerassem “generalista”, podendo prejudicar tanto a eficácia de projetos de restauração (CHAVES et al., 2015) quanto a compreensão da importância do uso e manejo dos sistemas agroflorestais de baixo impacto (EWERT et al., 2016). Além disso, existem diversas barreiras legais e políticas presentes em outras legislações ambientais que atrapalham (ou mesmo inviabilizam) o uso e manejo de SAF a médio e longo prazo, não só apenas em RL e APP, mas de forma generalizada (EWERT et al., 2016; URRUTH; BASSI; CHEMELLO, 2022). Por exemplo, de acordo com a Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006 que dispõe sobre a Utilização e Proteção da Vegetação Nativa do Bioma Mata Atlântica e com o Decreto 6.600 de 2008, há restrições de uso e corte de espécies nativas e das florestas de forma geral nos estágios sucessionais secundários e primários, inviabilizando, assim, o emprego de atividades de manejo (por exemplo, desbaste e poda) nas agroflorestas a depender do estágio sucessional, mesmo que sejam de baixo impacto.

Na prática, as legislações ambientais que estão associadas às agroflorestas funcionam de forma contraditória e controversa (DE ALBUQUERQUE, 2016) e, ao invés de estimular a implantação e promover o aumento desses sistemas no país, prejudicam o seu manejo ao longo do tempo e desincentivam seu uso, sobretudo por parte dos agricultores familiares. A principal razão disso está na incapacidade das legislações em distinguir manejos extensivos e usos de solos “amigáveis”, como é o caso dos SAFs ou de produções agroecológicas no geral, daqueles que superexploram os recursos naturais e contribuem para a perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos — o que está diretamente relacionado à visão dicotômica entre conservação e produção (DE SOUZA et al., 2016; URRUTH; BASSI; CHEMELLO, 2022) — e, infelizmente, o cenário brasileiro é similar a outros países como a Bolívia, África do sul e Vietnã. Algumas das consequências dos entraves e barreiras presentes nas legislações são a desistência dos produtores em implantar sistemas mais complexos com uso de espécies nativas para investir em produções monocultoras ou cultivo de espécies exóticas e o desrespeito para com os modos de vida de comunidades tradicionais, que muitas vezes tem como base da sua subsistência a produção em agroflorestas biodiversas.

Na tentativa de viabilizar, do ponto de vista jurídico, a exploração e o manejo sustentável da vegetação nativa dentro de imóveis rurais a fim de a tornar produtiva e atrativa; promover a recuperação da cobertura florestal para além das áreas protegidas de forma que possam ser manejadas ao longo do tempo sem impedimento jurídico; incentivar o emprego de atividades agroecológicas (a exemplo dos SAFs); e viabilizar juridicamente o direito dos Povos e Comunidades Tradicionais de exercerem seus modos de vida intrinsecamente atrelados ao uso sustentável das florestas remanescentes, a Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA-SP), tornou pública a Resolução SMA nº189, de 20 de Dezembro de 2018, que Estabelece critérios e procedimentos para a exploração de espécies nativas no Estado de São Paulo em cinco modalidades, a saber: I - Coleta em Área de Vegetação Natural; II - Exploração Seletiva em Área de Vegetação Natural; III - Intervenção na Vegetação de Reflorestamento; IV - Plantio e Exploração Seletiva de Indivíduos Plantados em Área de Vegetação Natural; e V - Manejo Agroflorestal Sustentável para os biomas Mata Atlântica e Cerrado. A resolução em questão revogou e substituiu a Resolução SMA

nº 14 de 14 de 25 de fevereiro de 2014, que estabelecia critérios e procedimentos para plantio, coleta e exploração sustentáveis de espécies nativas do Brasil no bioma Mata Atlântica, no Estado de São Paulo. O histórico das discussões que permearam a elaboração da resolução está intrinsecamente baseado na compreensão da necessidade de romper com o abismo criado entre conservação e produção e seus reflexos nas exigências das legislações ambientais que acabam criando mais barreiras e processos burocráticos para aqueles que tem interesse, uma vez que entende o uso sustentável de espécies nativas brasileiras como estratégia de conservação de paisagens, sendo este um dos seus objetivos centrais. Para preencher as lacunas e falhas existentes na Lei nº 12.675/2012 quanto ao uso de SAF dentro dos imóveis rurais, a Resolução SMA 189/2018 diferenciou e definiu as atividades de Exploração Agroflorestal e de Manejo Sustentável Agroflorestal e estabeleceu critérios e regras de uso, levando em consideração as áreas do imóvel rural definidas e delimitadas no Cadastro Ambiental Rural (CAR)⁶. Para a SMA 189/2018, as áreas do imóvel rural onde há vegetação nativa inscrita no CAR são denominadas de Áreas de Vegetação Natural, enquanto os restantes são considerados Áreas de Uso Alternativo do Solo.

a) SAF em área de Vegetação Natural:

Conforme o artigo 19, o Manejo Agroflorestal Sustentável é permitido em vegetação secundária nos estágios inicial e médio de regeneração de formações florestais, quando praticado por Povos e Comunidades Tradicionais ou em pequenos imóveis rurais, em situações que a maior parte do imóvel apresente vegetação natural, tanto em RL quanto em APP, sendo que neste último caso só é permitida quanto esgotada a possibilidade de uso no restante do imóvel. É previsto a exploração de produtos madeireiros e não-madeireiros.

b) SAF em área de Uso Alternativo do Solo Áreas em APP e RL para agricultores familiares:

Conforme o artigo 12, a Exploração Agroflorestal em áreas de Vegetação de Reflorestamento inseridas em APP ou RL com recomposição obrigatória são permitidas quando forem praticadas por agricultores familiares ou empreendedor rural familiar. Nesse caso, são permitidos apenas a implantação e condução de SAF biodiversos, multiestratificados e sucessionais com práticas agroecológicas, desde que o projeto atinja os valores mínimos de referência para os indicadores ecológicos referentes à estrutura e composição do sistema presentes no ANEXO V da Resolução, que serão monitorados ao longo do tempo seguindo o protocolo de monitoramento segundo a Portaria CFB nº 07, divulgada em 02 de junho de 2021 (SÃO PAULO, 2018).

c) SAF em área de Uso Alternativo do Solo:

O uso de SAF em área de Uso Alternativo do Solo fora de APP e RL é livre para todo tipo e tamanho de imóvel rural; no entanto, é importante que essas áreas sejam registradas no Cadastro de Plantio de Reflorestamento, uma vez que em um estágio mais avançado do sistema possa ser confundida com vegetação nativa. Quando nos referimos à área rural consolidada em APP, a única exigência é que se mantenha uma faixa mais próxima aos cursos d'água destinadas à recomposição de vegetação nativa, conforme artigo 61-A da Lei nº 12.651/2012. As áreas de Uso Alternativo de Solo sobrepostas com RL devem ser recompostas — Vegetação de Reflorestamento —, e nesse caso, diferentemente da Exploração Agroflorestal, a implantação de SAF para fins de recomposição é permitida em qualquer tipo de imóvel rural desde que atendam aos indicadores previstos na SMA 32. Em todas essas situações, são previstas a exploração de produtos madeireiros e não-madeireiros.

⁶ Conforme o artigo 29 da Lei 12651/2012, o CAR tem como função compor uma base de dados com as informações ambientais das propriedades rurais privadas. Na inscrição e identificação da propriedade deve contar informações quanto a localização dos remanescentes de vegetação nativa, das APP, das Áreas de Uso Restrito, das áreas consolidadas e, caso existente, também da localização da RL.

Dessa forma, a legislação atual que normatiza o uso e o monitoramento de sistemas agroflorestais em áreas protegidas para o Estado de São Paulo é a Resolução SMA nº189/2018. Sua promulgação é positiva, uma vez que poderá contribuir com a difusão do uso dos SAFs complexos e agroecológicos em propriedades privadas, sobretudo em contextos da agricultura familiar e comunidades tradicionais; garantir retorno econômico e fluxo de caixa contínuo ao longo do tempo, por autorizar o manejo de forma sustentável sem penalização; e contribuir para a manutenção da biodiversidade e auxiliar as estratégias de conservação e restauração ecológica da paisagem. Por outro lado, a Resolução implica em desafios importantes que, inclusive, garantirão a concretização dos avanços previstos, como a necessidade de pesquisas que avaliem a eficácia do protocolo, considerando a escolha dos indicadores ecológicos e os respectivos valores de referência. Ou seja, é preciso discuti-la cientificamente com base em evidências, a exemplo de diversos grupos de pesquisadores, membros de órgãos públicos etc. fizeram em relação à construção de protocolos de monitoramento e determinação de indicadores utilizados para garantir o sucesso de projetos de restauração florestal (CHAVES et al., 2015; VIANI et al., 2017, 2018). Estudos desse tipo serão importantes para sugerir melhorias na legislação e garantir que as agroflorestas sejam sistemas produtivos capazes de conciliar os objetivos ecológicos e socioeconômico de RL e APPs em pequenas propriedades.

Referências

- ABBAS, F. et al. Agroforestry: a sustainable environmental practice for carbon sequestration under the climate change scenarios—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 12, p. 11177–11191, 2017.
- AMADOR, D. B. Restauração de ecossistemas com sistemas agroflorestais. In: KAGEYAMA, P. Y. ET AL. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 333–340.
- BADARI, C. G. et al. Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1135–1144, 2020.
- BEER, J. et al. Shade management in coffee and cacao plantations. **Agroforestry Systems**, v. 38, n. 1–3, p. 139–164, 1997.
- BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261–267, 2008.
- BOREUX, V. et al. Agroforestry coffee production increased by native shade trees, irrigation, and liming. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 36, n. 3, 2016.
- BUCK, L. E. ; LASSOIE, J. P. ; FERNANDES, E. C. M. **Agroforestry in sustainable agricultural systems**. Boca Raton, USA: Lewis Publishers Inc., 1999.
- CERDA, R. et al. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. **European Journal of Agronomy**, v. 82, p. 308–319, 2017.
- CÉSAR, R. G. et al. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 28, n. 2, p. 373–384, 2018.
- CHAVES, R. B. et al. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: New perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 754–759, 2015.
- CHAZDON, R. L. et al. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p. 142–153, 2009.

- CHAZDON, R. L. et al. People, primates and predators in the Pontal: from endangered species conservation to forest and landscape restoration in Brazil's Atlantic Forest. **Royal Society Open Science**, v. 7, n. 12, p. 200939, 9 dez. 2020.
- CLOUGH, Y. et al. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 20, p. 8311–8316, 2011.
- DAHLQUIST, R. M. et al. Incorporating livelihoods in biodiversity conservation: a case study of cacao agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 8, p. 2311–2333, 6 jul. 2007.
- DAMATTA, F. M. Ecophysiological constraints on the production of shaded and unshaded coffee: A review. **Field Crops Research**, v. 86, n. 2–3, p. 99–114, 2004.
- DE ALBUQUERQUE, M. F. C. The Sustainable Use of Biodiversity and Its Implications in Agriculture: The Agroforestry Case in the Brazilian Legal Framework. In: MAUERHOFER, V. (Ed.). **Legal Aspects of Sustainable Development**. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 585–606.
- DE BEENHOUWER, M. et al. Biodiversity and carbon storage co-benefits of coffee agroforestry across a gradient of increasing management intensity in the SW Ethiopian highlands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 222, p. 193–199, 2016.
- DE BEENHOUWER, M.; AERTS, R.; HONNAY, O. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 175, p. 1–7, 2013.
- DE SOUZA, S. E. X. F. et al. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second growth forests in Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 868–881, 2016.
- ENGEL, V. L. Sistemas Agroflorestais: Conceitos e Aplicações. In: **Introdução aos Sistemas Agroflorestais**. Botucatu: FEPAF, 1999. v. 2p. 70.
- EWERT, M. et al. Sistemas agroflorestais multiestrata e a legislação ambiental brasileira: desafios e soluções. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 36, p. 95–114, 2016.
- GOMES, L. C. et al. Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 294, n. September 2019, p. 106858, 2020.
- GONÇALVES-SOUZA, D. et al. The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. **Science Advances**, v. 7, n. 38, 2021.
- GONCALVES, N. et al. Potential economic impact of carbon sequestration in coffee agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 95, n. 2, p. 419–430, 21 fev. 2021.
- HAGGAR, J. et al. Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 283, n. June, p. 106567, 2019.
- HAGGAR, J. et al. Shade and Agronomic Intensification in Coffee Agroforestry Systems: Trade-Off or Synergy? **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 5, n. April, p. 1–14, 26 abr. 2021.
- IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. In: **Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva, Switzerland.: IPCC, 2014. p. 151.
- IPCC. **Summary for Policymakers**. [s.l.] Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystem, 2019.

- JEZEER, R. E. et al. Benefits for multiple ecosystem services in Peruvian coffee agroforestry systems without reducing yield. **Ecosystem Services**, v. 40, n. October, p. 101033, 2019.
- JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 1–10, 2009.
- LASCO, R. D.; DELFINO, R. J. P.; ESPALDON, M. L. O. Agroforestry systems: Helping smallholders adapt to climate risks while mitigating climate change. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 5, n. 6, p. 825–833, 2014.
- MAEZUMI, S. Y. et al. The legacy of 4,500 years of polyculture agroforestry in the eastern Amazon. **Nature Plants**, v. 4, n. 8, p. 540–547, 2018.
- MAS, A. H.; DIETSCH, T. V. An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. **Ecological Applications**, v. 13, n. 5, p. 1491–1501, 2003.
- MEDEIROS, H. R. et al. Forest cover enhances natural enemy diversity and biological control services in Brazilian sun coffee plantations. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 39, n. 6, 2019.
- MICCOLIS, A. et al. RESTORATION THROUGH AGROFORESTRY: OPTIONS for RECONCILING LIVELIHOODS with CONSERVATION in the CERRADO and CAATINGA BIOMES in Brazil. **Experimental Agriculture**, v. 55, n. S1, p. 208–225, 2019.
- MOGUEL, P.; TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. **Conservation Biology**, v. 13, n. 1, p. 11–21, 1999.
- MOKONDOKO, P.; AVILA-FOUCAT, V. S.; GALEANA-PIZANA, J. M. Biophysical drivers of yield gaps and ecosystem services across different coffee-based agroforestry management types: A global meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 337, n. February 2021, 2022.
- NAIR, P. K. ; KUMAR, B. ; NAIR, V. D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 1, p. 10–23, fev. 2009a.
- NAIR, P. K. R. **An Introduction to Agroforestry**. Dordrecht. Boston.: Kluwer Academic Publishers in cooperation with ICRAF, 1993.
- NAIR, P. K. R. **Agroforestry: Trees in Support of Sustainable Agriculture**. [s.l.] Elsevier Inc., 2013.
- NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 1, p. 10–23, 2009b.
- NAVAS, R.; SILVA, J. Ecological restoration indicators in agroforestry systems in the Atlantic Ecological restoration indicators in agroforestry s forest forest na mata de restauração em sistemas agroflo Ecological restoration indicators in agroforestry systems in the Atlanti. **Ciência e Natura**, p. 656–664, 2016.
- PERFECTO, I. et al. Biodiversity , yield , and shade coffee certification. v. 54, p. 435–446, 2005.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; PHILPOTT, S. M. Complex ecological interactions in the coffee agroecosystem. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 137–158, 2014.
- RIGHI, C. A.; BERNARDES, M. S. **Cadernos da disciplina: Sistemas Agroflorestais**. Piracicaba: [s.n.].
- SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, n. July 2018, p. 140–145, 2019.
- SARMIENTO-SOLER, A. et al. Effect of cropping system, shade cover and altitudinal gradient on coffee yield components at Mt. Elgon, Uganda. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 295, n. March 2019, p. 106887, 2020.

- SCHROTH, GÖTZ; FONSECA, GUSTAVO A. B.; HARVEY, CELIA A.; VASCONCELOS, HERALDO L.; GASCON, CLAUDE AND IZAC, A.-M. N. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. [s.l: s.n.].
- SCHROTH, G.; HARVEY, C. A.; VINCENT, G. Complex Agroforests: their structure, diversity and potential role in landscape conservation. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**, v. 10, p. 537, 2004.
- SHENNAN-FARPÓN, Y. et al. The role of agroforestry in restoring Brazil's Atlantic Forest: Opportunities and challenges for smallholder farmers. **People and Nature**, n. March 2021, p. 1–19, 2021.
- SHIMAMOTO, C. Y. et al. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, n. 12, p. 1–16, 2018.
- SOTO-PINTO, L. et al. Shade effect on coffee production at the northern Tzeltal Zone of the state of Chiapas, Mexico. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 80, n. 1–2, p. 61–69, 2000.
- SOUZA, H. N. DE et al. Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 146, n. 1, p. 179–196, 2012.
- SPAROVEK, G. et al. The revision of the Brazilian forest act: Increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science and Policy**, v. 16, p. 65–72, 2012.
- TEIXEIRA, H. M. et al. Impact of agroecological management on plant diversity and soil-based ecosystem services in pasture and coffee systems in the Atlantic forest of Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 305, n. August 2020, 2021.
- TORQUEBIAU, E. F. A renewed perspective on agroforestry concepts. **Elsevier**, v. 323, p. 1009–1017, 2000.
- TORRALBA, M. et al. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 230, p. 150–161, 2016.
- TSCHORA, H.; CHERUBINI, F. Co-benefits and trade-offs of agroforestry for climate change mitigation and other sustainability goals in West Africa. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, 2020.
- UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907–1922, 2008.
- URRUTH, L. M.; BASSI, J. B.; CHEMELLO, D. Policies to encourage agroforestry in the Southern Atlantic Forest. **Land Use Policy**, v. 112, n. June 2020, p. 105802, 2022.
- VIANI, R. A. G. et al. Protocol for monitoring tropical forest restoration: Perspectives from the Atlantic forest restoration pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, n. April, 2017.
- VIANI, R. A. G. et al. Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to Measure? **Tropical Conservation Science**, v. 11, 2018.
- VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 451–459, 2009.
- WANG, N. et al. Evaluating coffee yield gaps and important biotic, abiotic, and management factors limiting coffee production in Uganda. **European Journal of Agronomy**, v. 63, p. 1–11, 2015.
- WILSON, M. H.; LOVELL, S. T. Agroforestry-The next step in sustainable and resilient agriculture. **Sustainability (Switzerland)**, v. 8, n. 6, p. 1–15, 2016.
- ZOMER, R. J. et al. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. **Scientific Reports**, v. 6, n. July, p. 1–12, 2016.

3. A INTENSIDADE DO MANEJO NÃO AFETA OS INDICADORES ECOLÓGICOS DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS

Resumo

Sistemas agroflorestais de café sombreado podem ser utilizados como parte das estratégias de conservação de paisagem em áreas modificadas pelo homem, fornecendo benefícios ecológicos e produtivos. Sabe-se que a forma de manejar esses sistemas é determinante para conciliar esses benefícios, porém o conhecimento atual ainda é limitado e controverso. Nesse artigo, procuramos entender o efeito da intensidade de manejo (considerando as práticas e a frequência em que são usadas no período de um ano) na produção de café e nos indicadores ecológicos em SAFs biodiversos e agroecológicos, implantados com uma configuração semelhante. Tivemos como objetivos responder às seguintes questões: (i) Qual o efeito da intensidade de manejo na produção de café e nos indicadores ecológicos (riqueza de espécies, biomassa acima do solo, regeneração natural e densidade de indivíduos arbóreo)? (ii) Há *trade-off* entre produção e indicadores ecológicos? (iii) Qual o potencial dos SAFs na conservação ecológica? Foram avaliadas 10 áreas de SAFs entre 15 e 19 anos de plantio (SAF 1); 7 áreas de SAFs entre 5 e 6 anos de plantio (SAF 2); e 3 áreas de florestas conservadas (FC), localizadas na região do Pontal do Paranapanema (SP). Em parcelas de 900 m², coletamos valores de cobertura de copa (%), indicadores ecológicos (biomassa acima do solo, riqueza de espécies arbóreas, densidade de indivíduos arbóreos e regenerantes naturais) e, através de entrevistas com os proprietários rurais, obtivemos informações sobre as práticas de manejo e produção de café (kg.ha⁻¹). Analisamos a relação entre a intensidade de manejo com a produção de café e com os indicadores ecológicos, e a relação entre produção de café com os indicadores ecológicos por meio de correlações multivariadas de *Spearman*. Para discutir o potencial dos SAFs na conservação ecológica, comparamos também os valores dos indicadores ecológicos desses sistemas com florestas conservadas. Nossos resultados mostraram que não há *trade-off* entre produção e benefícios ecológicos e que a intensidade de manejo não afetou os benefícios ecológicos, apenas os produtivos. As florestas conservadas apresentaram maiores valores de densidade de indivíduos regenerantes e de indivíduos arbóreos quando comparadas às agroflorestas, no entanto, não houve diferença na riqueza de espécies. Já a biomassa produzida em florestas conservadas foi equivalente às agroflorestas de 15-19 anos. Nosso estudo mostrou que é possível manejar sistemas agroflorestais de forma que otimize os benefícios ecológicos e produtivos, de acordo com o objetivo do produtor, e reforçou a importância desses sistemas na manutenção da biodiversidade de benefícios ecológicos em paisagens modificadas pelo homem.

Abstract

Management intensity does not affect the ecological indicators of agroforestry systems in agricultural landscapes

Shaded coffee AFS can be used as part of landscape conservation strategies in human-modified landscapes, providing ecological and productive benefits. It is known that the way of manage these systems is crucial to reconcile these benefits, but current knowledge is still limited and controversial. In this article, we aim to understand the effect of management intensity (considering the practices and frequency which those are used) on coffee production and ecological indicators in biodiverse and agroecological AFSs, implemented with a similar configuration. We aimed to answer the following questions: (i) What is the effect of management intensity on coffee production and ecological indicators? (ii) Is there a trade-off between coffee production and ecological indicators? (iii) What is the potential of SAFs in ecological conservation? 10 SAF areas were evaluated between 15 and 19 years of planting (SAF 1); 7 SAF areas between 5 and 6 years of planting (SAF 2); and 3 areas of old-growth forests (FC), located in the Pontal do Paranapanema (SP) region. In 900 m² plots, we collected canopy cover values (%), ecological indicators (biomass above ground, richness of tree

species, density of tree and natural regenerating individuals) and, through interviews with rural owners, we obtained information about information Coffee management and production practices ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). We analyzed the relationship between the management intensity with coffee production and ecological indicators, and the relationship between coffee production with ecological indicators through multivariate Spearman correlations. To discuss the potential of AFS in ecological conservation, we also compare the values of the ecological indicators of these systems with old-growth forestes. Our results showed that there is no trade-off between production and ecological indicators and that management intensity did not affect ecological indicators, only productive ones. FC had higher density values of regenerating individuals and tree individuals compared to agroforestry, however, there was no difference in species richness. The biomass produced in FC was equivalent to 15-19-year-old agroforestry. Our study showed that it is possible to manage agroforestry systems in a way that optimizes ecological and productive benefits, according to the producer's objective and reinforced the importance of these systems in maintaining the biodiversity of ecological benefits in landscapes modified by man.

3.1. Introdução

A taxa de desmatamento das florestas tropicais e, conseqüentemente, a perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos continuam em ritmo acelerado (LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015). Mais de 100 Mha de florestas tropicais e subtropicais foram substituídas no último período para outros usos de solo (ROSA et al., 2021). Diante desse cenário, as áreas protegidas têm se mostrado insuficientes para conservação da biodiversidade, evidenciando a urgência em elaborar estratégias de conservação das paisagens modificadas pelo homem (CHAZDON et al., 2009; MELO et al., 2013; OSBORNE et al., 2021), que aliem a manutenção de serviços ecossistêmicos e da biodiversidade (ROSA et al., 2021) com a produção agroecológica (BADARI et al., 2020; PERFECTO; VANDERMEER; PHILPOTT, 2014). Os sistemas agrofloreais (SAF) com culturas de sub-bosque, a exemplo do café, são usados como parte dessas estratégias, sobretudo os compostos por diversas espécies nativas e estruturalmente mais complexos (SCHROTH; HARVEY; VINCENT, 2004).

Esses sistemas possibilitam conciliar produção agrícola com alta biodiversidade de fauna e flora e serviços ecossistêmicos (CLOUGH et al., 2011; JOSE, 2009), como a manutenção da fertilidade do solo (SALIM et al., 2018; SOUZA et al., 2012b), contenção de processos erosivos, favorecimento da polinização (BOREUX et al., 2013) e diminuição das doenças e pragas agrícolas (CERDA et al., 2017; PERFECTO; VANDERMEER; PHILPOTT, 2014). Além disso, os SAFs contribuem para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas através do sequestro de carbono da atmosfera (DE BEENHOUWER; AERTS; HONNAY, 2013b; GOMES et al., 2020) e para a promoção da segurança alimentar através da geração de produtos madeireiros, não madeireiros e alimentícios — diversificando as fontes de renda e subsistência das famílias (WILSON; LOVELL, 2016). Nas paisagens, podem aumentar a conexão de fragmentos e, por isso, são implantados como corredores biológicos e *stepping stones*, ou como *buffer zone* para minimizar o efeito de borda em florestas protegidas (CULLEN-JR et al., 2006; HAGGAR et al., 2019). Além disso, são utilizados como metodologia alternativa para promover a restauração florestal (BADARI et al., 2020; DE SOUZA et al., 2016; NAVAS; SILVA, 2016; SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019; VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009).

Tradicionalmente, o café é cultivado com árvores de sombras de florestas primárias ou já antropizadas — como em comunidades indígenas ou rurais. No entanto, a busca pela maximização da produção intensificou o manejo desses sistemas, resultando em um amplo gradiente de manejo (aumentando o uso de insumos e reduzindo a cobertura de copa e a biodiversidade), que vão desde os sistemas tradicionais até plantios a pleno sol (MOGUEL; TOLEDO, 1999), comprometendo ou alterando os benefícios desses sistemas nas paisagens agrícolas (BHAGWAT et al., 2008; BOREUX et al., 2016; DE BEENHOUWER; AERTS; HONNAY, 2013a; MOKONDOKO; AVILA-

FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022). No entanto, o conhecimento de como promover a conciliação entre a produção de café e os benefícios ecológicos ainda é limitado e controverso, necessitando de mais estudos.

As pesquisas mais recentes mostram que é possível minimizar esse *trade-off* em SAFs com café sombreado mais complexos e biodiversos — dependendo da interação entre fatores biofísicos, do contexto da paisagem e das características de manejo (como densidade de árvores e pés de café, porcentagem de sombra e as práticas de manejo). Elas também sugerem que as práticas de manejo são as variáveis mais limitantes na produção de café (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022). Como a maioria dessas pesquisas estudaram os efeitos do manejo em indicadores ecológicos e produtivos a partir das características das árvores de sombra (densidade de árvores, uso e número de espécies nativas e/ou exóticas, porcentagem de cobertura de copa) — comparando diferentes configurações e designs desde a implantação (DE BEENHOUWER et al., 2016; MAS; DIETSCH, 2003; SOTO-PINTO et al., 2000) —, o efeito da intensidade de manejo considerando o conjunto de diferentes práticas agrícolas e silviculturais, como a capina, poda, fertilização, desbaste etc., bem como a relevância de cada prática dependendo do contexto em que o SAF está inserido, ainda são poucos compreendidos. Além disso, a dinâmica da produção de café em sistemas sombreados ao longo do tempo também continua pouco compreendida (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZAÑA, 2022). Embora haja indícios de que os arbustos de café em sistemas não sombreados têm expectativa de vida menor àqueles sombreados, devido à exposição direta à radiação solar (BEER et al., 1997), são poucos os estudos que analisaram a relação entre a idade do sistema e ganhos produtivos, e seus resultados ainda são controversos (JEZEER et al., 2019; SOTO-PINTO et al., 2000; WANG et al., 2015).

De forma geral, ainda não está claro como os SAFs de cafés sombreados podem ser manejados para melhorar as sinergias e minimizar os *trade-off* entre manutenção de serviços ecossistêmicos, conservação da biodiversidade e produção. Assim, para além de entendermos quais configurações de SAFs beneficiam a produção de café e os indicadores ecológicos em determinado contexto de paisagem, é necessário entendermos como conduzi-los corretamente ao longo do tempo através das práticas de manejo, o que é fundamental quando os SAF têm objetivos de restauração e conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, além de beneficiar socioeconomicamente a população em paisagens modificadas pelo homem.

O presente artigo, então, buscou entender o efeito da intensidade de manejo (considerando as práticas e as frequências em que são usadas) na produção cafeeira e em indicadores ecológicos em SAF biodiversos e agroecológicos, implantados com uma configuração semelhante. Tivemos como objetivos responder às seguintes questões: (i) Qual o efeito da intensidade de manejo na produção de café e nos indicadores ecológicos (riqueza de espécies, biomassa acima do solo, regeneração natural e densidade de indivíduos arbóreo)? (ii) Há *trade-off* entre produção e indicadores ecológicos? (iii) Qual o potencial dos SAFs na conservação ecológica?

3.2. Materiais e Métodos

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em 2021 nos municípios de Teodoro Sampaio, Euclides da Cunha e Mirante do Paranapanema, na região do Pontal do Paranapanema, oeste do Estado de São Paulo. Devido ao intenso processo de desmatamento a partir da década de 1950 com o avanço do gado e da produção de café, a cobertura florestal remanescente no Pontal do Paranapanema encontra-se reduzida à 36.000 hectares do Parque Estadual do Morro do

Diabo, 6.200 hectares da Estação Ecológica do Mico-Leão distribuída em 4 fragmentos, e o restante em pequenos fragmentos que vão de 1 a 2.000 hectares (CHAZDON et al., 2020), somando pouco mais de 8% da cobertura do solo na região. A fitofisionomia é classificada como Floresta Estacional Semidecidual com clima Cwa segundo Köppen, caracterizado pelo inverno seco e verão quente e chuvoso, com temperaturas médias anuais de 21° C e precipitação anual média de 1341 mm (ALVARES et al, 2003).

Entre os meses de janeiro, fevereiro e agosto de 2021 foram avaliadas 10 áreas de SAFs entre 15 e 19 anos de plantio (SAF 1); 7 áreas de SAFs entre 5 e 6 anos de plantio (SAF 2); e 3 áreas de florestas conservadas (FC) (Figura 1). Estas áreas de florestas conservadas, consideradas o ecossistema de referência, pertencem ao Parque Estadual do Morro do Diabo. Já os SAFs avaliados estão localizados dentro de assentamentos rurais — resultado da luta pela terra organizada pelo Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) — implantados sob a liderança do Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) com objetivo de melhorar a conservação da biodiversidade fora das áreas protegidas, servindo de *stepping-stones* entre os fragmentos (CULLEN; ALGER; RAMBALDI, 2005). As áreas de SAF foram selecionadas aleatoriamente, mas contamos com a ajuda do corpo técnico do IPÊ para checar a abrangência das áreas entre sistemas não manejados e manejados em ambas as classes de idade.

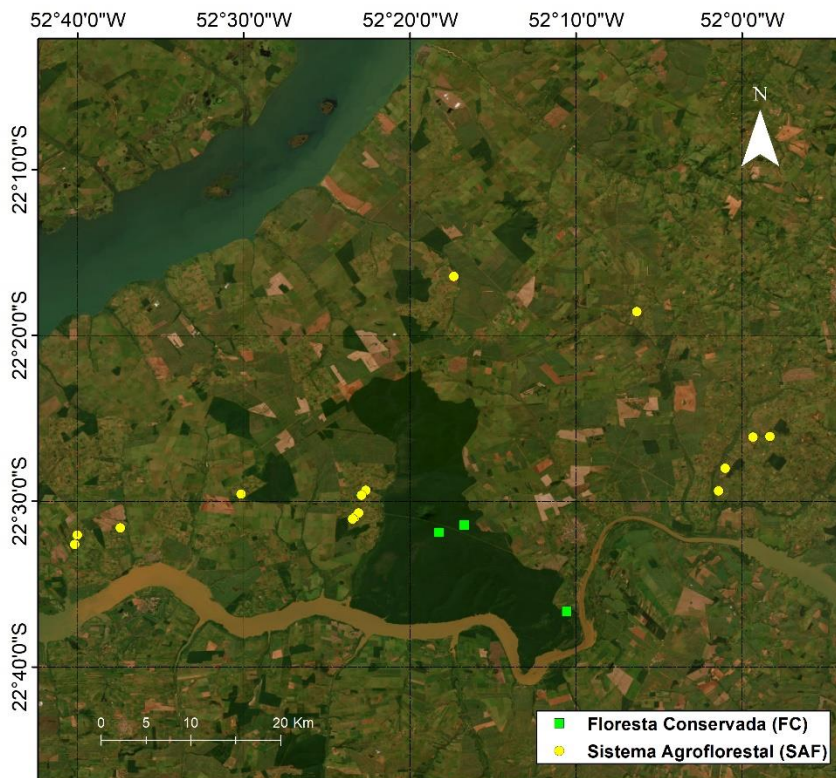


Figura 1. Localização das áreas de estudo na região do Pontal do Paranapanema (SP).

Os SAFs mais antigos fazem parte do projeto “Café com Floresta”, que implantou 50 áreas entre os anos 2001 e 2006. Posteriormente, em 2015, o Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável (PDRS) — financiado pela Secretaria do Estado de São Paulo e executado em parceria com o IPÊ — beneficiou 51 famílias assentadas, por meio da implantação de novas áreas ou do enriquecimento daqueles SAFs já existentes. Todas as áreas avaliadas seguiram o modelo de implantação desenvolvido pelo IPÊ desde o projeto “Café com floresta” (Figura 2), que consiste em linhas de espécies arbóreas nativas intercaladas a cada 4 metros com linhas de espécies frutíferas exóticas, sendo que o espaçamento na mesma linha de plantio é de 2 metros. No entanto, em SAFs implantados dentro de Reserva Legal (categoria de área protegida dentro de propriedades privadas, conforme a Lei de Proteção da

Vegetação Nativa — Lei nº 12.651/2012), os indivíduos de espécies frutíferas exóticas foram intercalados na mesma linha com indivíduos arbóreos nativos; assim, essas áreas apresentaram maior densidade de árvores nativas (600 ind.ha^{-1}) quando comparadas aos SAFs localizados em áreas não protegidas (500 ind.ha^{-1}). Em nosso estudo de caso, apenas uma área foi implantada em Reserva Legal (ver Tabela 2 na seção de Resultados). As linhas de pés de café foram plantadas no meio das entrelinhas das espécies nativas e frutíferas, e os espaçamentos entre esses pés de café foram aproveitados para o cultivo de abacaxis. O café foi plantado com densidade inicial de 4000 ind.ha^{-1} . Esses sistemas são caracterizados como SAFs com cafés sombreados, com cerca de 0,5 ou 1 hectare de área de plantio. São considerados SAFs biodiversos, pois utilizaram no mínimo 12 espécies arbóreas nativas por área, selecionadas de forma aleatória (na tabela S1 se encontram todas as espécies utilizadas para implantação dos SAFs de forma geral), e agroecológicos, por utilizarem baixas quantidades de insumos agrícolas externos.

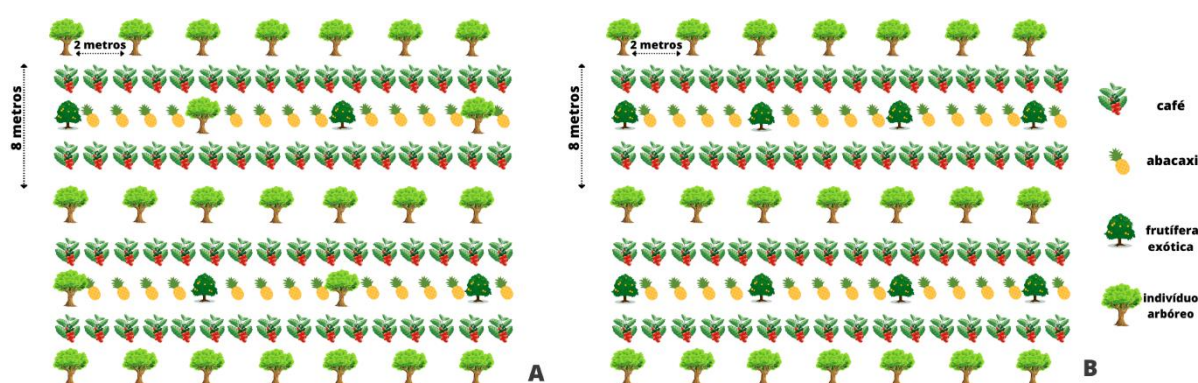


Figura 2. Croqui de plantio representando a composição das áreas de sistema agroflorestal com café localizadas em (A) Reserva Legal, com maior densidade de árvores nativas — 600 ind.ha^{-1} — e (B) fora de área protegida, com densidade de árvores nativas de 500 ind.ha^{-1} , localizados em assentamentos rurais da Região do Pontal do Paranapanema. Fonte: autor.

3.2.2. Coleta e avaliação dos dados

3.2.2.1. Indicadores ecológicos

As áreas de estudo foram amostradas utilizando parcelas de 900 m^2 ($30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$), dimensões recomendadas para mensurar florestas na Mata Atlântica (PINTO et al., 2021). Dentro de cada parcela, indivíduos com pelo menos um fuste apresentando $\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$ (árvores, arbustos e palmeiras) foram identificados com placas numeradas de metal, mensurados o diâmetro na altura do peito (DAP) e a altura (H) e tiveram uma amostra vegetativa coletada — e dos órgãos reprodutivos, quando presentes — para identificação da espécie. Os indivíduos de regeneração natural com $H > 2 \text{ m}$ e $\text{DAP} < 5 \text{ cm}$ foram contabilizados na parcela de 900 m^2 e os indivíduos com $0,5 \text{ m} \leq H \leq 2 \text{ m}$ foram contabilizados em 1 sub parcela de 100 m^2 ($4 \text{ m} \times 25 \text{ m}$) alocada em uma das extremidades de cada parcela. Para o cálculo final, convertimos o número de regenerantes em parcela total e subparcela para 1 hectare e agrupamos as duas classes de regenerantes em uma só (regeneração total). Foram contabilizados os pés de café vivos em área total. Posteriormente, as espécies coletadas foram identificadas no herbário ESA da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

A partir dos dados coletados e da identificação botânica, calculamos os seguintes indicadores ecológicos: densidade de indivíduos arbóreos (ind.ha^{-1}), de regeneração total (ind.ha^{-1}) e de pés de café (ind.ha^{-1}); riqueza de espécies arbóreas; e a biomassa acima do solo. Nós estimamos a biomassa acima do solo baseada na equação nº 4

desenvolvida para florestas tropicais em Chave et al. (2014) utilizando o pacote *BIOMASS* do *software* R 4.0.1 e *Global Wood Density Database* (Zanne et al. 2009) para obtenção de densidade da madeira por espécie. Para os indivíduos sem identificação botânica, o pacote considera como densidade de madeira o valor médio obtido na parcela.

3.2.2.2. Cobertura de copa

Os dados referentes à cobertura de copa foram coletados seguindo a metodologia do “Protocolo de Monitoramento das áreas submetidas à Exploração Agroflorestal em Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal”, conforme a Portaria CFB nº 07. Alocamos entre 3 e 4 parcelas aleatórias de 100 m² (4 m × 25 m) por área, dependendo do tamanho da área de plantio (conforme a Portaria CFB nº 07), posicionadas na diagonal das linhas de plantio. A cobertura de copa (%) foi estimada em uma linha de 25 m de comprimento posicionada no meio de cada parcela, somando-se os trechos da linha coberta pela projeção vertical dos indivíduos de árvores e palmeiras com altura > 2 m. Posteriormente, foram convertidas em porcentagem tendo como base o comprimento total da linha (100 % = 25 m).

3.2.2.3. Manejo e produção de café

Informações sobre as práticas de manejo e a produção de café (kg) foram coletadas a partir de entrevistas estruturadas com os produtores de SAFs e os valores dos indicadores ecológicos e da cobertura de copa foram mensurados nas áreas de estudo. Seguimos a metodologia indicada para construção do roteiro de entrevistas e inicialmente aplicamos um questionário piloto em 10 áreas. A partir deste, identificamos 5 práticas de manejo principais e o período estimado no qual eram aplicadas. Para reduzir viés nos dados devido ao esquecimento dos entrevistados, consideramos o período de um ano para entrevistar os produtores sobre práticas menos recorrentes e o trimestre para práticas mais comuns (no entanto, fizemos a conversão da frequência trimestral para anual). Posteriormente, realizamos no mês de agosto de 2021 as entrevistas com um produtor representante de cada SAF (n = 17).

A intensidade de manejo (IM) foi mensurada quantitativamente através das 5 práticas de manejo mais a densidade de pés de café, totalizando 6 variáveis (Tabela 1). A poda refere-se à cortes nos ramos que formam a copa para manejo da sombra; pulverização, à aplicação de substâncias naturais para combate de pragas e doenças; limpeza do chão, ao uso da enxada e do tratorito; e, por fim, a aplicação de fertilizantes naturais, à aplicação de compostos orgânicos para melhorar as características químicas e físicas do solo. A IM foi calculada para cada área de SAF avaliado com base na metodologia proposta por Cerda et al. (2017). O valor quantitativo obtido de cada prática de cultivo foi transformado em valores dentro da escala de 0 a 1, sendo que, quanto mais próximo da nota 1, maior a intensidade em que a prática foi aplicada. Como as práticas que avaliamos apresentaram relação diretamente proporcional à intensidade de manejo — isto é, quanto maior o número de intervenção maior a intensidade de manejo (aplicação de fertilizante, número de poda etc) —, aplicamos o valor obtido durante a entrevista na fórmula de relação direta (RD) (Equação 1) proposto pela metodologia seguida.

$$RD = \frac{x - \text{valor mínimo}}{\text{valor máximo} - \text{valor mínimo}} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

- RD: Relação Direta das práticas de manejo;
- “x” refere-se ao número de aplicações por ano de determinada prática por área;
- “valor mínimo” e “valor máximo” são as aplicações mínimas e máximas de determinada prática de manejo, respectivamente.

Por fim, o índice de manejo para determinada área foi calculado a partir da somatória dos valores atribuídos para cada prática. Como o cálculo foi feito utilizando 6 variáveis, a nota máxima atribuída ao IM de uma área poderia atingir é 6.

Tabela 1. Descrição estatística das práticas de manejo aplicadas em SAF 1 (15 a 19 anos, n = 10) e em SAF 2 (5 e 6 anos, n = 7) e dos indicadores produtivos obtidas a partir dos questionários aplicados aos produtores em assentamentos rurais localizados na região do Pontal do Paranapanema. Fonte: autor.

	SAF 1			SAF 2		
	Média	Máx	Mín	Média	Máx	Mín
Poda de indivíduos arbóreos frutíferos	0,00	0,00	0,00	0,57	1,00	0,00
Poda de indivíduos arbóreos não frutíferos	0,00	0,00	0,00	0,71	2,00	0,00
Pulverização	0,30	3,00	0,00	0,86	3,00	0,00
Limpeza do chão	0,30	2,00	0,00	3,14	8,00	0,00
Densidade de pé de café (ind.ha ⁻¹)	579,00	1208,00	114,00	279,00	420,00	23,00
Aplicação de fertilizante natural	0,10	1,00	0,00	0,29	1,00	0,00
Índice de Manejo	0,71	1,85	0,08	2,11	5,00	0,33
Produtividade de café (kg.ind ⁻¹)	0,13	0,34	0,00	0,83	2,57	0,00
Produção de café (kg.ha ⁻¹)	78	200	0	283	1000	0
Cobertura de copa (%)	83,20	95,70	68,00	60,00	84,00	24,90

máx = máximo; mín = mínimo.

3.2.3. Análises dos dados

O efeito da intensidade de manejo na riqueza de espécies arbóreas, densidade de indivíduos arbóreos, regenerantes naturais, biomassa acima do solo e na produção de café (kg.ha⁻¹), as relações de *trade-off* ou sinergia entre indicador produtivo e os indicadores ecológicos foram analisadas por meio de correlações multivariadas de *Spearman*. Para avaliar o papel desses sistemas produtivos de diferentes classes para a conservação ecológica, comparamos a biomassa acima do solo, a densidade de indivíduos arbóreos e de regeneração natural obtidas entre SAF 1, SAF 2 e FC utilizando ANOVA, seguida pelo teste *Tukey* para comparação de médias ($\alpha = 0,05$) quando a distribuição dos dados foi normal. Caso contrário, comparamos as médias por *Kruskal-Wallis* seguido do teste de *Wilcoxon* ($\alpha = 0,05$). Comparamos a riqueza de espécie de indivíduos arbóreos entre SAF 1, SAF 2 e FC através da curva de rarefação de espécies (para essa análise não consideramos os indivíduos que não foram identificados em nível de espécie). Todas as análises foram geradas no *software* R 4.0.1.

3.3. Resultados

A intensidade de manejo afetou positivamente a produção de café ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) nos SAFs avaliados (Figura 2A), mas não esteve relacionada com os indicadores ecológicos (Figura 3B-3E). A cobertura de copa (%) também esteve relacionada com a produção de café, apresentando relação inversa (Figura 4). Com raras exceções, os SAF 1 não foram manejados pelos produtores durante o período avaliado e apresentaram produção e produtividade inferiores aos SAF 2 (Tabela 1).

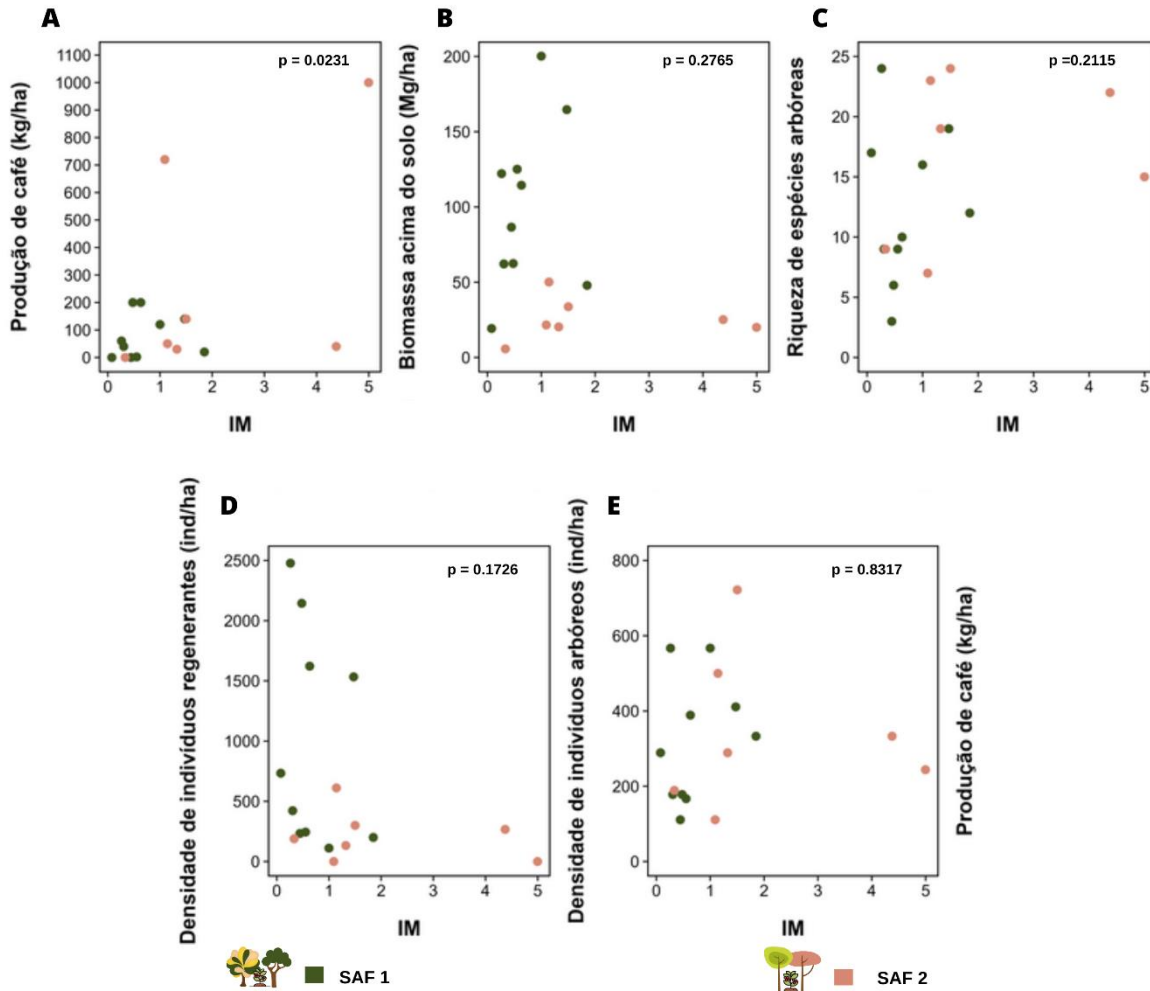


Figura 3. Efeitos da intensidade de manejo (IM) na (A) produção de café ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), (B) biomassa acima do solo ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$); (C) Riqueza de espécies arbóreas; (D) Densidade de indivíduos regenerantes ($\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) e (E) Densidade de indivíduos arbóreos ($\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$) em SAF 1 (15-19 anos) e SAF 2 (5-6 anos) ($\alpha = 0,05$).

Não encontramos relações entre a produção de café com os indicadores ecológicos de densidade de árvores (Figura 5A), riqueza de espécies (Figura 5B), de densidade de indivíduos regenerantes (Figura 5C) e, por fim, biomassa acima do solo (Figura 5D).

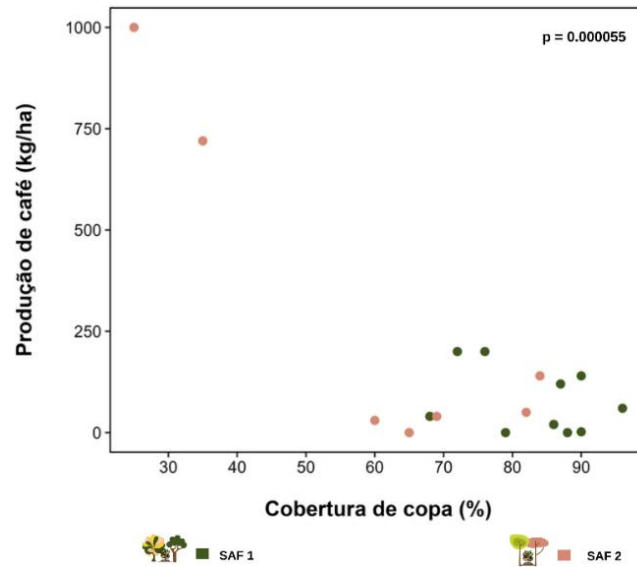


Figura 4. Relação entre produção de café ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e cobertura de copa (%) em SAF 1 e SAF 2 ($\alpha = 0,05$).

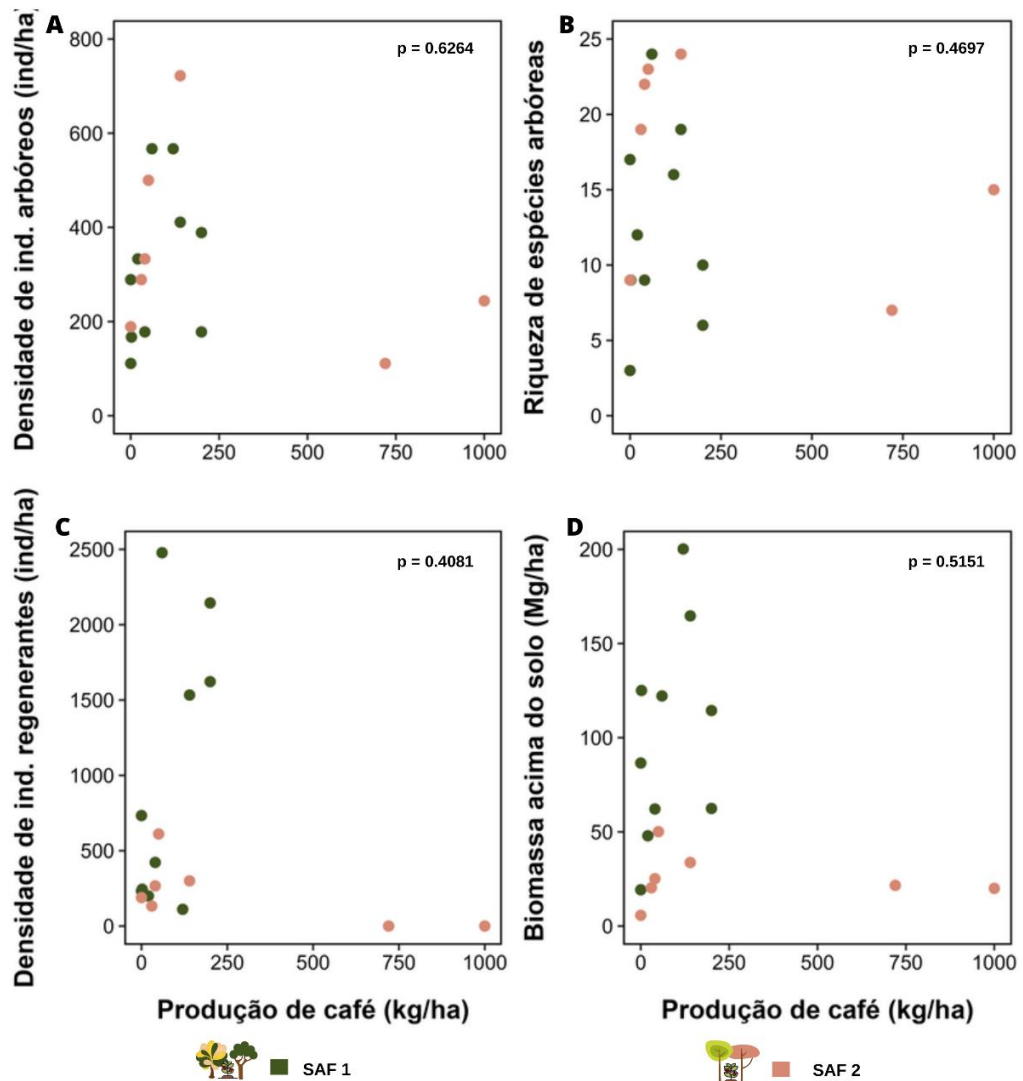


Figura 5. Relação entre produção de café ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e os indicadores ecológicos (A) densidade de indivíduos arbóreos ($\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$); (B) riqueza de espécies; (C) densidade de indivíduos regenerantes ($\text{ind}\cdot\text{ha}^{-1}$); (D) biomassa acima do solo ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) em SAF 1 (15-19 anos) e SAF 2 (5-6 anos) ($\alpha = 0,05$).

Tabela 2. Valores referentes ao ano de implantação, intensidade de manejo (IM); densidade de pés de café (ind.ha⁻¹), produtividade de café (kg.ind⁻¹); produção de café (kg.ha⁻¹); riqueza de espécies; densidade de indivíduos arbóreos (ind.ha⁻¹); densidade de indivíduos regenerante (ind.ha⁻¹); biomassa acima do solo (Mg.ha⁻¹); cobertura de copa (%) e área de implantação obtidas em SAF1 (15-19 anos), SAF2 (5-6 anos) e em floresta conservada (FC), na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo.

ID	Tipologia	Ano	IM	Den. café (ind.ha ⁻¹)	Produtividade de café (kg.ind ⁻¹)	Produção de café (kg ha ⁻¹)	Riqueza de espécie	Den. indivíduo arbóreo (ind.ha ⁻¹)	Den. indivíduo reg. (ind.ha ⁻¹)	Biomassa acima do solo (Mg/ha)	Cobertura de copa (%)	Área de implantação
1	SAF1	2002	0,445	550	0,000	0	3	111	233	86,56	88,0	Não protegida
2	SAF1	2002	1,000	1208	0,099	120	16	567	111	200,22	87,2	Não protegida
3	SAF1	2006	0,478	590	0,339	200	6	178	2.144	62,43	72,0	Não protegida
4	SAF1	2002	0,631	771	0,259	200	10	389	1.622	114,44	76,4	Não protegida
5	SAF1	2005	1,473	584	0,240	140	19	411	1.533	164,68	90,3	Não protegida
6	SAF1	2006	0,305	236	0,169	40	9	178	422	62,15	68,0	Não protegida
7	SAF1	2002	0,262	334	0,180	60	24	567	2.478	122,16	95,7	Não protegida
8	SAF1	2002	0,552	677	0,003	2	9	167	244	125,08	89,8	Não protegida
9	SAF1	2002	1,850	734	0,027	20	12	333	200	47,93	86,0	Não protegida
10	SAF1	2002	0,077	114	0,000	0	17	289	733	19,26	78,5	Não protegida
11	SAF2	2015	1,502	420	0,333	140	24	722	300	33,74	84,0	Não protegida
12	SAF2	2015	4,997	414	2,415	1000	15	244	0	20,04	24,9	Não protegida
13	SAF2	2016	1,323	406	0,074	30	19	289	133	20,34	60,4	Não protegida
14	SAF2	2015	0,333	23	0,000	0	9	189	189	5,71	65,2	Não protegida
15	SAF2	2015	1,143	192	0,260	50	23	500	611	50,12	81,7	Reserva Legal
16	SAF2	2015	1,092	280	2,571	720	7	111	0	21,61	34,8	Não protegida
17	SAF2	2015	4,376	222	0,180	40	22	333	267	25,16	68,9	Não protegida
18	FC	na	na	na	Na	na	44	1.356	2.922	124,72	na	na
19	FC	na	na	na	Na	na	20	1.244	10.066	282,34	na	na
20	FC	na	na	na	Na	na	31	833	8.022	175,93	na	na

Nos SAF, foram amostrados 505 indivíduos arbóreos pertencentes a 83 espécies, 73 gêneros e 29 famílias, sendo que apenas 12 espécies não são consideradas nativas (Tabela S2). Já em floresta conservada, foram amostrados 309 indivíduos arbóreos pertencentes a 58 espécies, 41 gêneros e 20 famílias (Tabela S3). As florestas conservadas (FC) apresentaram maiores valores de densidade de indivíduos regenerantes e de indivíduos arbóreos quando comparados aos SAF 1 e SAF 2 (Figura 6C e Figura 6D). Os estoques de biomassa acima do solo em FC foram superiores aos dos SAFs, no entanto não encontramos diferenças significativas entre FC e SAF 1 (Figura 6B). Os parâmetros avaliados foram semelhantes entre os SAF, exceto para a biomassa acima do solo. Em relação à diversidade de espécies arbóreas, não encontramos diferenças entre floresta conservada, SAF 1 e SAF 2 (Figura 6A); no entanto, é importante salientar que 8,00 %, 2,44 % e 5,47 % dos indivíduos amostrados não foram identificados em nível de espécie em FC, SAF 1 e SAF 2, respectivamente, e, portanto, não foram considerados no cálculo.

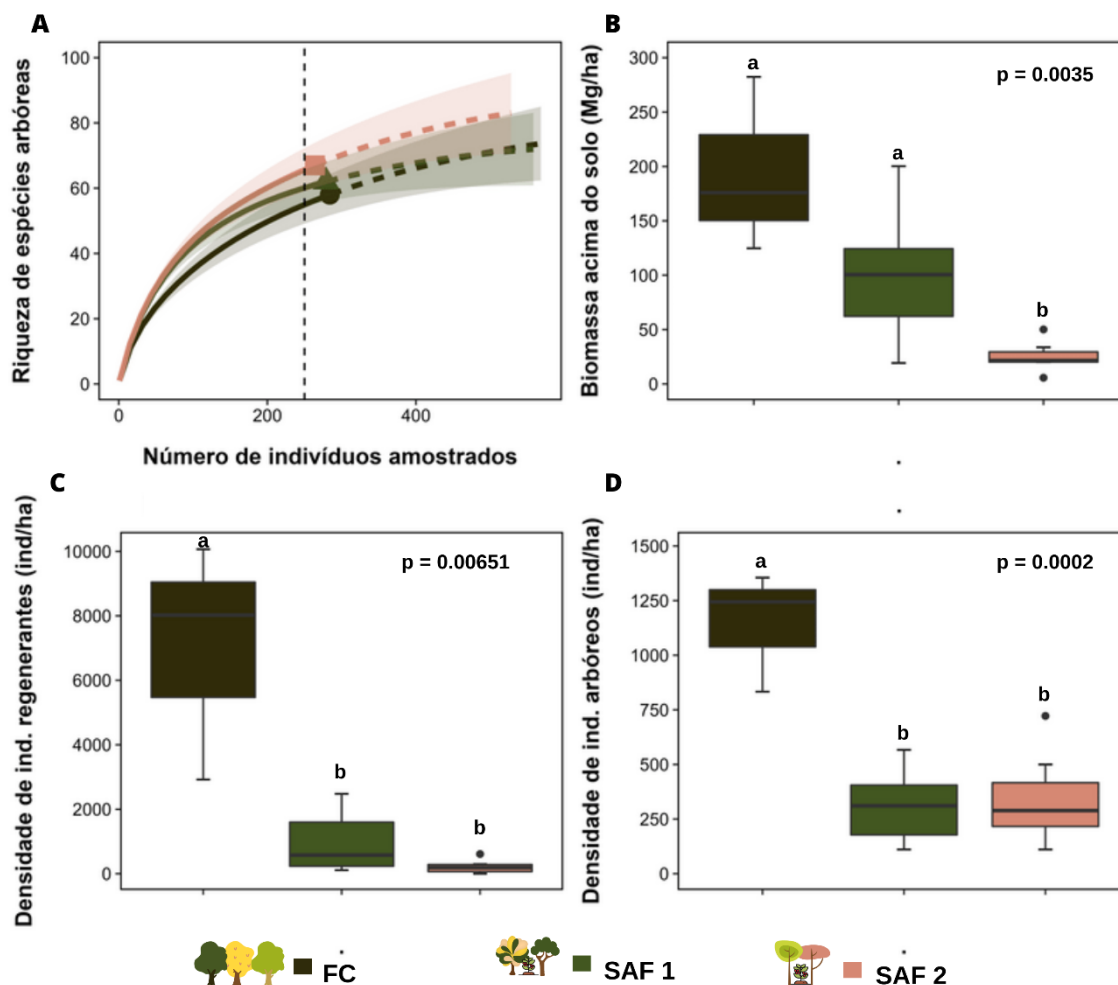


Figura 6. Curva de rarefação de espécies arbóreas (A), biomassa acima do solo ($Mg \cdot ha^{-1}$) (B), a densidade de indivíduos regenerantes ($ind \cdot ha^{-1}$) (C), e densidade de indivíduos arbóreos ($ind \cdot ha^{-1}$) (D) em floresta conservada (FC), SAF 1 e SAF 2 na região do Pontal do Paranapanema. Letras diferentes acima da barra indicam diferenças estatísticas entre tratamentos (Teste *Wilcoxon* para A, B e C e Teste *Tukey* para D; $\alpha = 0,05$).

3.4. Discussões

Nós encontramos que a intensidade de manejo exerceu efeito positivo na produção de café considerando as duas classes de idade, provavelmente pela abertura da copa, o que significa que, ao longo do tempo, a produção pode variar entre as áreas de SAFs na mesma região dependendo do manejo empregado pelo produtor, mesmo que possuam características de plantio parecidas. No entanto, a intensidade das práticas de manejo não afetou os indicadores ecológicos dos SAFs.

Embora haja evidências de que o manejo seja um dos fatores mais limitantes na produção de café (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZANA, 2022), o conjunto de práticas mais apropriado para otimizar a produção não é consensual (BOREUX et al., 2013; JEZEER et al., 2019; TEIXEIRA et al., 2021), possivelmente porque a produção de café também depende das condições locais e do contexto da paisagem (CERDA et al., 2017; WANG et al., 2015). Em nosso estudo de caso, as práticas mais associadas à produção de café foram a poda de árvores de sombra seguida da limpeza do chão (Figura S2). A poda foi a prática de manejo que mais afetou a produção — certamente por estar relacionada ao manejo da sombra. O excesso de sombreamento pode prejudicar o cultivo de café (BEER et al., 1997; DAMATTA, 2004), normalmente apresentando quedas significativas na produção em áreas com cobertura de copa acima de 50 % (CERDA et al., 2017; PERFECTO et al., 2005; SARMIENTO-SOLER et al., 2020; SOTO-PINTO et al., 2000). Como a ampla maioria das áreas que avaliamos apresentaram cobertura de copa ≥ 60 %, com produções máximas de 200 kg.ha⁻¹, enquanto as áreas com maiores produção de café (750-1000 kg.ha⁻¹) estiveram na faixa de 25-35 % de cobertura de copa, nossos resultados apresentaram coerência com o que a maioria da literatura propõe (há pesquisas que não encontraram relação entre cobertura de copa e produção de café — ver Jezeer et al., 2019 e Notaro et al., 2022. Já a remoção de gramíneas e de espécies espontâneas reduzem a competição com os pés de café por recursos naturais, e a limpeza por meio da capina pode facilitar as condições de infiltração de água no solo favorecendo a inflorescência e a produção de café (BOREUX et al., 2016). Como algumas espécies espontâneas são favorecidas pela incidência da radiação solar (BEER et al., 1997), nossos resultados reforçam a importância de associar essas práticas à hipótese de que haverá redução na produção de café quando não houver manejo do solo em áreas pouco sombreadas. Além disso, estes também sugerem que a produção na região do Pontal do Paranapanema poderia ser mais alta caso houvesse o manejo adequado da poda.

Não identificamos relação entre intensidade de manejo e indicadores ecológicos. As práticas de manejo não interferiram na diversidade de espécies arbóreas ou na biomassa acima do solo, ao passo em que beneficiaram a produção de café. Dessa forma, o manejo pode melhorar a produção de café sem comprometer os indicadores ecológicos. Sabendo que a limpeza do chão pode ser considerada uma barreira para o desenvolvimento de regeneração natural (CLOUGH et al., 2011; KOELEMMEIJER et al., 2021), acreditamos que não encontramos relação entre intensidade de manejo e densidade de regenerantes tendo em vista que o manejo foi seletivo e de baixo impacto, poupando indivíduos regenerantes (TEIXEIRA et al., 2021). Porém, ressaltamos que, se o objetivo for utilizar SAFs para promover a restauração ecológica e resiliência do sistema, é necessário favorecer a regeneração em detrimento da uma produção mais alta, permitindo o fechamento de copa. Nesse caso, o uso do SAF para fins produtivos seria realmente viável apenas durante os primeiros anos e os anos consecutivos apenas prolongariam a vida útil do café, aumentando o tempo de produção mesmo que a produção de café seja substancialmente menor se comparadas às áreas mais jovens com menores cobertura de copa, como visto para os SAFs estudados. Assim, a produção de café poderia ser considerada um “bônus” para além da conservação, voltada para atender o consumo familiar. Estudos futuros podem investigar a viabilidade de manejo seletivo para manutenção de espécies nativas no sub-bosque de SAFs, aumentando o potencial de conservação da biodiversidade nestas áreas. Além disso, práticas de

manejo de sombra — a exemplo do desbaste de indivíduos arbóreos que poderiam reduzir a diversidade e produção de biomassa (DE BEENHOUWER et al., 2016) — não foram identificadas.

De forma geral, as produções de café encontradas nos SAF 1 (78 kg.ha⁻¹) e SAF 2 (283 kg.ha⁻¹) foram inferiores em relação à produção média anual de 600 kg.ha⁻¹ estimada para a região (BADARI et al., 2020) e em relação à produção de *Coffee arabica* em outros SAF biodiversos de regiões tropicais (CERDA et al., 2017; JEZEER et al., 2019; NOTARO et al., 2022; SOTO-PINTO et al., 2000; WANG et al., 2015) e inclusive da Mata Atlântica (CAMPANHA et al., 2004; SOUZA et al., 2012b). A baixa produção pode ser devido à baixa intensidade de manejo geral ou a baixa densidade de pés de café em comparação com outras áreas (MOKONDOKO; AVILA-FOUCAT; GALEANA-PIZANA, 2022; WANG et al., 2015). No entanto, produtores locais relataram durante as entrevistas que geadas e secas prolongadas que afetaram a região no ano de 2020 prejudicaram a produção de café e, portanto, são fatores que também ajudam a explicar a baixa produção. A faixa de temperatura ótima para desenvolvimento do *Coffee arabica* é entre 18-21 °C, logo, a queda abrupta de temperatura pode comprometer o crescimento do arbusto (DAMATTA, 2004), enquanto a seca causa o abortamento das flores (BOREUX et al., 2016).

Não encontramos relações de compensação entre a produção e os indicadores ecológicos. Nossos resultados estão coerentes com estudos anteriores (CERDA et al., 2017; CLOUGH et al., 2011; JEZEER et al., 2019; NOTARO et al., 2022) que não encontraram relações entre produção, biodiversidade e outros serviços ecossistêmicos. Isso não significa que a configuração de SAF aqui avaliada garantirá ótimos resultados ecológicos e produtivos simultaneamente em quaisquer circunstâncias, mas que é possível manejá-los para alcançar essa conciliação. Assim, as nossas descobertas contradizem a lógica de que a produção agrícola é inconciliável com a oferta de serviços ecossistêmicos e com a manutenção da biodiversidade e reforçam a importância dos SAFs manejados com bases agroecológica, sobretudo em contextos de assentamentos e comunidades rurais onde a produção familiar tem como foco a subsistência, podendo manter produção agrícola sem necessitar do uso de insumos químicos externos — como os agrotóxicos —, reduzindo, assim, os custos associados e os impactos ambientais.

Os fragmentos de floresta nativa apresentaram regeneração natural superior aos SAF 1 e SAF 2 e maiores valores para biomassa, embora não tenham apresentado diferença significativa dos SAF 1. Os SAFs biodiversos mais velhos e mais desenvolvidos apresentaram ótimo potencial de produzir biomassa acima do solo, reforçando o papel desses sistemas como mitigadores das mudanças climáticas (HÄGER, 2012; ZOMER et al., 2016). Curiosamente, a riqueza de espécies arbóreas dos SAFs avaliada nesse estudo foi comparável à FC. Diferente de nossos resultados, pesquisas anteriores mostraram que SAFs apresentam menos espécies nativas do que fragmentos florestais, sobretudo de espécies tipicamente florestais (BHAGWAT et al., 2008; CERDA et al., 2017; DE BEENHOUWER et al., 2016; DEHEUVELS et al., 2014). Badari *et al* (2020) também chegaram em resultados muito similares ao mostrarem que os SAFs mais antigos da região podem ter uma performance semelhante — ou até mesmo superior — aos plantios de restauração de alta diversidade. Nossas descobertas reforçam as evidências de que os SAFs biodiversos são importantes aliados na conservação e manutenção da biodiversidade em paisagens modificadas pelo homem, e elas também são interessantes para auxiliarem projetos de restauração florestal, principalmente em contextos que envolvam agricultores familiares assentados pela reforma agrária, por possibilitar a produção de alimentos diversificada e madeira simultaneamente, além da geração de renda.

3.5. Conclusão

O diferencial dessa pesquisa foi mostrar que a forma e a intensidade que os SAFs biodiversos com café sombreado são manejados ao longo do tempo não afetam seus indicadores ecológicos, sendo que estes podem apresentar biomassa e riqueza de espécies arbóreas semelhantes às florestas nativas conservadas. O fato de não termos encontrado *trade-off* entre produção de café e indicadores ecológicos mostra que é possível manejá-los para otimizar seus benefícios de acordo com o objetivo do produtor. Também encontramos o efeito de diferentes práticas de manejo na produção de café, em que a sombra em sistemas mais antigos prolonga a vida útil do café, podendo garantir a produção, mesmo que substancialmente menor, em sistemas sem manejo de sombra. Visto que outros fatores são importantes para a produção de café (como as características da paisagem), mais estudos como este em outros contextos são importantes para traçarmos melhores estratégias e combinações das práticas de manejo que maximizariam e conciliariam os benefícios produtivos e ecológicos, levando a consideração o design de SAF e as características específicas do local.

Referências

- BADARI, C. G. et al. Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1135–1144, 2020.
- BEER, J. et al. Shade management in coffee and cacao plantations. **Agroforestry Systems**, v. 38, n. 1–3, p. 139–164, 1997.
- BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 5, p. 261–267, 2008.
- BOREUX, V. et al. Interactive effects among ecosystem services and management practices on crop production: Pollination in coffee agroforestry systems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 21, p. 8387–8392, 2013.
- BOREUX, V. et al. Agroforestry coffee production increased by native shade trees, irrigation, and liming. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 36, n. 3, 2016.
- CAMPANHA, M. M. et al. Growth and yield of coffee plants in agroforestry and monoculture systems in Minas Gerais, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 63, n. 1, p. 75–82, 2004.
- CERDA, R. et al. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. **European Journal of Agronomy**, v. 82, p. 308–319, 2017.
- CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.
- CHAZDON, R. L. et al. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p. 142–153, 2009.
- CHAZDON, R. L. et al. People, primates and predators in the Pontal: from endangered species conservation to forest and landscape restoration in Brazil's Atlantic Forest. **Royal Society Open Science**, v. 7, n. 12, p. 200939, 9 dez. 2020.
- CLOUGH, Y. et al. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 20, p. 8311–8316, 2011.

- CULLEN-JR, L. et al. Restauração de paisagens. **Agriculturas**, v. 3, n. 3, p. 24–28, 2006.
- CULLEN, L.; ALGER, K.; RAMBALDI, D. M. Land reform and biodiversity conservation in Brazil in the 1990s: Conflict and the articulation of mutual interests. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 747–755, 2005.
- DAMATTA, F. M. Ecophysiological constraints on the production of shaded and unshaded coffee: A review. *Field Crops Research*, v. 86, n. 2–3, p. 99–114, 2004.
- DE BEENHOUWER, M. et al. Biodiversity and carbon storage co-benefits of coffee agroforestry across a gradient of increasing management intensity in the SW Ethiopian highlands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 222, p. 193–199, 2016.
- DE BEENHOUWER, M.; AERTS, R.; HONNAY, O. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 175, p. 1–7, 2013a.
- DE BEENHOUWER, M.; AERTS, R.; HONNAY, O. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 175, p. 1–7, 2013b.
- DE SOUZA, S. E. X. F. et al. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second growth forests in Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 868–881, 2016.
- DEHEUVELS, O. et al. Biodiversity is affected by changes in management intensity of cocoa-based agroforests. **Agroforestry Systems**, v. 88, n. 6, p. 1081–1099, 2014.
- GOMES, L. C. et al. Agroforestry systems can mitigate the impacts of climate change on coffee production: A spatially explicit assessment in Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 294, n. September 2019, p. 106858, 2020.
- HÄGER, A. The effects of management and plant diversity on carbon storage in coffee agroforestry systems in Costa Rica. **Agroforestry Systems**, v. 86, n. 2, p. 159–174, 2012.
- HAGGAR, J. et al. Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 283, n. June, p. 106567, 2019.
- JEZEER, R. E. et al. Benefits for multiple ecosystem services in Peruvian coffee agroforestry systems without reducing yield. **Ecosystem Services**, v. 40, n. October, p. 101033, 2019.
- JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 1–10, 2009.
- KOELEMEIJER, I. A. et al. Management intensity and landscape configuration affect the potential for woody plant regeneration in coffee agroforestry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 313, n. May, p. 107384, 2021.
- LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 2015.
- MAS, A. H.; DIETSCH, T. V. An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. **Ecological Applications**, v. 13, n. 5, p. 1491–1501, 2003.
- MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 8, p. 462–468, 2013.
- MOGUEL, P.; TOLEDO, V. M. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. **Conservation Biology**, v. 13, n. 1, p. 11–21, 1999.

- MOKONDOKO, P.; AVILA-FOUCAT, V. S.; GALEANA-PIZAÑA, J. M. Biophysical drivers of yield gaps and ecosystem services across different coffee-based agroforestry management types: A global meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 337, n. February 2021, 2022.
- NAVAS, R.; SILVA, J. Ecological restoration indicators in agroforestry systems in the Atlantic Ecological restoration indicators in agroforestry s forest forest na mata de restauração em sistemas agroflo Ecological restoration indicators in agroforestry systems in the Atlanti. **Ciência e Natura**, p. 656–664, 2016.
- NOTARO, M. et al. How to increase the joint provision of ecosystem services by agricultural systems. Evidence from coffee-based agroforestry systems. **Agricultural Systems**, v. 196, n. March 2021, p. 103332, fev. 2022.
- OSBORNE, T. et al. The political ecology playbook for ecosystem restoration: Principles for effective, equitable, and transformative landscapes. **Global Environmental Change**, v. 70, p. 102320, 2021.
- PERFECTO, I. et al. Biodiversity , yield , and shade coffee certification. v. 54, p. 435–446, 2005.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; PHILPOTT, S. M. Complex ecological interactions in the coffee agroecosystem. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 137–158, 2014.
- PINTO, L. O. R. et al. Optimal plot size for carbon-diversity sampling in tropical vegetation. **Forest Ecology and Management**, v. 482, n. December 2020, 2021.
- ROSA, M. R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, p. 1–9, 2021.
- SALIM, M. V. DA C. et al. Soil fertility management in indigenous homegardens of Central Amazonia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 463–472, 2018.
- SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, n. July 2018, p. 140–145, 2019.
- SARMIENTO-SOLER, A. et al. Effect of cropping system, shade cover and altitudinal gradient on coffee yield components at Mt. Elgon, Uganda. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 295, n. March 2019, p. 106887, 2020.
- SCHROTH, G.; HARVEY, C. A.; VINCENT, G. Complex Agroforests: their structure, diversity and potential role in landscape conservation. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*, v. 10, p. 537, 2004.
- SOTO-PINTO, L. et al. Shade effect on coffee production at the northern Tzeltal Zone of the state of Chiapas, Mexico. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 80, n. 1–2, p. 61–69, 2000.
- SOUZA, H. N. DE et al. Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 146, n. 1, p. 179–196, 2012.
- TEIXEIRA, H. M. et al. Impact of agroecological management on plant diversity and soil-based ecosystem services in pasture and coffee systems in the Atlantic forest of Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 305, n. August 2020, 2021.
- VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 451–459, 2009.
- WANG, N. et al. Evaluating coffee yield gaps and important biotic, abiotic, and management factors limiting coffee production in Uganda. **European Journal of Agronomy**, v. 63, p. 1–11, 2015.
- WILSON, M. H.; LOVELL, S. T. Agroforestry-The next step in sustainable and resilient agriculture. **Sustainability (Switzerland)**, v. 8, n. 6, p. 1–15, 2016.

ZOMER, R. J. et al. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. **Scientific Reports**, v. 6, n. July, p. 1–12, 2016.

Materiais Suplementares

Tabela S1. Lista de espécies arbóreas nativas utilizadas na implantação de Sistemas Agroflorestais com café sombreado inseridos em Reserva Legal e fora de áreas protegidas, localizados em assentamentos rurais da região do Pontal do Paranapanema (SP).

Nome científico

Acacia polyphylla
Aegiphila sellowiana
Albizia hasslerii
Anadenanthera colubrina
Anadenanthera macrocarpa
Anadenanthera peregrina
Annona cacans
Apuleia leiocarpa
Aspidosperma parvifolium
Astronium graveolens
Bastardiopsis densiflora
Cecropia pachystachya
Cedrella fissilis
Ceiba speciosa
Citharexylum myrianthum
Copaifera langsdorffii
Cordia americana
Cordia trichotoma
Croton floribundus
Croton urucurana
Esenbeckia febrifuga
Eterolobium contortisiliquum
Eugenia florida
Euterpe edulis
Ficus guaranitica
Gallesia integrifolia
Genipa americana
Guazuma ulmifolia
Hymenaea courbaril
Inga laurina
Inga sessilis
Inga vera
Jacaranda cuspidata

Jacaratia spinosa
Jaratiá spinosa
Litbraea molleoides
Luebea candicans
Maclura tinctoria
Myracrodruon urundeuva
Nectandra megapotamica
Parapiptadenia rigida
Pelophorum dubium
Poecilanthe parviflora
psidium sartorianum
Pterogyne nitens
Schinus terebinthifolius
Syagrus romanoffiana
Tabebuia aurea
Tabebuia chrysotricha
Tabebuia heptaphylla
Tabebuia impetiginosa
Tabebuia insignis
Tabebuia roseoalba
Tapirira guianensis
Trema micrantha
Triplaris brasiliana
Zeyheria turbeculosa

Tabela S2. Lista de espécies arbóreas identificadas em nível de espécie e classificadas quanto à origem e família botânica em sistemas agroflorestais (SAF 1 e SAF 2). NI referem-se aos indivíduos não identificados em nível de espécie em todas as parcelas (n = 17).

Nome específico	Origem	Família	Contagem
<i>Acacia mangium</i>	Não-Nativa	Fabaceae	9
<i>Acrocomia aculeata</i>	Nativa	Arecaceae	2
<i>Albizia niopoides</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Alchornea glandulosa</i>	Nativa	Euphorbiaceae	1
<i>Allophylus edulis</i>	Nativa	Sapindaceae	7
<i>Anacardium occidentale</i>	Nativa	Anacardiaceae	1
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Nativa	Fabaceae	11
<i>Anadenanthera peregrina</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Annona muricata</i>	Não-Nativa	Annonaceae	7
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Não-Nativa	Moraceae	5

<i>Astronium graveolens</i>	Nativa	Anacardiaceae	17
<i>Astronium urundeuva</i>	Nativa	Anacardiaceae	7
<i>Carica papaya</i>	Não-Nativa	Caricaceae	1
<i>Cariniana estrellensis</i>	Nativa	Lecythidaceae	1
<i>Cassia ferruginea</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Cecropia pachystachya</i>	Nativa	Urticaceae	8
<i>Cedrela fissilis</i>	Nativa	Meliaceae	7
<i>Cestrum intermedium</i>	Nativa	Solanaceae	4
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Nativa	Verbenaceae	1
<i>Citronella paniculata</i>	Nativa	Cardiopteridaceae	1
<i>Citrus sp.</i>	Não-Nativa	Rutaceae	8
<i>Colubrina glandulosa</i>	Nativa	Rhamnaceae	6
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Nativa	Fabaceae	2
<i>Cordia superba</i>	Nativa	Boraginaceae	5
<i>Cordia trichotoma</i>	Nativa	Boraginaceae	9
<i>Croton floribundus</i>	Nativa	Euphorbiaceae	17
<i>Croton urucurana</i>	Nativa	Euphorbiaceae	23
<i>Cybistax antisyphilitica</i>	Nativa	Bignoniaceae	1
<i>Dahlstedtia floribunda</i>	Nativa	Fabaceae	12
<i>Dalbergia frutescens</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Nativa	Fabaceae	5
<i>Erythrina falcata</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Eucalyptus</i>	Não-Nativa	Myrtaceae	1
<i>Eugenia uniflora</i>	Nativa	Myrtaceae	3
<i>Ficus guaranitica</i>	Nativa	Moraceae	1
<i>Ficus luschnathiana</i>	Nativa	Moraceae	1
<i>Gallesia integrifolia</i>	Nativa	Phytolaccaceae	5
<i>Genipa americana</i>	Nativa	Rubiaceae	8
<i>Guapira opposita</i>	Nativa	Nyctaginaceae	2
<i>Guarea guidonia</i>	Nativa	Meliaceae	1
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Nativa	Malvaceae	22
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	Nativa	Euphorbiaceae	1
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	Nativa	Bignoniaceae	1
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Nativa	Bignoniaceae	1
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Nativa	Bignoniaceae	3
<i>Hevea brasiliensis</i>	Nativa	Euphorbiaceae	3
<i>Hymenaea courbaril</i>	Nativa	Fabaceae	6
<i>Inga laurina</i>	Nativa	Fabaceae	8
<i>Inga marginata</i>	Nativa	Fabaceae	7
<i>Inga vera</i>	Nativa	Fabaceae	20
<i>Jacaratia spinosa</i>	Nativa	Caricaceae	6

<i>Libidibia ferrea</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Licania tomentosa</i>	Nativa	Boraginaceae	4
<i>Litchi chinensis</i>	Não-Nativa	Sapindaceae	1
<i>Litbraea molleoides</i>	Nativa	Anacardiaceae	1
<i>Luebea divaricata</i>	Nativa	Malvaceae	10
<i>Mabea fistulifera</i>	Nativa	Euphorbiaceae	1
<i>Maclura tinctoria</i>	Nativa	Moraceae	1
<i>Mangifera indica</i>	Não-Nativa	Anacardiaceae	15
<i>Melia azedarach</i>	Não-Nativa	Meliaceae	1
<i>Muelleria campestris</i>	Nativa	Fabaceae	3
<i>Myroxylon balsamum</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Myrsine gardneriana</i>	Nativa	Primulaceae	1
NI			32
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Nativa	Fabaceae	2
<i>Peltophorum dubium</i>	Nativa	Fabaceae	54
<i>Pinus sp.</i>	Não-Nativa	Pinaceae	3
<i>Psidium cattleianum</i>	Nativa	Myrtaceae	1
<i>Psidium guajava</i>	Não-Nativa	Myrtaceae	6
<i>Pterogyne nitens</i>	Nativa	Fabaceae	4
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	Nativa	Polygonaceae	2
<i>Sapindus saponaria</i>	Nativa	Sapindaceae	1
<i>Schinus terebinthifolia</i>	Nativa	Anacardiaceae	13
<i>Schizolobium parahyba</i>	Nativa	Fabaceae	14
<i>Senegalia polyphylla</i>	Nativa	Fabaceae	6
<i>Solanum caavurana</i>	Nativa	Solanaceae	3
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Nativa	Arecaceae	1
<i>Syzygium cumini</i>	Não-Nativa	Myrtaceae	7
<i>Tabebuia roseoalba</i>	Nativa	Bignoniaceae	9
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	Nativa	Apocynaceae	10
<i>Tapirira guianensis</i>	Nativa	Anacardiaceae	1
<i>Tibouchina granulosa</i>	Nativa	Melastomataceae	1
<i>Trema micrantha</i>	Nativa	Cannabaceae	11
Total Geral			505

Tabela S3. Lista de espécies arbóreas identificadas em nível de espécie e classificadas quanto à origem e família botânica em florestas conservadas (FC). NI referem-se aos indivíduos não identificados em nível de espécie em todas as parcelas (n = 3).

Nome específico	Origem	Família	Contagem
<i>Actinostemon concolor</i>	Nativa	Euphorbiaceae	13
<i>Aegiphila sellowiana</i>		Lamiaceae	2
<i>Agonandra brasiliensis</i>	Nativa	Opiliaceae	1
<i>Alchornea glandulosa</i>	Nativa	Euphorbiaceae	3
<i>Allophylus edulis</i>	Nativa	Sapindaceae	1
<i>Aspidosperma</i>	Nativa	Apocynaceae	1
<i>Astronium graveolens</i>	Nativa	Anacardiaceae	2
<i>Cabralea canjerana</i>	Nativa	Meliaceae	1
<i>Calliandra foliolosa</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	Nativa	Myrtaceae	1
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Nativa	Myrtaceae	3
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Nativa	Salicaceae	2
<i>Casearia sylvestris</i>	Nativa	Salicaceae	2
<i>Citrus sp.</i>	Não nativa	Rutaceae	1
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Cordia trichotoma</i>	Nativa	Boraginaceae	15
<i>Cupania vernalis</i>	Nativa	Sapindaceae	4
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Nativa	Sapindaceae	2
<i>Eugenia florida</i>	Nativa	Myrtaceae	1
<i>Eugenia gracillima</i>	Nativa	Myrtaceae	1
<i>Eugenia hiemalis</i>	Nativa	Myrtaceae	31
<i>Eugenia ramboi</i>	Nativa	Myrtaceae	10
<i>Genipa americana</i>	Nativa	Rubiaceae	2
<i>Guarea guidonia</i>	Nativa	Meliaceae	3
<i>Guarea macrophylla</i>	Nativa	Meliaceae	2
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	Nativa	Euphorbiaceae	1
<i>Handroanthus ochraceus</i>	Nativa	Bignoniaceae	2
<i>Helietta apiculata</i>	Nativa	Rutaceae	1
<i>Holocalyx balansae</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Luehea candicans</i>	Nativa	Malvaceae	1
<i>Machaerium brasiliense</i>	Nativa	Fabaceae	5
<i>Machaerium hirtum</i>	Nativa	Fabaceae	1
<i>Machaerium nyctitans</i>	Nativa	Fabaceae	2
<i>Machaerium stipitatum</i>	Nativa	Fabaceae	3
<i>Matayba elaeagnoides</i>	Nativa	Sapindaceae	11
<i>Metrodorea nigra</i>	Nativa	Rutaceae	28
<i>Mollinedia</i>	Nativa	Monimiaceae	1
<i>Myrcia guianensis</i>	Nativa	Myrtaceae	16

<i>Myrcia multiflora</i>	Nativa	Myrtaceae	4
<i>Myrcia splendens</i>	Nativa	Myrtaceae	3
<i>Myrciaria floribunda</i>	Nativa	Myrtaceae	7
<i>Myrciaria tenella</i>	Nativa	Myrtaceae	1
<i>Nectandra cuspidata</i>	Nativa	Lauraceae	2
NI	Nativa		25
<i>Ocotea bicolor</i>	Nativa	Lauraceae	1
<i>Ocotea catharinensis</i>	Nativa	Lauraceae	3
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	Nativa	Lauraceae	3
<i>Ocotea prolifera</i>	Nativa	Lauraceae	5
<i>Peltophorum dubium</i>	Nativa	Fabaceae	4
<i>Plinia rivularis</i>	Nativa	Myrtaceae	47
<i>Psychotria pedunculosa</i>	Nativa	Rubiaceae	3
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i>	Nativa	Lauraceae	1
<i>Siparuna guianensis</i>	Nativa	Siparunaceae	1
<i>Sloanea guianensis</i>	Nativa	Elaeocarpaceae	1
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Nativa	Arecaceae	1
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	Nativa	Apocynaceae	7
<i>Trichilia elegans</i>	Nativa	Meliaceae	1
<i>Trichilia pallida</i>	Nativa	Meliaceae	10
Total Geral			309



Figura S1. Sistemas agroflorestais com 5 a 6 anos de plantio (SAF 2), sistemas agroflorestais com 15 a 19 anos de plantio (SAF 1) e florestas conservadas (FC). Fonte: autor.

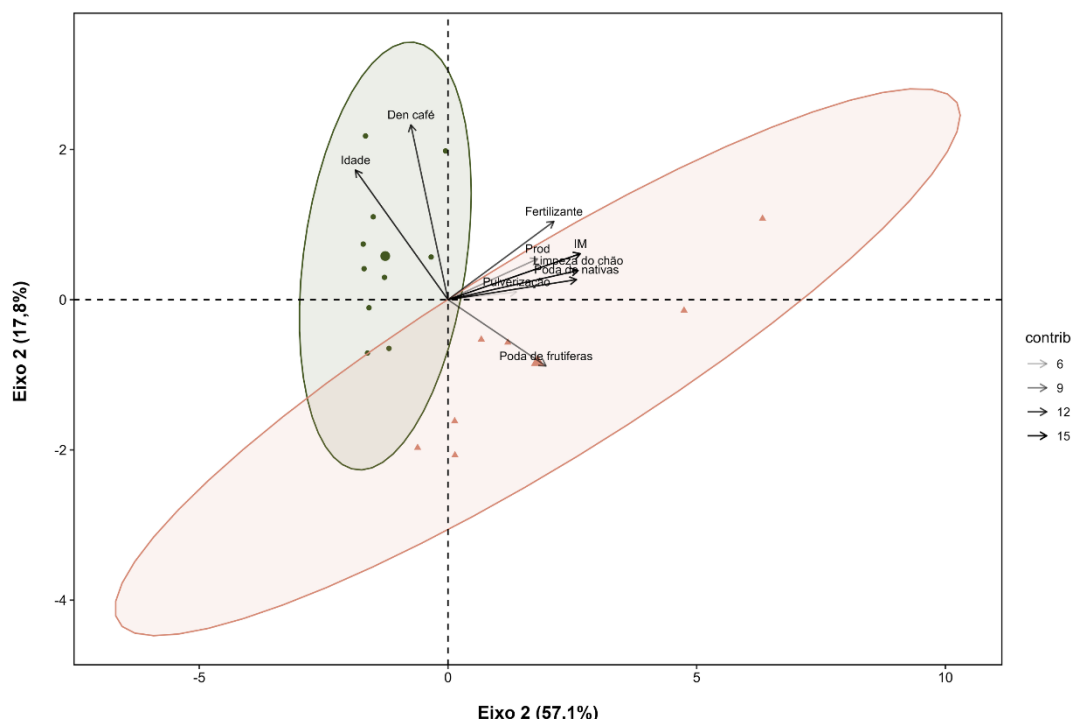


Figura S2. PCA com as variáveis referentes às práticas de manejo, intensidade de manejo (IM), produção de café e idade do sistema em SAF 1 (cor verde) e SAF 2 (cor laranja). Fonte: autor.

4. VALIDAÇÃO DOS INDICADORES DE MONITORAMENTO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP) E RESERVA LEGAL (RL)

Resumo

No Brasil, os sistemas agroflorestais (SAFs) são permitidos para recomposição de áreas protegidas dentro das propriedades privadas — conhecidas como Reserva Legal (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APP) —, e, no estado de São Paulo (SP), devem estar em conformidade com a Resolução SMA n° 189/2018. Esta resolução determina quais parâmetros deverão ser monitorados ao longo do tempo através do protocolo estabelecido pela Portaria CFB n° 07; no entanto, coloca a necessidade de pesquisas que avaliem a eficácia do protocolo estabelecido, considerando a escolha dos indicadores ecológicos e dos respectivos valores de referência. Nosso estudo de caso teve como objetivo (1) avaliar se SAFs de diferentes classes de idade da região do Pontal do Paranapanema (SP) atingem os valores de referência exigidos pela legislação e (2) analisar criticamente o protocolo de monitoramento. Foram avaliadas áreas de SAFs intermediários (6-7 anos, n = 10) e antigos (16-20 anos, n = 10), localizadas em assentamentos rurais do Pontal do Paranapanema (SP), através dos indicadores ecológicos selecionados conforme a Resolução SMA n° 189/2018 (riqueza de espécies nativas, densidade de indivíduos arbóreos e de regenerantes nativos, cobertura de copa e solo). Informações adicionais sobre manejo da sombra foram obtidas por meio de entrevistas aplicadas aos produtores rurais. Com base nos valores de referência de cada indicador ecológico, separamos as áreas de estudo em três grupos (atendem à legislação; atendem parcialmente; não atendem à legislação). As médias dos resultados encontrados para os indicadores ecológicos foram comparadas com os valores de referência exigidos pela resolução. Analisamos como os indicadores ecológicos se relacionam entre si através de correlações multivariadas. Os SAFs das duas classes de idade apresentaram médias superiores ou iguais aos valores de referência exigidos na Resolução. Apenas 40 % áreas de SAFs intermediários e 50 % áreas de SAFs antigos atenderam totalmente à legislação, o restante atingiu o valor mínimo de ao menos dois indicadores. A cobertura de copa apresentou uma relação direta com a cobertura de solo. As áreas manejadas apresentaram cobertura de copa inferiores àquelas não manejadas. Este estudo de caso mostrou que, embora a maioria das áreas se enquadrem parcialmente à legislação, esse modelo de SAF é capaz de atingir os valores mínimos e poderia ser usado em RL e APP, no entanto, o manejo de sombra do sistema precisa estar adequado. Baseado nos nossos resultados, sugerimos que a cobertura de solo seja medida em função da cobertura de copa; que a densidade de indivíduos regenerantes e arbóreos seja medida separadamente; e que o tamanho amostral das subparcelas sejam revistas na perspectiva de aumentá-las.

Abstract

Validation of monitoring indicators for agroforestry systems in a Permanent Preservation Area (APP) and Legal Reserve (RL)

In Brazil, agroforestry systems (AFSs) are allowed to recover protected areas within private properties — known as Legal Reserves (RL) and Permanent Preservation Areas (APP) — and, in the state of São Paulo (SP), must be in accordance with Resolution No. SMA 189/2018. This resolution determines which parameters should be monitored over time through the protocol established by CFB No. 07, however it raises the need for research to assess the effectiveness of the established protocol, considering the choice of ecological indicators and the respective reference values. Our case study aimed to (1) assess whether AFSs from different age groups in the Pontal do Paranapanema (SP) region reach the reference values required by law and (2) critically analyze the monitoring protocol. Intermediate (5-6 years, n = 10) and old (16-20 years, n = 10) AFSs areas were evaluated, located in rural settlements in Pontal do Paranapanema (SP), through the indicators selected according

to the Resolution (native species richness, density of tree individuals and native regenerants, canopy and soil cover). Additional information about shaded management was obtained through interviews applied to rural producers. Based on the reference values of each ecological indicator, we have separated the areas of study into three groups. The average results found in field for ecological indicators were compared to the reference values required by Resolution. We analyzed how ecological indicators relate to each other through multivariate correlations. The AFSs of the two age classes showed averages greater than or equal to the reference values required in the Resolution. Only 40 % areas of intermediate SAFs and 50 % areas of old AFSs fully complied with the legislation. The rest reached the minimum value of at least two indicators. Canopy cover had a direct relationship with soil cover. The managed areas had an unmanned pantry coverage. This case study showed that, although most areas partially fit the legislation, this model of AFS is able to reach the minimum values and could be used in RL and APP, however, system shaded management needs to be adequate. Based on our results, we suggest that soil coverage be measured due to pantry coverage; that the density of regenerating and tree individuals is measured separately; and that the sample size of the subplots are reviewed from the perspective of increasing them.

4.1. Introdução

Nossa geração já enfrenta os impactos da crise ecológica e climática, devido ao aquecimento global e à perda significativa da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (BUSTAMANTE et al., 2019). Essas crises são decorrentes, sobretudo, de atividades antrópicas — como a mudança do uso de solo, que substitui as florestas primárias para produção agrícola e pastagem, e da queima de combustíveis fósseis (IPCC, 2019). Nesse cenário, além da preservação dos remanescentes naturais, é urgente a promoção em larga escala de atividades restaurativas aliadas às estratégias de uso do solo multifuncional, como os sistemas agroflorestais em paisagens modificadas pelo homem (CHAZDON et al., 2009; MELO et al., 2013; OSBORNE et al., 2021). Em sistemas agroflorestais (SAFs), a inclusão do elemento arbóreo confere benefícios ecológicos e socioeconômicos, como aumento nos níveis de fertilidade e proteção dos solos, sequestro de carbono, manutenção da biodiversidade, aumento da polinização e controle das doenças e pragas agrícolas, ao mesmo tempo em que fornece produtos madeireiros, não madeireiros e alimentícios (BEER et al., 1997; JOSE, 2009).

Apesar dos seus benefícios, barreiras legais, dificuldade dos agricultores em acessar o conhecimento necessário de manejo e cultivo e a baixa percepção dos benefícios dificultam a difusão e adesão de SAFs em larga escala e em diferentes contextos — principalmente entre agricultores familiares (DE ALBUQUERQUE, 2016; MEIJER et al., 2015; URRUTH; BASSI; CHEMELLO, 2022). Alguns dos desafios colocados para viabilizar os SAFs como parte das estratégias de conservação e restauração de paisagens envolvem a criação (ou melhorias naquelas já existentes) de legislações e políticas públicas coerentes com a realidade ambiental e socioeconômica regional, baseadas e fortalecidas em pesquisas científicas e no acúmulo de conhecimentos consolidados (ROBBINS; CHHATRE; KARANTH, 2015; URRUTH; BASSI; CHEMELLO, 2022).

No Brasil, conforme o Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), os SAFs são permitidos para recomposição da vegetação de áreas protegidas dentro das propriedades privadas — conhecidas como Reserva Legal (RL) e Áreas de Preservação Permanente (APP) (MICCOLIS et al., 2019). Apesar das especificidades, ambas devem cumprir papel de manutenção da biodiversidade e reabilitação dos processos ecológicos (BRANCALION et al., 2016), desde que seu manejo não descaracterize a cobertura florestal e que sejam de posse rural familiar. Esse fato trouxe a expectativa de difundir seu uso e reconhecimento em nível nacional (SANTOS; CROUZEILLES; SANSEVERO, 2019). Porém, dentro de um contexto mais amplo, ficou perceptível a insuficiência para cumprir tais expectativas. Em primeiro lugar, a lei pode ser considerada como “generalista” devido à ausência de parâmetros que orientem “se” ou “quando” os objetivos da recomposição vegetal serão alcançados (CHAVES et al., 2015; EWERT et al., 2016; MICCOLIS et

al., 2019). No Estado de São Paulo, a Resolução SMA 32/2014 preencheu essa lacuna, uma vez que definiu como monitorar ao longo do tempo as ações de restauração ecológica (CHAVES et al., 2015); no entanto, não leva em consideração os objetivos produtivistas dos SAFs. Além disso, existem barreiras presentes em outras legislações ambientais que restringem o uso e corte de espécies nativas e o manejo em médio e longo prazo, mesmo que sejam de baixo impacto (DE ALBUQUERQUE, 2016; EWERT et al., 2016; URRUTH; BASSI; CHEMELLO, 2022). A inviabilidade do manejo descaracteriza o aspecto produtivo do SAF, atividade importante para a segurança alimentar e geração de renda, sobretudo para agricultores familiares (ANDREOTTI et al., 2018). Na prática, as legislações funcionam de forma contraditória. Uma das principais razões disso é a incapacidade das legislações em distinguir manejos extensivos e mais sustentáveis dos que superexploram os recursos naturais e contribuem para a perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, associado à visão dicotômica entre conservação e produção (DE SOUZA et al., 2016).

Recentemente, a Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SIMA-SP), tornou pública a Resolução SMA nº189, de 20 de dezembro de 2018. A resolução “Estabelece critérios e procedimentos para a exploração de espécies nativas no Estado de São Paulo” para os biomas Mata Atlântica e Cerrado em diferentes modalidades. Uns dos seus objetivos é permitir do ponto de vista jurídico a exploração e o manejo sustentável da vegetação nativa dentro de imóveis rurais no intuito de torná-la produtiva e atrativa e incentivar o emprego de atividades agroecológicas (SÃO PAULO, 2018). A Resolução SMA 189/2018 preenche uma lacuna importante deixada pelo Código Florestal ao definir que os SAFs em RL e APP, no contexto da agricultura familiar, devem ser biodiversos, multiestratificados e sucessionais, com práticas agroecológicas. Este tipo de SAF apresenta similaridades às florestas tropicais naturais quanto a estrutura e funcionalidade — ocorrendo em diversos países da região tropical —, e são considerados estratégicos para a conservação e restauração de paisagens (SCHROTH; HARVEY; VINCENT, 2004). Além disso, a resolução determina que os SAFs deverão atingir determinados parâmetros de estrutura e riqueza de espécies nativas, que serão monitorados ao longo do tempo, de acordo com as classes de idade dos sistemas através do protocolo estabelecido pela Portaria CFB nº 07 (SÃO PAULO, 2021).

Sabe-se que a escolha dos indicadores e do monitoramento adequado em ações restaurativas é fundamental para garantir o seu sucesso (VIANI et al., 2018; WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). De forma geral, os indicadores mais utilizados são os ecológicos, sobretudo de composição e abundância de espécies da vegetação — normalmente associados à estrutura, pois são mais fáceis de medir em campo. Além disso, conseguem inferir sobre outros processos ecológicos importantes, como a produção de biomassa (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Apesar da semelhança entre SAFs e outras ações de restauração florestal, aqueles se diferem quanto aos seus objetivos e, portanto, quanto aos indicadores que devem ser avaliados. A recente Resolução coloca a necessidade de pesquisas que avaliem a eficácia do protocolo estabelecido pela Portaria CFB nº 07, considerando a escolha dos indicadores ecológicos e dos respectivos valores de referência, de forma que os critérios ecológicos e produtivos do SAF sejam considerados. Nosso estudo de caso teve como objetivos (1) avaliar se SAFs de diferentes classes de idade da região do Pontal do Paranapanema (SP) atingem os valores de referência exigidos pela legislação e (2) analisar criticamente o protocolo de monitoramento.

4.2. Materiais e Métodos

4.2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido em 2022 nos municípios de Teodoro Sampaio, Euclides da Cunha e Mirante do Paranapanema, localizados na região do Pontal do Paranapanema, oeste do Estado de São Paulo. A fitofisionomia é classificada como Floresta Estacional Semidecidual e, segundo a classificação Köppen, o clima é do tipo Cwa, caracterizado pelo inverno seco e verão quente e chuvoso, com temperaturas médias anuais de 21° C e precipitação anual média de 1341 mm (ALVARES et al, 2003). Esta região, que sofreu intenso processo de desmatamento dentro da Mata Atlântica a partir da década de 1950 com o avanço da produção do café e gado, tem a cobertura florestal remanescente reduzida à 36.000 hectares do Parque Estadual do Morro do Diabo, 6.200 hectares da Estação Ecológica do Mico-Leão distribuída em 4 fragmentos e em pequenos fragmentos dispersos na paisagem com área de 1 a 2.000 hectares (CHAZDON et al., 2020).

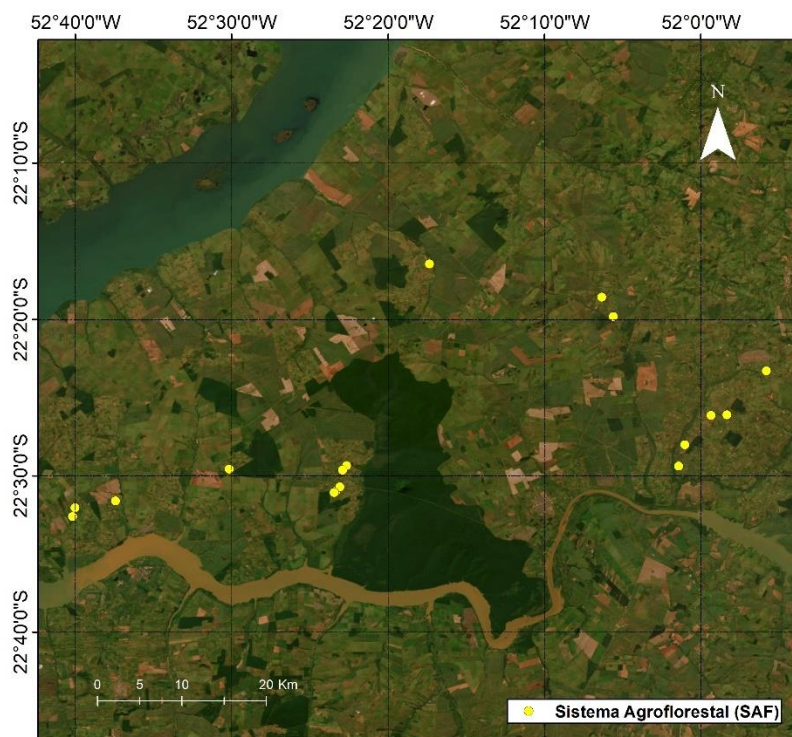


Figura 1. Localização das áreas de estudo na região do Pontal do Paranapanema (SP).

As áreas avaliadas são caracterizados como SAFs biodiversos (devido à alta diversidade de espécies nativas plantadas) e agroecológicos (baixo uso de insumos externos) com café sombreado, com até 1 hectare cada, e foram implantadas em propriedades dentro dos assentamentos rurais da região — com o objetivo de aumentar a conservação da biodiversidade nas áreas de agropecuária através do aumento de conectividade (*stepping-stone*) entre fragmentos — sob a liderança do Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) (CULLEN; ALGER; RAMBALDI, 2005). Os SAFs mais antigos fazem parte do projeto “Café com Floresta”, que implantou 50 áreas entre os anos 2001 e 2006. Em 2015, o Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável (PDRS), beneficiou 51 famílias assentadas por meio da implantação de novos SAFs ou do enriquecimento daqueles já existentes. Os SAFs foram implantados com uma densidade de indivíduos perenes variando entre 500 ind.ha⁻¹ em áreas comuns dentro da propriedade, e 600 ind.ha⁻¹ em áreas de Reserva Legal (RL), apresentando espaçamento de 8 m x 2 m (Figura 2) (GONCALVES et al., 2021).

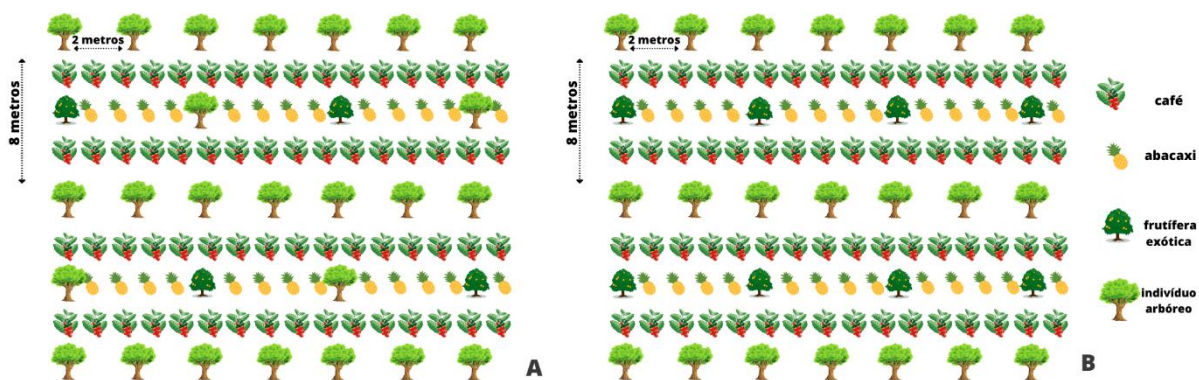


Figura 2. Croqui de plantio representando a composição das áreas de sistema agroflorestal com café localizadas em (A) Reserva Legal, com maior densidade de árvores nativas, 600 ind.ha⁻¹, e (B) fora de área protegida, com densidade de árvores nativas de 500 ind.ha⁻¹, localizados em assentamentos rurais da Região do Pontal do Paranapanema. Fonte: autor.

4.2.2. Coleta dos dados

Nós avaliamos SAFs de 6-7 anos ($n = 10$) e SAFs de 16-20 anos ($n = 10$) através de quatro indicadores ecológicos definidos pela Resolução SMA 189/2018: densidade de indivíduos nativos, riqueza de indivíduos nativos, cobertura de solo viva e/ou morta (%) e cobertura de solo (%). Informações adicionais sobre o manejo da sombra através da poda foram aproveitadas de outro estudo em andamento nas mesmas áreas (PROCESSO FAPESP 2021/00815-0) e encontram-se na Tabela S2. Para a coleta de dados, aplicamos o Protocolo de Monitoramento das áreas submetidas à Exploração Agroflorestal em Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL), conforme a Portaria CFB nº 07. Alocamos entre 3 e 4 parcelas aleatórias de 100 m² (4 m x 25 m) por área, de acordo com o tamanho da área de plantio, posicionadas na diagonal das linhas de plantio (conforme a resolução SMA189/2018, SÃO PAULO, 2021).

Indivíduos arbóreos (árvores e palmeiras) com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) ≥ 5 cm e indivíduos arbóreos regenerantes com DAP ≤ 5 cm e altura (H) $> 0,5$ m foram contabilizados e identificados em campo. Para facilitar a discussão dos resultados, adaptamos essa coleta de dado, pois originalmente a Portaria CFB nº 07 considera todos os indivíduos arbóreos nativos com H $> 0,5$ m e não faz distinção por estrutura. A cobertura de copa arbórea (%) foi estimada em uma linha de 25 m de comprimento posicionada no meio de cada parcela, somando-se os trechos da linha coberta pela projeção vertical dos indivíduos de árvores e palmeiras com altura > 2 m. Posteriormente foram convertidas em porcentagem tendo como base o comprimento total da linha. A cobertura de solo viva e/ou morta (%) foi estimada através dos métodos dos quadrantes, em que cada parcela foi subdividida em 10 quadrantes de 10 m². Com base nas porções dos quadrantes preenchidos por herbáceas ou arbustos e serapilheira sobre o solo (100 % = 10 m²), foram atribuídas uma nota de 0 a 10. A soma de todas as notas obtidas em cada quadrante correspondeu a uma estimativa da porcentagem de cobertura por unidade amostral.

Os indicadores de cobertura de copa (%), cobertura de solo vivo e/ou morta (%) e densidade de indivíduos foram determinados pela média aritmética dos valores encontrados por parcela. A riqueza de espécies foi determinada somando-se os números de espécies encontradas nas parcelas em todas as classes de tamanho amostradas (arbóreos e regenerantes), excluindo repetições. Consideramos apenas aqueles classificados como nativos da Mata Atlântica. Para obter classificação, consultamos a base de dados Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

4.2.3. Análise dos dados

Com base nos valores de referência de cada indicador ecológico determinado pela Resolução SMA 189/2018 (Tabela 1), separamos as áreas de estudo em três grupos: i) atendem à legislação (áreas que atingem os valores mínimos para todos os indicadores; ii) atendem parcialmente à legislação (áreas que atingem o valor mínimo de pelo menos um dos indicadores); e iii) não atendem à legislação (áreas que não atendem ao valor mínimo de nenhum indicador).

Tabela 1. Indicadores e valores de referência para exploração agroflorestal da vegetação de reflorestamento praticada por agricultor familiar em área de preservação permanente e reserva legal presentes no ANEXO V da Resolução SMA nº189/2018. Fonte: Adaptado da Resolução SMA 189/2018.

Indicadores	Cobertura de Copa (%)	Nº de espécies nativas arbóreas regionais	Cobertura de solo viva e ou/morta (%)	Nº de indivíduos arbóreos de espécies nativas regionais (ind.ha ⁻¹)
5 anos	≥ 50	≥ 10	≥ 80	≥ 100
≥ 10 anos	≥ 50	≥ 10	≥ 80	≥ 200

Para validar os valores de referência, comparamos as médias dos indicadores avaliados com os valores de referência exigido pela legislação, por meio do *Test-t Student* para uma amostra independente ($\alpha = 0,05$), caso os dados apresentem uma distribuição normal. Caso contrário, comparamos os sistemas agroflorestais de diferentes idades utilizando teste de *Wilcoxon* para uma amostra independente ($\alpha = 0,05$). Para discutir e analisar o protocolo, fizemos testes de correlações multivariadas entre os indicadores ecológicos e comparamos as estruturas dos SAFs de diferentes idades através de comparação das médias ($\alpha = 0,05$). Todas as análises foram geradas no *software R 4.0.1*.

4.3. Resultados

Os SAFs mais velhos (16-20 anos) apresentaram cobertura de copa adensada e superior ao valor mínimo exigido pela legislação (Figura 3A; Tabela 2). A cobertura de copa em SAF intermediários (6-7 anos) não diferiu do valor de referência, no entanto metade das áreas não atingiram esse parâmetro (Tabela 2; Figura 3A). A cobertura de copa para ambas as categorias de SAF avaliadas na região do Pontal do Paranapanema variaram de 19,7 % a 100 %, sendo que essa variação foi maior para os SAF de 6-7 anos (19,7 % — 86,5 %) do que para os SAF 16-20 anos (71,5 % — 100 %) (Figura 3A).

Tabela 2. Valores médios (\bar{x}) para cobertura de copa (%), cobertura de solo (%) e densidade de indivíduos (arbóreos e regenerantes) de espécies nativas (ind.ha⁻¹) em sistemas agroflorestais com 6-7 anos de idade e sistemas agroflorestais com 16-20 anos na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo. Resultados de p-value $\leq 0,05$ indicam que há diferenças estatísticas entre as médias dos dados coletados em campo e o valor de referência exigido pela legislação. df = graus de liberdade. Fonte: autor.

SAFs 6-7 anos			
Indicadores ecológicos	X	df	p-value
Cobertura de copa (%)	51,30	9	0,8697
Cobertura de solo (%)	72,20	9	0,3389
Densidade total (ind.ha ⁻¹)	548,30	9	0,0029
Riqueza de espécies nativas	10,06	9	0,6748
SAFs 16-20 anos			
Indicadores ecológicos	X	df	p-value
Cobertura de copa (%)	87,00	9	0,0006
Cobertura de solo (%)	91,60	9	0,0169
Densidade total (ind.ha ⁻¹)	1.064,10	9	0,0098
Riqueza de espécies nativas	10,90	9	0,6355

Os SAFs da região do Pontal do Paranapanema apresentaram ampla variação de riqueza de espécies nativas (mínimo: 1 espécie, máxima: 18) (Figura 3B). De maneira geral, a riqueza de espécies nativas dos SAFs de 6-7 e 16-20 anos — considerando indivíduos de estrutura arbórea e indivíduos de estrutura regenerante — não diferiram do valor de referência (Tabela 2). Porém, sete de vinte áreas avaliadas não registraram o mínimo de 10 espécies nativas regionais, com a riqueza variando entre 1 e 9 espécies (Figura 3B).

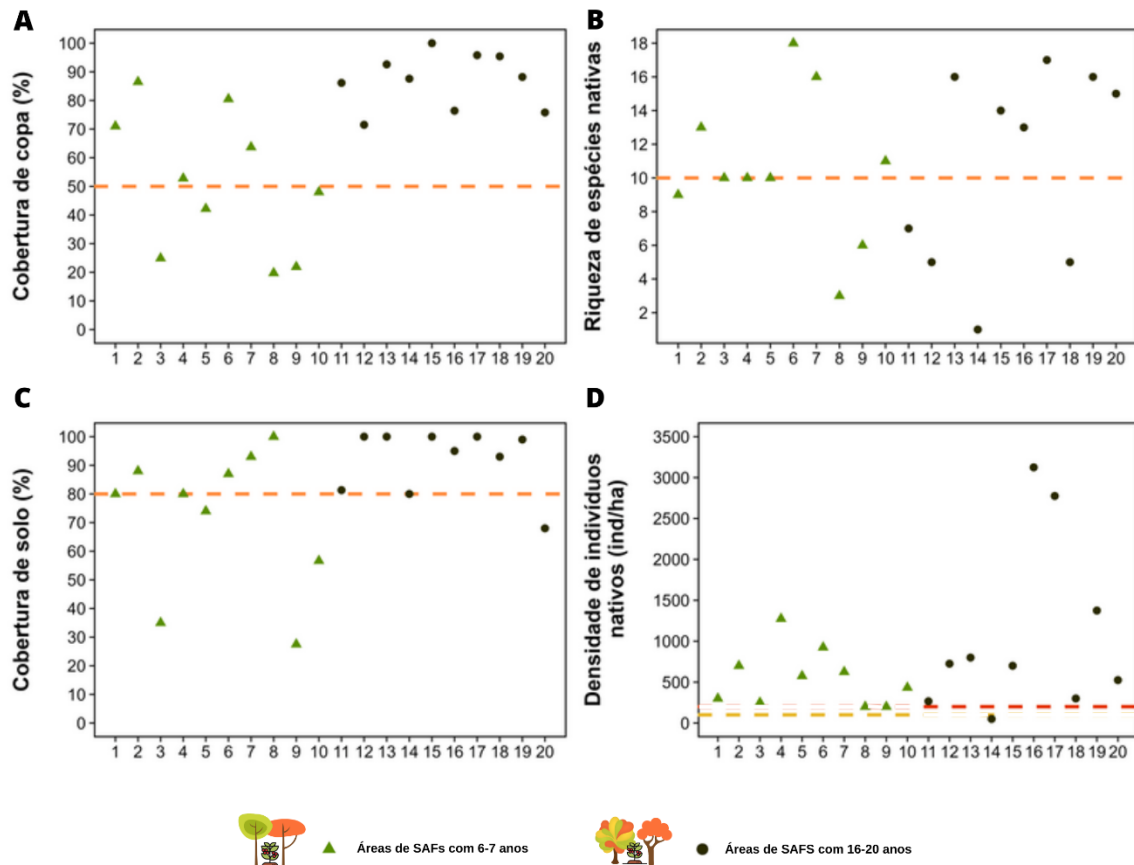


Figura 3. A) Cobertura de copa, B) riqueza de espécies nativas, C) cobertura de solo, e D) densidade total de indivíduos por SAF avaliado. A linha tracejada representa os valores de referência dos indicadores ecológicos, conforme a Resolução SMA 189/2018. Os pontos sobrepostos ou acima da linha tracejada indicam as áreas que alcançaram o valor mínimo exigido pela resolução. Na figura D, a linha tracejada escura é referente à densidade de indivíduos em SAFs > 10 anos e a linha tracejada clara é referente à densidade de indivíduos em SAFs entre 5 e 10 anos.

A cobertura de solo viva e/ou morta nos SAFs foi superior ao valor de referência, no entanto 20 % (5) dessas áreas não cumpriram com a legislação, principalmente dos SAFs 6-7 anos, onde 40 % dessas áreas não atingiram a porcentagem mínima exigida (Tabela 2; Figura 3C). Com exceção de uma área, os SAFs atingiram os valores mínimos exigidos de densidade de indivíduos nativos regionais (Figura 3D, Tabela S1). A densidade de indivíduos nativos (regenerantes + arbóreos) em SAFs de 6-7 e 16-20 anos foram superiores aos respectivos valores de referência (Tabela 2). Nos SAFs 6-7 anos e 16-20 anos, a densidade de indivíduos regenerantes não diferenciou da densidade de indivíduos arbóreos nativos (Figura S2). Comparando os SAFs de diferentes idades, também não observamos diferenças entre as densidades de estrutura arbórea (Figura 4C) e de estrutura regenerante (Figura 4A). Assim, considerando todos os indicadores, 9 áreas atenderam à legislação e 11 áreas atenderam parcialmente à legislação (Tabela S1).

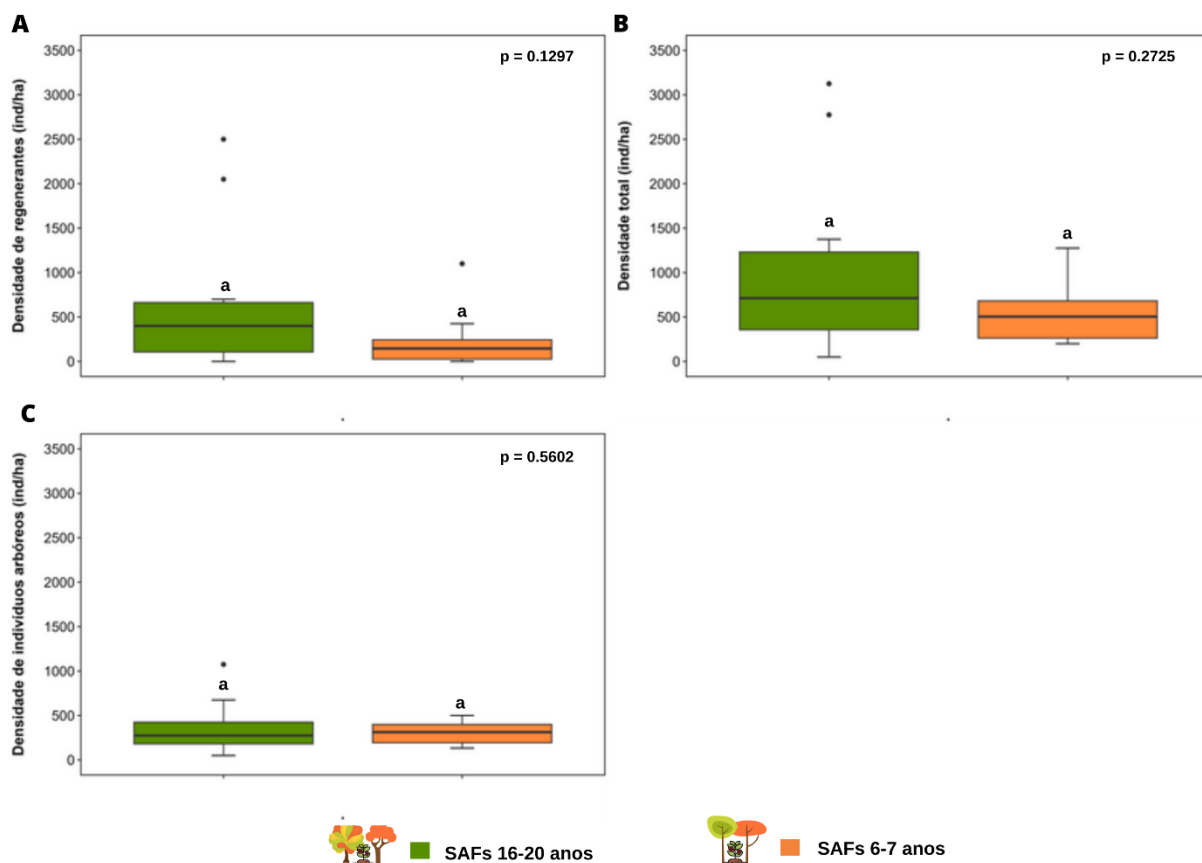


Figura 4. Comparação da (A) densidade de indivíduos nativos regenerantes, (B) densidade total (regenerante e arbóreo) e (C) densidade de indivíduos arbóreos nativos entre SAFs 6-7 anos e SAFs 16-20 anos. Letras diferentes acima da barra indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos ($\alpha = 0,05$).

No que se refere à relação entre os indicadores ecológicos avaliados, os únicos que apresentaram correlação significativa foram cobertura de copa e cobertura de solo (Figura 5).

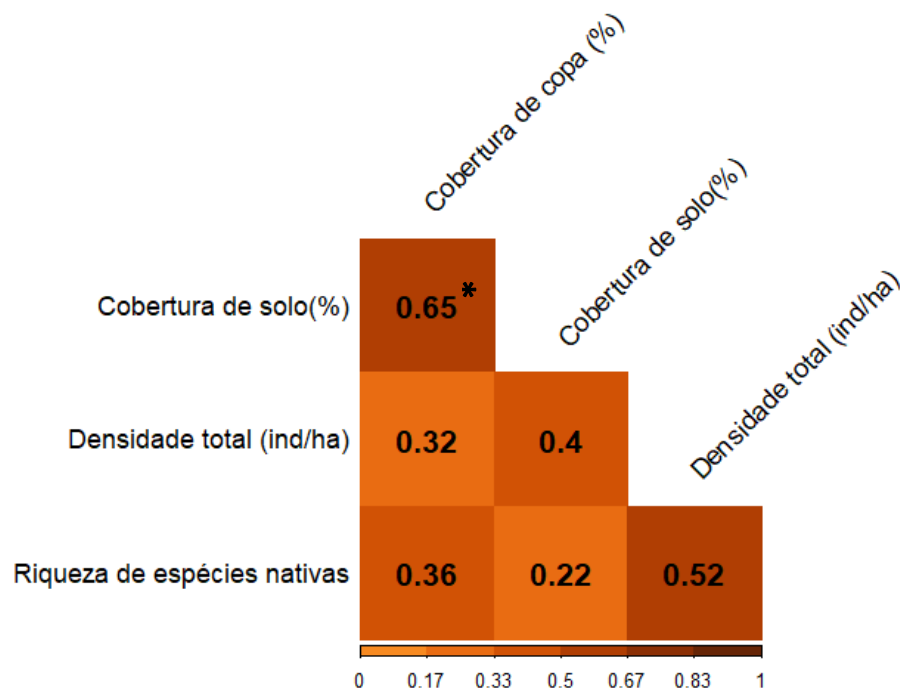


Figura 5. Matriz de correlações (r) entre indicadores ecológicos avaliados em SAFs 6-7 anos e SAFs 16-20 anos. Correlações significativas ($\alpha = 0,05$) foram marcadas com asterisco (*). Eixo horizontal representa a legenda dos coeficientes de correlação.

4.4. Discussões

4.4.1. Avaliação dos valores de referência para o estudo de caso

Em sistemas agroflorestais, a cobertura de copa pode ser influenciada pela composição botânica do sistema, número de estratos verticais, e manejo da copa ao longo do tempo, este último é realizado através do regime de podas e desbaste seletivo das árvores (BEER et al., 1997). O manejo da sombra é uma prática comum em sistemas agroflorestais com café a fim de aumentar a incidência de radiação solar e favorecer a produção, além de possibilitar o cultivo de outras culturas agrícolas que não toleram sombra (CERDA et al., 2017; NOTARO et al., 2022). No nosso estudo, cerca de 80 % dos SAFs 6-7 anos realizaram a poda de indivíduos arbóreos nativos e/ou frutíferos ao menos uma vez no ano; entretanto, não identificamos a realização dessa prática nas áreas antigas. Visto que não encontramos relação entre densidade total indivíduos nativos e cobertura de copa e que as áreas manejadas apresentaram cobertura de copa inferior àquelas manejadas (Figura S2A), é mais provável que o regime de poda (diferenciados pela frequência e intensidade de cada área) explique parcialmente não só a ampla variação de cobertura de copa em SAFs de 6-7 anos, mas também o não cumprimento com o valor mínimo de referência em áreas manejadas (Tabela S1). Devido a dinâmica de sucessão ecológica, é esperado dosséis mais ou completamente fechados em áreas mais maduras e com maior grau de complexidade (CHAZDON, 2012b). Nosso estudo de caso atendeu a essa expectativa, uma vez que SAFs 16-20 anos não manejados apresentaram cobertura de copa mais adensada que os SAFs 6-7 anos não manejados (Figura S3).

A manutenção permanente da cobertura do solo pela deposição da serapilheira (providos dos indivíduos arbóreos pela sua queda natural ou por meio da poda) e de gramíneas ou regenerantes capinados e sobrepostos ao

chão é de extrema importância para melhorar as propriedades físicas e químicas do solo e protegê-lo de processos erosivos (NAIR, 1993; SOUZA et al., 2012a). Outro benefício é a redução de plantas espontâneas e da quantidade de mão de obra empregada na capina, dispensando o uso de agroquímicos — um dos princípios da agroecologia (BUCK; LASSOIE; FERNANDES; STAVER, 1999).

Como já observado em estudos anteriores, há uma relação entre cobertura de dossel e cobertura de solo (CAO; LU; YUE, 2017). Nossos resultados corroboram com essa ideia, uma vez que identificamos uma correlação positiva entre cobertura de copa e cobertura de solo, e, conseqüentemente, maiores coberturas de solo em SAFs de 16-20 anos. Além disso, as áreas manejadas apresentaram cobertura de copa e de solo inferiores às áreas não manejadas (Figura S2A e S2C). Nossos resultados sugerem que SAFs 6-7 anos são capazes de atingir o valor de referência a depender do regime do manejo de copa.

O projeto “Café com Floresta” estabeleceu SAFs com aproximadamente 20 espécies nativas por área (BADARI et al., 2020), enquanto que, para os SAFs de 6-7 anos, esse valor foi de no mínimo 12 (MENEIGHINI et al., 2021). No entanto, atingir o valor de referência estabelecido para riqueza de espécies nativas regionais foi a maior dificuldade identificada nos sistemas agroflorestais de café sombreado avaliados. Sabe-se que a biodiversidade levantada em áreas tropicais está diretamente associada ao esforço amostral, devido aos padrões heterogêneos de distribuição das espécies — ainda pouco conhecido (SLIK et al., 2015; VIANI et al., 2018). Viani *et al* (2018) observaram que o esforço amostral para mensurar riqueza de espécies com erro amostral inferior à 20 % foi muito maior quando comparado a outros indicadores de monitoramento — como a cobertura de copa. Isso pode explicar os valores muito baixos para a riqueza de espécies encontrados em determinadas áreas. Haveria possibilidades de encontrar mais espécies, caso aumentássemos o número de parcelas ou o tamanho desta (Figura S4). De qualquer forma, cerca de 70 % das áreas apresentaram riqueza de espécies nativas acima dos critérios da legislação, e, conforme estudos anteriores realizados nessa região, são importantes para a manutenção de biodiversidade no contexto da paisagem (BADARI et al., 2020), servindo como refúgio de aves — sobretudo para espécies generalistas que suportam níveis maiores de fragmentação e alteração antrópica (UEZU; BEYER; METZGER, 2008).

Ao contrário do que observamos para a diversidade de espécies, o indicador de densidade de indivíduos nativos foi atingido com mais frequência nos sistemas agroflorestais avaliados — mesmo se não considerássemos nessa contagem os indivíduos de estrutura regenerante. Destacamos que o único SAF que não atingiu o valor de referência foi o primeiro a ser implantado pelo projeto “Café com Floresta”; ele se utilizou de espécies exóticas já presentes, como as mangueiras, para sombrear o café. Considerando que o restante dos sistemas foram implantados com densidades entre 500 e 600 ind.ha⁻¹, a mortalidade, desenvolvimento e recrutamento interferiram no adensamento de plantio atual e possivelmente resultou na ampla variação entre as áreas (VIANI et al., 2018). Ao avaliar a densidade de indivíduos de acordo com a estrutura, observamos que os SAFs de 6-7 e 16-20 anos apresentaram densidades de indivíduos arbóreos e indivíduos regenerantes similares. A regeneração em SAFs pode ser influenciada por fatores em escala local e de paisagem (KOELEMEIJER et al., 2021). Em escala local, as práticas de manejo — a exemplo da capina — ou a densidade do plantio de café podem diminuir a capacidade de regeneração natural do sistema (BADARI et al., 2020; MICCOLIS et al., 2019). Já a cobertura de copa mais adensada favorece o crescimento e desenvolvimento de novos indivíduos, principalmente as espécies de crescimento tardio (KOELEMEIJER et al., 2021). Em nível de paisagem, os SAFs mais próximos de fragmentos de florestas nativas também podem ser favorecidos na dispersão de propágulos (CHAZDON, 2012b; KOELEMEIJER et al., 2021). No entanto, Badari *et al* (2020) não encontraram relação entre a distância de SAFs e fragmentos florestais com o potencial de regeneração de espécies nativas na região do Paranapanema. Dessa forma, fatores locais como o maior

adensamento de copa e a falta de manejo em SAFs de 16-20 anos podem favorecer a regeneração nessas áreas em comparação aos SAFs de 6-7 anos, mas não a ponto de refletir em diferenças em nível estatístico.

4.4.2. Recomendações para protocolo de monitoramento de SAF em APP e RL

Para um bom monitoramento ecológico de sistemas florestais e agroflorestais, é necessário o uso de indicadores que revelem transformações ao longo do tempo quanto a composição de espécies, estrutura e funcionamento ecossistêmico. O protocolo de monitoramento de SAFs em áreas protegidas foi coerente ao selecionar o uso desses indicadores, por atender a essa finalidade. No entanto, há relação entre cobertura de copa e cobertura de solo, sugerindo que é possível estimar o valor de um em função do outro, dispensando a mensuração dos dois indicadores. Recomendamos que a cobertura de solo seja estimada em função da cobertura de copa, uma vez que esta influência na primeira, como dito anteriormente. De forma associada, entendemos a necessidade de projetos de extensão que forneçam recomendações técnicas aos produtores de como manter o chão das entrelinhas nos SAFs sempre coberto com resíduos florestais, seja utilizando os restos das podas ou importando resíduos de áreas vizinhas.

Estudos anteriores mostram que a densidade de indivíduos nativos está diretamente relacionada à provisão de outros serviços ecossistêmicos e ao reestabelecimento de processos ecológicos em SAF (CERDA et al., 2017; JOSE, 2009), importantes para as funções contempladas em RL e APP. No entanto, os valores de referência mínimos de 100 a 200 ind.ha⁻¹ de espécies nativas estão aquém do nosso estudo de caso e de outros sistemas agroflorestais biodiversos no Estado de São Paulo (DE SOUZA et al., 2016). Além disso, o protocolo em questão considera qualquer indivíduo nativo com altura superior à 0,5 metros para avaliação da densidade de indivíduos, não distinguindo os indivíduos de acordo com sua estrutura (regenerante ou arbóreo). Sabe-se que a avaliação da densidade e riqueza da regeneração natural é fundamental para inferir sobre o potencial de resiliência e sucessão florestal. Porém, o potencial de regeneração dependerá das práticas de manejo de sombra e limpeza de entrelinhas, práticas importantes para manter a boa produtividade do sistema ao longo do tempo (BEER et al., 1997; CERDA et al., 2017; NOTARO et al., 2022); assim, espera-se que os produtores priorizem os benefícios produtivos do SAF em detrimento da regeneração natural. Por esses motivos, não achamos coerente o protocolo de monitoramento considerar os indivíduos regenerantes e os indivíduos arbóreos nativos de forma conjunta nos indicadores de densidade e riqueza de indivíduos nativos.

Diversos autores investigaram o manejo de sombra para SAFs de cacau e café, com resultados convergindo próximos a 50 % de cobertura para garantir ganhos econômicos, os processos ecológicos e manutenção da biodiversidade (BEER et al., 1997; BOREUX et al., 2016; CLOUGH et al., 2011; STEFFAN-DEWENTER et al., 2007). O valor mínimo exigido para sistemas de idades intermediárias e avançadas, de acordo com a Resolução SMA 189/2018, está dentro das recomendações de manejo desses estudos, dando um respaldo maior à legislação. Além disso, parte dessas pesquisas não encontraram *trade-off* entre biodiversidade e produção, indicando que é possível que sistemas biodiversos garantam retorno econômico, desde que manejados de forma correta.

Sugerimos que a legislação avalie a densidade de indivíduos arbóreos separada da densidade de indivíduos regenerantes nativos. Um caminho possível seria considerar apenas a contagem de densidade arbóreos. Outra possibilidade seria estabelecer 2 indicadores de densidade a partir da sua estrutura, considerando como regenerantes os indivíduos com $H > 50$ cm e com $DAP \leq 5$ cm, e arbóreos aqueles com $DAP \geq 5$ cm. Sugerimos também a

revisão da metodologia de levantamento da riqueza de espécies. Em primeiro lugar, não há garantia de que a regeneração permanecerá no sistema; por isso, apenas indivíduos arbóreos deveriam ser considerados na contagem. Considerar a diversidade de regenerantes faria sentido caso fosse acatada a segunda sugestão. O segundo ponto se refere à dificuldade em estimar a riqueza de espécies, que poderá resultar em conclusões equivocadas perante as exigências da legislação. Uma mediação possível, quando houver necessidade, seria amostrar novos indivíduos por meio de caminhadas aleatórias pela área para além das parcelas amostrais, até alcançar o valor mínimo exigido.

Dada a variabilidade espacial da estrutura da vegetação nessas áreas — de forma análoga aos plantios de restauração —, é possível que o esforço amostral não esteja adequado (VIANI et al., 2018), refletindo nas variações que observamos, não só entre áreas de mesma idade, mas também entre as subparcelas avaliadas dentro de uma mesma área. Com base nos nossos resultados e dialogando com Viani et al (2018), acreditamos que o esforço amostral proposto pelo protocolo, sobretudo para riqueza e cobertura de copa, deveria ser revisto na perspectiva de aumentá-lo. Sabendo que o esforço amostral em projetos de monitoramento está intrinsecamente associado ao tempo e dinheiro, reivindicamos a necessidade de estudos futuros que consigam preencher essa lacuna, garantindo que haja esforço e gasto de recursos necessários para avaliar de forma eficiente a dinâmica dos sistemas.

4.5. Conclusão

A Resolução SMA 189/2018 representa um passo importante para viabilizar o uso de espécies nativas e de sistemas agroflorestais complexos e biodiversos como parte das estratégias de restauração florestal e conservação das paisagens modificadas pelo homem. Nosso estudo de caso mostrou que o modelo de SAFs da região do Pontal do Paranapanema é capaz de atingir ao menos 2 dos indicadores ecológicos. Além disso, destacou que o manejo adequado pode ser determinante para alcançar o valor mínimo para cobertura de copa e de solo; entretanto, é necessária uma revisão do protocolo de monitoramento, levando em consideração os objetivos produtivistas dos SAFs, o esforço amostral na coleta de dados e a relação entre os indicadores ecológicos. Sugerimos que a cobertura de solo seja medida em função da cobertura de copa; que a densidade de indivíduos regenerantes e arbóreos seja medida separadamente; e que o tamanho amostral das subparcelas seja revisto na perspectiva de aumentá-las.

Apesar das nossas contribuições, entendemos que nosso estudo, realizado de forma pioneira até nosso conhecimento, esteve limitado a poucas áreas de SAFs. Portanto, são necessários mais estudos que abranjam outras fitofisionomias e configurações de SAFs. Além disso, apontamos a necessidade de estudos que investiguem a relação entre a densidade de indivíduos e os serviços ecossistêmicos, verificando se os valores mínimos exigidos pela legislação são coerentes com os objetivos das RL e APP. Por fim, dada a importância do manejo em SAFs, enfatizamos que — para além de definir parâmetros e monitoramento desses sistemas — é fundamental a existência de políticas públicas e de assistência técnica que auxiliem os agricultores familiares no manejo desses sistemas e na aquisição de ferramentas necessárias.

Referências

- ANDREOTTI, F. et al. Exploring management strategies to enhance the provision of ecosystem services in complex smallholder agroforestry systems. **Ecological Indicators**, v. 94, n. June, p. 257–265, 2018.
- BADARI, C. G. et al. Ecological outcomes of agroforests and restoration 15 years after planting. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 5, p. 1135–1144, 2020.
- BEER, J. et al. Shade management in coffee and cacao plantations. **Agroforestry Systems**, v. 38, n. 1–3, p. 139–164, 1997.
- BOREUX, V. et al. Agroforestry coffee production increased by native shade trees, irrigation, and liming. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 36, n. 3, 2016.
- BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. **Natureza e Conservacao**, v. 14, p. 1–15, 2016.
- BUCK, L. E. ; LASSOIE, J. P. ; FERNANDES, E. C. M. Agroforestry in sustainable agricultural systems. Boca Raton, USA: Lewis Publishers Inc., 1999.
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 7, p. 1249–1270, 2019.
- CAO, S.; LU, C.; YUE, H. Optimal tree canopy cover during ecological restoration: A case study of possible ecological thresholds in Changting, China. **BioScience**, v. 67, n. 3, p. 221–232, 2017.
- CERDA, R. et al. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. **European Journal of Agronomy**, v. 82, p. 308–319, 2017.
- CHAVES, R. B. et al. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: New perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 754–759, 2015.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Ciências Naturais, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.
- CHAZDON, R. L. et al. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p. 142–153, 2009.
- CHAZDON, R. L. et al. People, primates and predators in the Pontal: from endangered species conservation to forest and landscape restoration in Brazil's Atlantic Forest. **Royal Society Open Science**, v. 7, n. 12, p. 200939, 9 dez. 2020.
- CLOUGH, Y. et al. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 20, p. 8311–8316, 2011.
- CULLEN, L.; ALGER, K.; RAMBALDI, D. M. Land reform and biodiversity conservation in Brazil in the 1990s: Conflict and the articulation of mutual interests. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 747–755, 2005.
- DE ALBUQUERQUE, M. F. C. The Sustainable Use of Biodiversity and Its Implications in Agriculture: The Agroforestry Case in the Brazilian Legal Framework. In: MAUERHOFER, V. (Ed.). . Legal Aspects of Sustainable Development. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 585–606.
- DE SOUZA, S. E. X. F. et al. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second growth forests in Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 868–881, 2016.
- EWERT, M. et al. Sistemas agroflorestais multiestrata e a legislação ambiental brasileira: desafios e soluções. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 36, p. 95–114, 2016.

- GONCALVES, N. et al. Potential economic impact of carbon sequestration in coffee agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 95, n. 2, p. 419–430, 21 fev. 2021.
- IPCC. **Summary for Policymakers**. [s.l.] Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystem, 2019.
- JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 1–10, 2009.
- KOELEMEIJER, I. A. et al. Management intensity and landscape configuration affect the potential for woody plant regeneration in coffee agroforestry. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v. 313, n. May, p. 107384, 2021.
- MEIJER, S. S. et al. The role of knowledge , attitudes and perceptions in the uptake of agricultural and agroforestry innovations among smallholder farmers in sub- Saharan Africa. **International Journal of Agricultural Sustainability**, v. 13, n. 1, p. 40–54, 2015.
- MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 8, p. 462–468, 2013.
- MENEGHINI, D. et al. Biodiversidade como fonte de renda na agricultura familiar: caminhos, desafios e aprendizados do PDRS: Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável / Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente; CETESB. São Paulo: [s.n.].
- MICCOLIS, A. et al. RESTORATION THROUGH AGROFORESTRY: OPTIONS for RECONCILING LIVELIHOODS with CONSERVATION in the CERRADO and CAATINGA BIOMES in Brazil. **Experimental Agriculture**, v. 55, n. S1, p. 208–225, 2019.
- NAIR, P. K. R. An Introduction to Agroforestry. Dordrecht. Boston.: Kluwer Academic Publishers in cooperation with ICRAF, 1993.
- NOTARO, M. et al. How to increase the joint provision of ecosystem services by agricultural systems. Evidence from coffee-based agroforestry systems. **Agricultural Systems**, v. 196, n. March 2021, p. 103332, fev. 2022.
- OSBORNE, T. et al. The political ecology playbook for ecosystem restoration: Principles for effective, equitable, and transformative landscapes. **Global Environmental Change**, v. 70, p. 102320, 2021.
- ROBBINS, P.; CHHATRE, A.; KARANATH, K. Political Ecology of Commodity Agroforests and Tropical Biodiversity. **Conservation Letters**, v. 8, n. 2, p. 77–85, 2015.
- SANTOS, P. Z. F.; CROUZEILLES, R.; SANSEVERO, J. B. B. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, n. July 2018, p. 140–145, 2019.
- SCHROTH, G.; HARVEY, C. A.; VINCENT, G. Complex Agroforests: their structure, diversity and potential role in landscape conservation. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*, v. 10, p. 537, 2004.
- SLIK, J. W. F. et al. An estimate of the number of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 24, p. 7472–7477, 2015.
- SOUZA, H. N. DE et al. Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 146, n. 1, p. 179–196, 2012.

STEFFAN-DEWENTER, I. et al. Tradeoffs between income, biodiversity, and ecosystem functioning during tropical rainforest conversion and agroforestry intensification. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 12, p. 4973–4978, 2007.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907–1922, 2008.

URRUTH, L. M.; BASSI, J. B.; CHEMELLO, D. Policies to encourage agroforestry in the Southern Atlantic Forest. **Land Use Policy**, v. 112, n. June 2020, p. 105802, 2022.

VIANI, R. A. G. et al. Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to Measure? **Tropical Conservation Science**, v. 11, 2018.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.

Materiais Suplementares

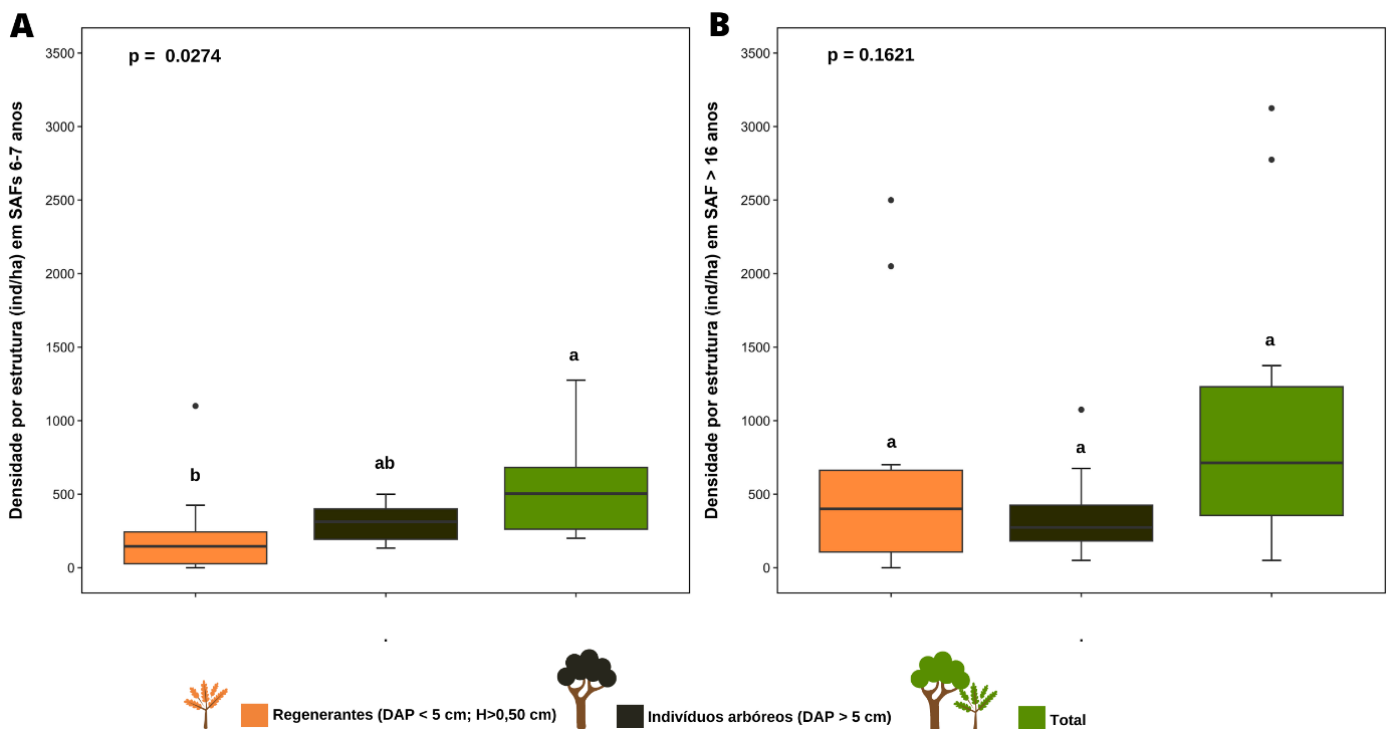


Figura S1. Densidade de indivíduos nativos regenerantes, arbóreos e total (soma de regenerante e indivíduos arbóreos) em (A) SAFs 6-7 anos e (B) SAFs 16-20 anos. Letras diferentes acima da barra indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos (teste Wilcoxon e $\alpha = 0,05$).

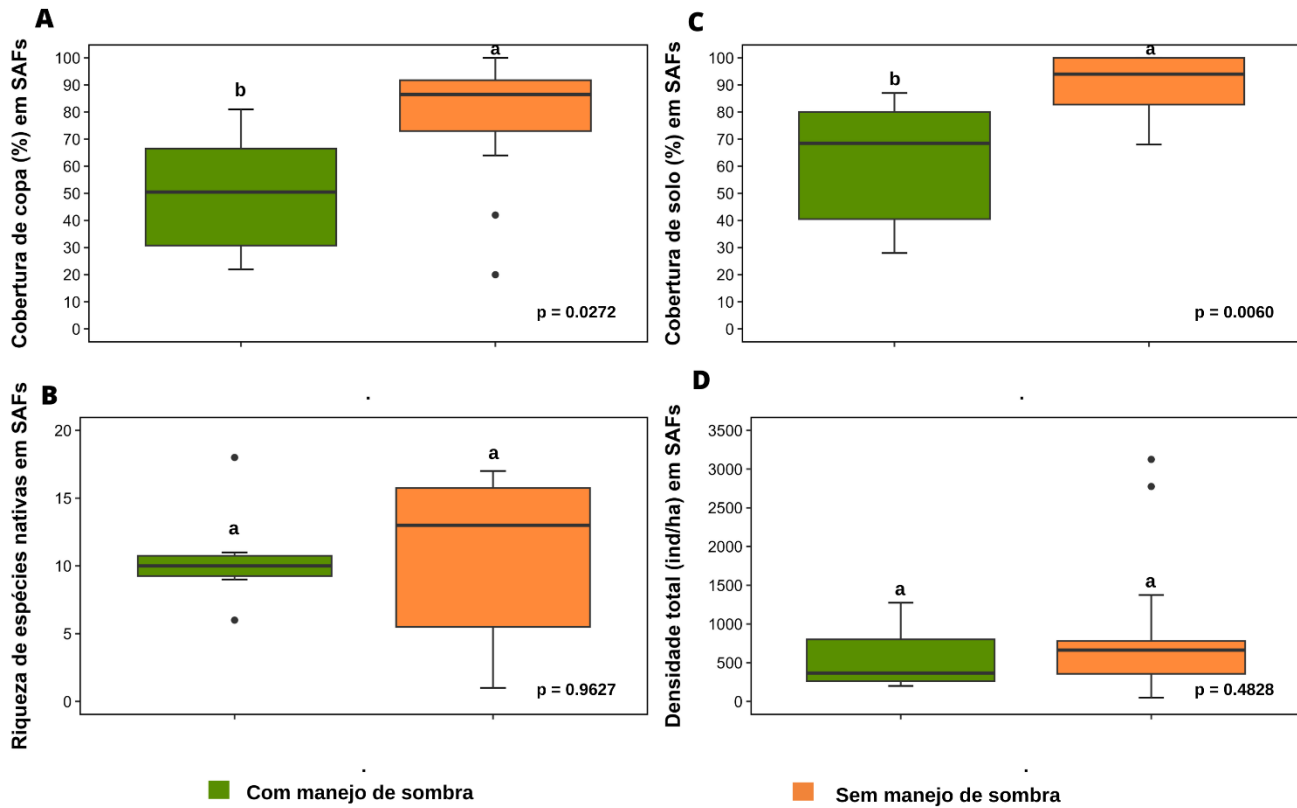


Figura S2. Comparação da A) cobertura de copa, B) riqueza de espécies nativas, C) cobertura de solo, e D) densidade total de indivíduos entre SAFs que manejam a cobertura de copa e SAFs que não manejam a cobertura de copa. Foram considerados os SAFs de 6-7 anos e 16-20 anos. Letras diferentes acima da barra indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos ($\alpha = 0,05$).

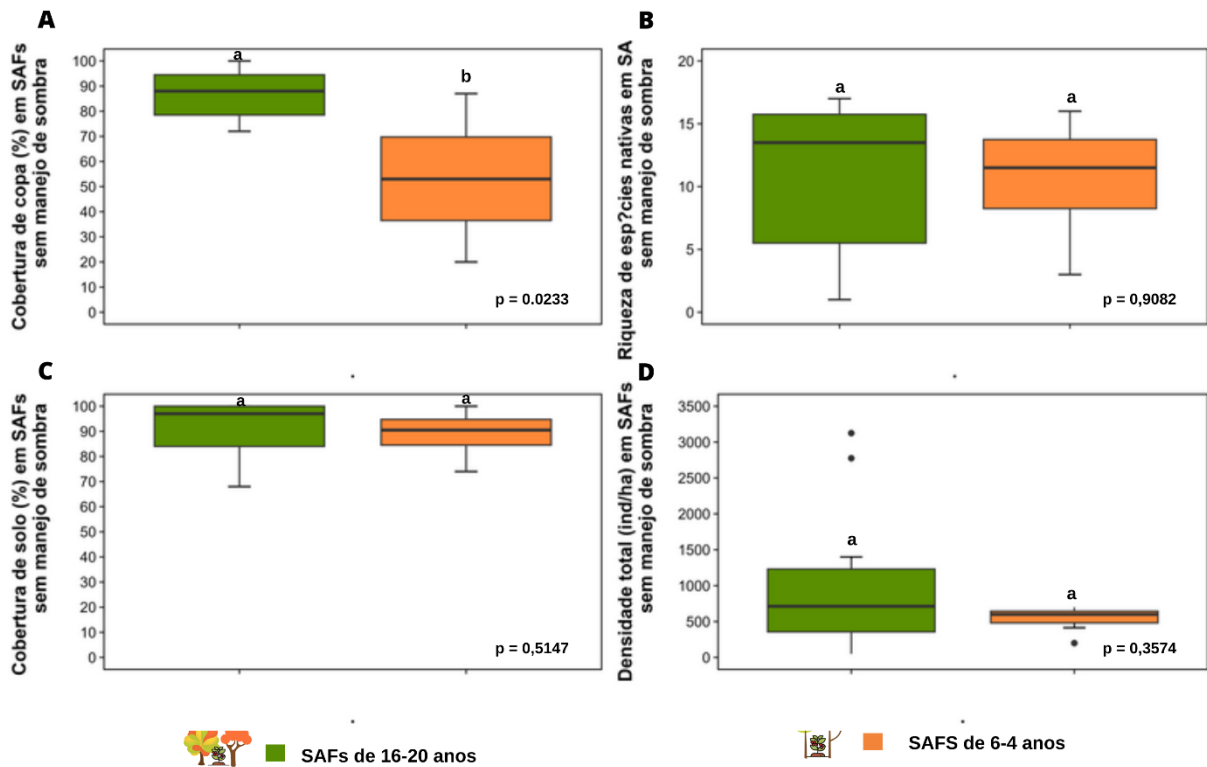


Figura S3. Comparação da A) cobertura de copa, B) riqueza de espécies nativas, C) cobertura de solo, e D) densidade total de indivíduos de áreas que não manejam a cobertura de copa entre SAFs de 6-7 anos e 16-20 anos. Letras diferentes acima da barra indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos ($\alpha = 0,05$).

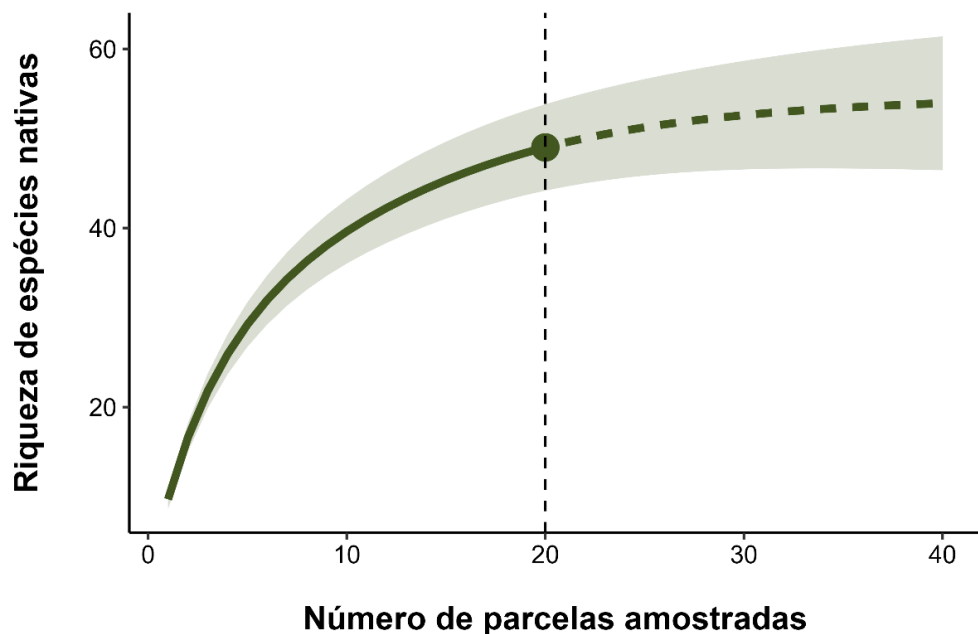


Figura S4. Curva de rarefação da riqueza de espécies nativas de SAFs 6-7 anos ($n = 10$) e SAFs 16-20 anos ($n = 10$). Indivíduos não identificados em nível de espécie não foram considerados. A linha preta tracejada na vertical indica a quantidade de áreas de SAFs (unidade amostral) avaliadas. A curva verde contínua refere-se aos valores de riqueza interpolados e a curva verde tracejada refere-se aos valores de riqueza extrapolados.

Tabela S1. Valores de cobertura de copa (%), cobertura de solo (%), riqueza total de espécies nativas (arbórea e regenerante) e densidade total de indivíduos nativos (ind.ha⁻¹) (arbóreos e regenerante) coletados em SAFs 6-7 ano e SAFs 16-20 anos na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo.

ID	Tratamento	Cobertura de copa (%)	Cobertura de solo (%)	Riqueza total	Densidade total (ind.ha ⁻¹)	Classificação	Poda
1	SAF 6-7	71	80	9	300	Parcialmente de acordo	x
2	SAF 6-7	86.5	88	13	700	De acordo	
3	SAF 6-7	24.9	35	10	250	Parcialmente de acordo	x
4	SAF 6-7	52.8	80	10	1275	De acordo	x
5	SAF 6-7	42.2	74	10	575	Parcialmente de acordo	
6	SAF 6-7	80.5	87	18	925	De acordo	x
7	SAF 6-7	63.7	93	16	625	De acordo	
8	SAF 6-7	19.7	100	3	200	Parcialmente de acordo	
9	SAF 6-7	21.9	27.5	6	200	Parcialmente de acordo	x
10	SAF 6-7	48	56.7	11	433	Parcialmente de acordo	x
11	SAF 16-20	86.1	81.3	7	266	Parcialmente de acordo	
12	SAF 16-20	71.5	100	5	725	Parcialmente de acordo	
13	SAF 16-20	92.6	100	16	800	De acordo	
14	SAF 16-20	87.6	80	1	50	Parcialmente de acordo	
15	SAF 16-20	100	100	14	700	De acordo	
16	SAF 16-20	76.4	95	13	3125	De acordo	
17	SAF 16-20	95.8	100	17	2775	De acordo	
18	SAF 16-20	95.4	93	5	300	Parcialmente de acordo	
19	SAF 16-20	88.2	99	16	1375	De acordo	
20	SAF 16-20	75.8	68	15	525	Parcialmente de acordo	

Tabela S1. Lista de espécies arbóreas e regenerantes identificadas em nível de espécie e classificadas como nativas em SAFs 6-7 anos e SAFs 16-20 anos organizadas por família. N.I referem-se às espécies não identificadas em nível de espécie.

Nome científico	Família
<i>Acrocomia aculeata</i>	Arecaceae
<i>Albizia niopoides</i>	Fabaceae
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Fabaceae
<i>Anadenanthera peregrina</i>	Fabaceae
<i>Aspidosperma Polyneuron</i>	Apocynaceae
<i>Astronium graveolens</i>	Anacardiaceae
<i>Cecropia</i>	Urticaceae
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae
<i>Ceiba speciosa</i>	Malvaceae
<i>Colubrina glandulosa</i>	Rhamnaceae
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Fabaceae

<i>Cordia trichotoma</i>	Boraginaceae
<i>Croton floribundus</i>	Euphorbiaceae
<i>Croton urucurana</i>	Euphorbiaceae
<i>Dablstedia floribunda</i>	Fabaceae
<i>Enterolobium</i>	
<i>contortisiliquum</i>	Fabaceae
<i>Erythrina falcata</i>	Fabaceae
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae
<i>Ficus luschnathiana</i>	Moraceae
<i>Gallesia integrifolia</i>	Phytolaccaceae
<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Malvaceae
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	Bignoniaceae
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Bignoniaceae
<i>Hymenaea courbaril</i>	Fabaceae
<i>Inga laurina</i>	Fabaceae
<i>Inga Marginata</i>	Fabaceae
<i>Inga vera</i>	Fabaceae
<i>Jacaratia spinosa</i>	Caricaceae
<i>Luehea divaricata</i>	Malvaceae
N.I	
N.I 1	
N.I 2	
N.I 3	
N.I 4	
N.I 5	
N.I 6	
N.I 7	
N.I 8	
N.I 9	
N.I 10	
N.I 11	
N.I 12	
N.I 13	
N.I 14	
N.I 15	
N.I 16	
N.I 17	
N.I 18	
<i>Nectandra sp.</i>	Lauraceae
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Fabaceae

<i>Peltophorum dubium</i>	Fabaceae
<i>Psidium cattleyanum</i>	Myrtaceae
<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae
<i>Pterogyne nitens</i>	Fabaceae
<i>Schinus terebinthifolia</i>	Anacardiaceae
<i>Schizolobium parahyba</i>	Fabaceae
<i>Senegalia polyphylla</i>	Fabaceae
<i>Solanum caavurana</i>	Solanaceae
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Areaceae
<i>Tabebuia roseoalba</i>	Bignoniaceae
<i>Tabernaemontana</i>	
<i>catharinensis</i>	Apocynaceae
<i>Terminalia argentea</i>	Combretaceae
<i>Trema micranta</i>	Cannabaceae

5. CONCLUSÃO FINAL

Os resultados e discussões que obtivemos nessa pesquisa revelaram que, de forma geral, a forma de manejar os sistemas agroflorestais, sobretudo por meio de práticas como a poda e limpeza do chão, não esteve relacionada com os indicadores ecológicos avaliados, mas é crucial para garantir e/ou melhorar a produção de café. Observamos também que os SAFs que não se enquadraram totalmente na Resolução SMA 189/2018 foram capazes de atingir os valores de referência de ao menos 2 indicadores ecológicos — no entanto, além do manejo que pode interferir nos valores atingidos para cobertura de copa e solo —, acreditamos que o esforço amostral para levantar a riqueza de espécies arbóreas nativas pode ter subestimado os resultados obtidos em algumas áreas. Encontramos que os indicadores de cobertura de copa e cobertura de solo estão positivamente correlacionados. Sugerimos que o esforço amostral na coleta dos indicadores ecológicos deve ser revisto, que a cobertura de solo seja medida em função da cobertura de solo e que a densidade de indivíduos arbóreos nativos seja avaliada separada da densidade de indivíduos regenerantes nativos.

Apesar da importância desses sistemas na provisão de benefícios ecológicos na região do Pontal do Paranapanema, sobretudo devido à manutenção da biodiversidade e à produção de biomassa acima do solo, entendemos que as produções atuais do café agroflorestal são consideradas baixas e, provavelmente, pouco atrativas do ponto de vista do retorno econômico quando comparamos às produções de SAFs biodiversos registrados em outros países. Visto a importância da intensidade do manejo na produção, reforçamos que esses sistemas necessitam de manejo adequado pelos produtores rurais e enfatizamos que qualquer projeto agroflorestal que vise o retorno financeiro — além dos benefícios ecológicos —, terá maiores chances de êxito caso o sistema seja constantemente manejado. Por outro lado, embora não tenha sido objeto de estudo dessa pesquisa, sabe-se que presença de frutíferas e de diferentes espécies arbóreas — além de hortaliças e leguminosas que podem ser plantadas no espaços livres das entrelinhas —, possibilitam a existência de outras produções (agrícolas, florestais madeireiros e não madeireiros), diversificando as fontes da renda e o permitindo o fluxo de caixa durante o ano, fato que poderia compensar a baixa produção do café, inclusive em áreas mais antigas sem manejo. Por isso, acreditamos que agroflorestas biodiversas podem ser utilizadas como alternativa para conciliar benefícios econômicos e ecológicos, sobretudo em contextos da agricultura familiar e de assentamentos rurais. Além disso, entendemos que esse modelo de SAF poderia servir de exemplo para novos projetos que visem o uso de SAFs biodiversos e agroecológicos para o recobrimento da vegetação e regularização de RL e APP em áreas de pequena propriedade ou posse rural familiar.

Por fim, reivindicamos que pesquisas futuras que investiguem melhor os motivos que levam um produtor a manejar ou abandonar a área seriam de extrema importância para melhorar a produção desses sistemas e, conseqüentemente, o retorno econômico dos produtores, e reivindicamos elaborações e promoções de políticas públicas que possam auxiliar os agricultores familiares na condução adequada desses sistemas, seja através da difusão de conhecimento ou de incentivo financeiro para investir em mão de obra, ferramentas e insumos agrícolas. Nossa pesquisa corrobora e fortalece o manejo e a produção agroecológica, que questiona e resiste às produções de monoculturas de larga escala, mostrando que produção agrícola e biodiversidade podem ser conciliáveis. Esperamos que nossa pesquisa sirva de inspiração e incentivo para outros pesquisadores, considerando outros contextos de paisagens, seja para aprimorarem as técnicas de manejo de SAFs ou o protocolo e os indicadores ecológicos para monitorar esses sistemas em RL e APP no estado de São Paulo. Além disso, esperamos que sirva de apoio para outros Estados que estejam construindo novas resoluções a exemplo da SMA 189/2018.