



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

JULIA ISABELLA DE MATOS RODRIGUES

**AGRICULTURA ITINERANTE E MANEJO DE RECURSOS: IMPACTOS
PARA UMA FLORESTA SECUNDÁRIA TROPICAL**

Belém,

2024

JULIA ISABELLA DE MATOS RODRIGUES

**AGRICULTURA ITINERANTE E MANEJO DE RECURSOS: IMPACTOS PARA
UMA FLORESTA SECUNDÁRIA TROPICAL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal Rural da Amazônia, como requisito para obtenção do título de mestre em Ciências Florestais.

Orientador: Dr. Francisco de Assis Oliveira

Co-orientador: Dr. Walmer Bruno Rocha Martins

Belém

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- R696a Rodrigues, Julia Isabella de Matos
Agricultura itinerante e manejo de recursos : impactos para uma floresta secundária tropical / Julia Isabella de Matos Rodrigues. - 2024.
87 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Florestais (PPGCF), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2024.
Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis Oliveira
Coorientador: Prof. Dr. Walmer Bruno Rocha Martins.
1. Regeneração natural. 2. Corte e queima. 3. Ecossistemas tropicais. 4. Resiliência florestal. 5. Sustentabilidade agrícola. I. Oliveira, Francisco de Assis, *orient.* II. Título
-

JULIA ISABELLA DE MATOS RODRIGUES

**AGRICULTURA ITINERANTE E MANEJO DE RECURSOS: IMPACTOS PARA
UMA FLORESTA SECUNDÁRIA TROPICAL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal Rural da Amazônia, como requisito para obtenção do título de mestre em Ciências Florestais.

Data da aprovação: 16/02/2024

Banca Examinadora

Orientador

Francisco de Assis Oliveira
Universidade Federal Rural da Amazônia

Coorientador

Walmer Bruno Rocha Martins
Universidade Federal Rural da Amazônia

Membro 1

Luiz Fernandes Silva Dionísio
Universidade do Estado do Pará

Membro 2

Gustavo Schwartz
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Membro 3

Rodrigo Silva do Vale
Universidade Federal Rural da Amazônia

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me sustentado e dado forças para chegar até aqui.

Aos meus pais, Jairo Rodrigues e Sílvia Sousa, meus maiores incentivadores e a quem devo eternos agradecimentos por me conduzirem no caminho dos estudos.

À minha irmã, Maria Eduarda Rodrigues, pelos momentos de descontração e carinho partilhados sempre que estamos juntas.

Aos meus orientadores, Francisco Oliveira e Walmer Martins, por me incentivarem a seguir firme na pesquisa, por todos os conselhos e conversas enriquecedoras e, principalmente, pela confiança depositada em mim.

Ao LABECOS e à UFRA por me permitir desenvolver este trabalho em um ambiente calmo e acolhedor.

À equipe de estagiários LABECOS (José, Alexandre, Juliana, Lucas, Paula, Cintia, Angela, Joathan, Pétala, Carlos, Natasha, Victória), pelo suporte em campo e em laboratório, pelo empenho, amizade e, principalmente, por me mostrar todos os dias a força de um trabalho em equipe.

Aos estagiários que se tornaram amigos pessoais, José Silva, Marcos Nascimento Filho, Lucas Lopes e Paula Moraes, que foram essenciais em muitos momentos, mesmo sem perceber.

Ao meu querido amigo Hiago Pachecho, por dividir a mesa do laboratório, conhecimentos, problemas e alegrias, tornando os dias mais leves.

Aos “buius” Joathan, Girlanda (*in memorian*), Camilly, Ítalo, Eliã e Amanda, por todas as risadas e almoços alegres no RU, que aliviaram dias tensos de preocupação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF), por me proporcionar experiências enriquecedoras, principalmente ao coordenador, Rodrigo Geroni, pelas palavras de incentivo e confiança.

À Paula Pinheiro, secretária do PPGCF, por estar sempre disposta a nos ajudar, pelo carinho, cuidado e o preocupação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa.

À Fazenda Escola de Castanhal e aos colaboradores que muito nos auxiliaram durante a execução da pesquisa.

A todos que direta ou indiretamente ajudaram, muito obrigada!

RESUMO

A expansão de florestas secundárias em ecossistemas tropicais devido ao abandono pós-agricultura itinerante é uma realidade impulsionada pela diminuição da produtividade, decorrente de práticas inadequadas de manejo. A regeneração natural é frequentemente a principal responsável pela restauração desses ecossistemas, mas sua eficácia é limitada por vários fatores, incluindo o grau de degradação, a fonte de propágulos e a proximidade com florestas adjacentes. O projeto de Manipulação de Água e Nutrientes em Floresta Secundária na Amazônia Oriental (MANFLORA) foi desenvolvido ao longo de oito anos (1999-2007) para compreender os fatores que influenciam a dinâmica desses ecossistemas. O experimento foi realizado em um ecossistema com histórico de 40 anos de cultivo agrícola itinerante e incluiu irrigação nos períodos mais secos e a remoção de serapilheira. Os tratamentos consistiram em irrigação, remoção de serapilheira e um grupo de controle. Após 16 anos do encerramento do MANFLORA, esta dissertação foi dividida em três capítulos visando compreender o contexto geral da agricultura itinerante na Amazônia e os impactos do manejo de recursos a longo prazo em floresta secundária da região. Diante disso, no primeiro realizou-se uma revisão bibliográfica sobre a agricultura itinerante na Amazônia, destacando sua importância para as populações rurais, e ressaltando os impactos negativos, como a redução da biota, fertilidade e agregação do solo, bem como impactos na flora e fauna. Os dois capítulos seguintes avaliaram os efeitos a longo prazo do experimento MANFLORA. O segundo capítulo examinou os indicadores de composição e estrutura da vegetação, mostrando divergências na composição florística entre os tratamentos, mas sem impactos significativos na estrutura da vegetação. O terceiro capítulo focou na dinâmica de nutrientes do solo e serapilheira, destacando efeitos residuais na disponibilidade de nutrientes como K, Ca, Mg e P. A irrigação influenciou positivamente a disponibilidade de K, enquanto a remoção de serapilheira impactou negativamente o pH e a produção mensal de Ca, Mg e P. Esses resultados sugerem que a gestão de recursos pode ter efeitos duradouros na dinâmica de nutrientes em florestas secundárias. Em resumo, o estudo destaca a importância da agricultura itinerante para as comunidades amazônicas, mas enfatiza a necessidade de práticas sustentáveis para equilibrar a produção alimentar com a conservação da floresta. Os resultados a longo prazo do MANFLORA fornecem *insights* valiosos sobre a dinâmica pós-agricultura itinerante, evidenciando a influência de manipulações de água e nutrientes ao longo do tempo. Portanto, este trabalho contribui para o entendimento do papel desses ecossistemas e destaca a importância de abordagens de manejo que considerem a resiliência e sustentabilidade a longo prazo.

Palavras-chave: Corte e queima; Sucessão ecológica; Regeneração natural; Ecossistemas tropicais; Resiliência florestal; Sustentabilidade agrícola.

ABSTRACT

The expansion of secondary forests in tropical ecosystems due to post-shifting cultivation abandonment is a reality driven by decreased productivity resulting from improper management practices. Natural regeneration often plays a major role in restoring these ecosystems, but its effectiveness is limited by various factors, including the degree of degradation, the source of propagules, and proximity to adjacent forests. The Manipulation of Water and Nutrients in Secondary Forests in Eastern Amazonia (MANFLORA) project was developed over eight years (1999-2007) to understand the factors influencing the dynamics of these ecosystems. The experiment was conducted in an ecosystem with a 40-year history of shifting agriculture and included irrigation during drier periods and the removal of nutrients through litter. Treatments consisted of irrigation, litter removal, and a control group. Sixteen years after the conclusion of MANFLORA, this dissertation is divided into three chapters aiming to comprehend the overall context of shifting agriculture in Amazonia and the long-term impacts of resource management on secondary forests in the region. In the first chapter, a literature review on shifting agriculture in Amazonia was conducted, highlighting its importance for rural populations and emphasizing negative impacts such as reduced biota, soil fertility, and soil aggregation, as well as impacts on flora and fauna. The next two chapters evaluated the long-term effects of the MANFLORA experiment. The second chapter examined indicators of vegetation composition and structure, showing differences in floristic composition among treatments but without significant impacts on vegetation structure. The third chapter focused on soil and litter nutrient dynamics, highlighting residual effects on nutrient availability such as K, Ca, Mg, and P. Irrigation positively influenced K availability, while litter removal negatively impacted pH and monthly production of Ca, Mg, and P. These results suggest that resource management can have lasting effects on nutrient dynamics in secondary forests. In summary, the study underscores the importance of shifting agriculture for Amazonian communities but emphasizes the need for sustainable practices to balance food production with forest conservation. The long-term results of MANFLORA provide valuable insights into post-shifting cultivation dynamics, highlighting the influence of water and nutrient manipulations over time. Therefore, this work contributes to understanding the role of these ecosystems and emphasizes the importance of management approaches that consider long-term resilience and sustainability.

Keywords: Slash and burn; Ecological succession; Natural regeneration; Tropical ecosystems; Forest resilience; Agricultural sustainability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Contextualização-----

Figura 1 . Distribuição esquemática das parcelas (A) referentes aos tratamentos controle (B), remoção de serapilheira (C) e irrigação periódica (D) realizados durante o projeto MANFLORA, localizados na estação experimental da Universidade Federal Rural da Amazônia, nordeste do Estado do Pará. **Error! Indicador Não Definido .**

Capítulo I -----

Figura 1. Ciclos da agricultura itinerante, iniciando com a derrubada da vegetação natural, limpeza da área por meio da queima dos resíduos e posterior plantio de espécies de ciclo curto, com períodos de pousio variados, podendo resultar no abandono da área após redução da fertilidade do solo. 18

Figura 2. Influência do tempo de sucessão para a produtividade primária bruta (PPB), biomassa acima do solo, respiração e produtividade primária líquida (PPL).22

Figura 3. Trajetória de restauração por meio da regeneração natural em ecossistemas alterados pela agricultura itinerante com floresta adjacente mantida. 23

Capítulo II -----

Figura 1. Fragmento de floresta sucessional 16 anos após o término do MANFLORA, Amazônia Oriental, Brasil. Os quadrados sob a floresta representam as parcelas dos tratamentos Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção de nutrientes (REM). 40

Figura 2. NMDS com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis em um fragmento de floresta sucessional, considerando apenas indivíduos com CAP ≥ 15 cm (a) e adicionando indivíduos da NR (b), 16 anos após o MANFLORA. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da serapilheira.44

Figura 3. Média \pm SD da densidade de espécies e indivíduos com CAP ≥ 15 cm (a e b) e da NR (c e d) de um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após o MANFLORA. Legenda: Controle (CTL), Irrigação (IRR), Remoção de nutrientes (REM) e “ns” indica que não houve diferença estatística entre os tratamentos tanto para espécies quanto para indivíduos. Pontos distribuídos no interior e exterior das barras representam as unidades amostrais dos respectivos tratamentos. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da serapilheira.45

Figura 4. Grupos ecológicos referentes às espécies com CAP ≥ 15 cm em um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após o MANFLORA. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da serapilheira.47

Figura 5. Curvas de rarefação baseadas em amostras em um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após o MANFLORA. Considerando apenas indivíduos com CAP ≥ 15 cm (a) e indivíduos da NR (b). As linhas contínuas representam a riqueza média de espécies observada, enquanto as linhas tracejadas são a riqueza de espécies estimada. A linha vertical paralela ao eixo y corresponde à riqueza de espécies rarefeitas, calculada com base no número de indivíduos do ecossistema com menor abundância. Áreas sombreadas

representam intervalos de confiança de 95%. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da serapilheira.48

Capítulo III -----

Figura 1. Fragmento de floresta tropical sucessional de 36 anos alterado pela agricultura itinerante, localizado no município de Castanhal – Pará, Amazônia oriental. 64

Figura 2. Média \pm SD do fluxo mensal de Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) foliar em um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de nutrientes. CTL = controle; IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes. 68

Figura 3. Média \pm SD do estoque de Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) foliar em um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de nutrientes. CTL = controle; IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes. 69

Figura 4. Matriz de dispersão, distribuição da frequência dos dados e coeficientes de correlação entre a Eficiência de Uso de Nutrientes (EUN) e elementos do clima (precipitação, temperatura média do ar e umidade relativa do ar) em um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de nutrientes. Corr = coeficiente de correlação; CTL = controle; IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes, Prec. = precipitação, Temp. = temperatura atmosférica e Umi. = umidade relativa do ar.71

Figura 5. Média \pm SD dos atributos químicos do solo (a - m) e densidade do solo (n) de um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de nutrientes. CTL = controle; IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes; MO = matéria orgânica; CO = carbono orgânico. 72

Figura 6. Componentes principais dos atributos químicos do solo e variáveis estruturais das plantas (riqueza de espécies, diâmetro a 1,30 m do solo - DAP, altura – H e densidade de indivíduos) nas profundidades de 0 - 10 cm (a), 10 - 20 cm (b) e 20 - 30 cm (c), e análise de agrupamentos para os tratamentos utilizados em um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, considerando apenas atributos químicos do solo (d). CTL = controle, IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes.74

LISTA DE TABELAS

Capítulo I -----	
Tabela 1. Tempo de pousio utilizado para o cultivo agrícola itinerante em diferentes localidades do bioma Amazônia.	19
Tabela 2. Variáveis utilizadas como indicadores de estrutura, composição e função em diferentes ecossistemas sucessionais alterados pela agricultura itinerante na Amazônia.	24
Capítulo II -----	
Tabela 1. Modelo linear generalizado (GLM) de Poisson explicando a riqueza de espécies de grupos ecológicos em um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após o MANFLORA. Os atributos preditores foram: riqueza, tratamentos e grupos ecológicos.	46
Tabela 2. Medidas de diversidade alfa referentes às espécies com indivíduos ≥ 15 cm em CAP e regeneração natural em um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após O MANFLORA.	49
Tabela 3. Dez espécies com maiores Índice de Valor de Importância (IVI%) e Índice de Valor de Importância Ampliado (IVIA%) em fragmento de floresta sucessional, 16 anos após término de experimento: Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da serapilheira.	49
Capítulo III -----	
Tabela 1. Eficiência de uso e taxas de retranslocação (Ret) de nutrientes foliares em um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de nutrientes. CRL = Controle; IRR = Irrigação, REM = Remoção de nutrientes.	70

SUMÁRIO

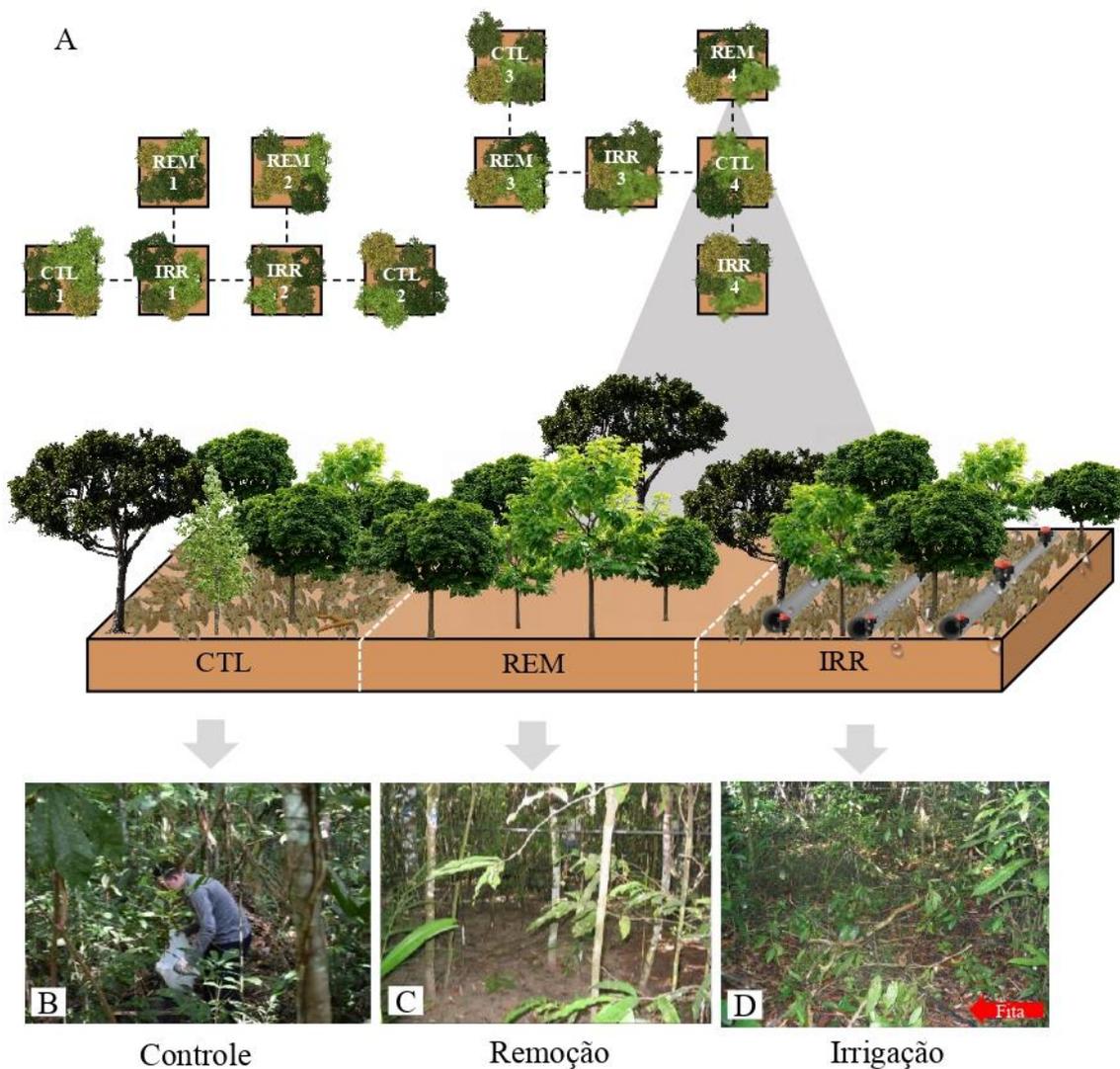
Contextualização	10
Questões	12
Hipóteses	12
Objetivos	13
<i>Referências</i>	<i>13</i>
Capítulo I	16
Agricultura itinerante na Amazônia: importância, impactos e principais limitações	16
1. <i>Introdução</i>	16
2. <i>Aspectos gerais da agricultura itinerante</i>	17
3. <i>Impactos da agricultura itinerante</i>	19
4. <i>Importância e trajetória de sucessão das florestas secundárias tropicais</i>	20
5. <i>Indicadores utilizados no monitoramento ecológico de florestas secundárias amazônicas</i>	23
6. <i>Considerações finais e perspectivas da agricultura itinerante</i>	26
7. <i>Referências</i>	27
Capítulo II	37
Efeitos do suprimento hídrico permanecem em floresta secundária na Amazônia após 16 anos	37
1. <i>Introdução</i>	37
2. <i>Material e Métodos</i>	39
3. <i>Resultados</i>	42
4. <i>Discussão</i>	50
5. <i>Conclusão</i>	52
6. <i>Referências</i>	52
Capítulo III	61
A remoção da serapilheira prejudica a dinâmica de nutrientes a longo prazo em floresta secundária tropical	61
1. <i>Introdução</i>	61
2. <i>Material e métodos</i>	63
3. <i>Resultados</i>	67
4. <i>Discussão</i>	74
5. <i>Conclusão</i>	79
6. <i>Referências</i>	79
Considerações finais	85

1 **Contextualização**

2 A expansão de florestas secundárias resultantes do abandono agrícola é uma realidade
3 nos ecossistemas tropicais, tendo em vista a diminuição da produtividade em resposta às
4 práticas inadequadas de manejo (Rezende & Vieira 2019, Bruun *et al.*, 2020). Na maioria dos
5 casos, a regeneração natural é a única responsável pela restauração do ecossistema, sendo sua
6 eficiência limitada pelo grau de degradação/alteração, da fonte de propágulos e da
7 proximidade com florestas adjacentes (Chazdon & Guariguata 2016, Poorter *et al.*, 2016,
8 Chazdon 2017). Diversos estudos evidenciaram a resiliência de ecossistemas sucessionais na
9 Amazônia (Chazdon & Guariguata 2016, Barros *et al.*, 2020, Medeiros-Sarmiento *et al.*, 2021),
10 no entanto, o tempo necessário para a restauração da estrutura, da composição e da função do
11 ecossistema ainda é desconhecida e dependente de diversos fatores. Em locais onde o
12 ecossistema não é capaz de restaurar suas funções naturalmente, a regeneração ativa ou a
13 reabilitação são indispensáveis (Brancalion *et al.*, 2015). Em caso de impactos ocasionados
14 pela agricultura itinerante, além da rápida cobertura arbórea, deve-se utilizar espécies capazes
15 de recuperar os nutrientes volatilizados durante a queima e que possibilitem a associação com
16 fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (Reyes *et al.*, 2019). No entanto, a escolha das
17 espécies para o plantio tende a ser realizada de maneira generalista ou com base em estudos
18 realizados em ecossistemas degradados por outras atividades que não a agricultura.

19 Como intuito de compreender os fatores que influenciam a dinâmica desses
20 ecossistemas, o projeto de Manipulação de Água e nutrientes em Floresta Secundária na
21 Amazônia Oriental (MANFLORA) foi desenvolvido durante oito anos (1999 - 2007) com
22 irrigação nos períodos mais secos e a remoção de nutrientes via serapilheira. O projeto foi
23 implantado em 1999, em um ecossistema com 12 anos de sucessão após abandono com
24 histórico de aproximadamente 40 anos de cultivo agrícola itinerante (1940 – 1980). O
25 experimento foi constituído de três tratamentos (irrigação, remoção e controle), com quatro
26 parcelas permanentes de 400 m² (20 m x 20 m) e distância média de 10 m entre as parcelas
27 (Figura 1A). No tratamento irrigação, visando suprir a deficiência hídrica nos períodos mais
28 secos do ano (julho a dezembro), as parcelas eram irrigadas com 5 mm dia⁻¹ durante 30
29 minutos, seguindo estimativas regionais de evapotranspiração (Vasconcelos *et al.*, 2007). Para
30 isso, fitas com microfuros a cada 15 cm foram distribuídas no interior das parcelas, com
31 distância de 2 m entre as fitas para a melhor distribuição espacial da água no solo (Figura 1D).
32 A quantidade de água aplicada na estação seca chegou a 790 mm, representando um aumento
33 de até 200% na entrada de água e 34% na precipitação anual (Vasconcelos *et al.*, 2008).

34



35

36 **Figura 1.** Distribuição esquemática das parcelas (A) referentes aos tratamentos controle (B),
 37 remoção de serapilheira (C) e irrigação periódica (D) realizados durante o projeto
 38 MANFLORA, localizados na estação experimental da Universidade Federal Rural da
 39 Amazônia, nordeste do Estado do Pará.

40 Fonte: Autora (2024).

41 No tratamento remoção, toda a camada de serapilheira depositada no solo era
 42 removida a cada duas semanas com um ancinho plástico (Figura 1C). Inicialmente,
 43 aproximadamente $53,80 \pm 3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de massa seca foram removidos, além de 2230 ± 146
 44 kg ha^{-1} de carbono e $73 \pm 5 \text{ kg ha}^{-1}$ de nitrogênio (Vasconcelos *et al.*, 2008). No tratamento
 45 controle foi considerada a testemunha, ou seja, não houve interferência humana com manejo
 46 de recursos. De acordo com os resultados obtidos durante o experimento, notou-se que a

47 irrigação aumentou cerca de duas vezes a velocidade da decomposição (Vasconcelos *et al.*,
48 2007), além de proporcionar maior produtividade primária líquida (Vasconcelos *et al.*, 2012),
49 sugerindo impactos das mudanças climáticas para o bioma Amazônia e indicando que a
50 regeneração natural de florestas tropicais pode ser sensível à sazonalidade.

51 A irrigação também proporcionou o aumento da umidade gravimétrica, porém não
52 influenciou a biomassa microbiana do solo (Rangel-Vasconcelos *et al.*, 2005) e não
53 proporcionou alterações na massa e comprimento de raízes finas, enquanto o tratamento
54 remoção ocasionou diminuições nestas variáveis (Lima *et al.*, 2010). Somado a isso, a
55 remoção de serapilheira resultou na perda de 12% da concentração de N, quando comparada
56 ao tratamento controle (Vasconcelos *et al.*, 2008). No entanto, após nove anos do início do
57 experimento, Pereira *et al.*, (2017) constataram que o ecossistema foi capaz de suprir o déficit
58 nutricional ocasionado pela remoção de serapilheira, apresentando teores de P e K
59 semelhantes aos demais tratamentos.

60 Dessa maneira, essa dissertação está dividida em três capítulos, em que o primeiro é
61 uma revisão bibliográfica voltada para o entendimento sobre os aspectos gerais da agricultura
62 itinerante, bem como os impactos causados pela atividade. Os dois últimos capítulos são
63 voltados para a avaliação de eventuais efeitos do experimento conduzido pelo projeto
64 MANFLORA para o ecossistema atualmente, ou seja, após mais de uma década do
65 encerramento do projeto. No segundo capítulo, foram avaliados os indicadores de composição
66 e estrutura inerentes à vegetação. Já no terceiro, avaliou-se indicadores funcionais
67 relacionados às propriedades físico-químicas da serapilheira e do solo.

68

69 **Questões**

- 70 a) Quais os principais benefícios e impactos da agricultura itinerante na Amazônia?
71 b) Existem efeitos de longo prazo sobre a composição florística e estrutura de floresta
72 secundária após a manipulação de recursos?
73 c) O manejo de recursos pode alterar a dinâmica de nutrientes nas florestas secundárias
74 tropicais a longo prazo?

75

76 **Hipóteses**

- 77 a) A agricultura itinerante na Amazônia proporciona benefícios socioeconômicos às
78 comunidades locais, enquanto os impactos ambientais incluem degradação do solo e perda de
79 biodiversidade.

80 c) Mesmo no longo prazo, a irrigação e a redução de nutrientes mudam a composição
81 florística e a estrutura da floresta secundária.

82 d) O suprimento de água aumenta a disponibilidade de nutrientes para as plantas em longo
83 prazo, visto que a dinâmica nutricional é uma variável sensível à disponibilidade hídrica.

84

85 **Objetivos**

86 **a) Gerais**

87 Investigar os efeitos da agricultura itinerante e do manejo de recursos em floresta secundária
88 na Amazônia.

89 **b) Específicos**

- 90 • Realizar uma revisão bibliográfica abrangente sobre a agricultura itinerante na Amazônia;
- 91 • Avaliar, por meio de indicadores de composição, estrutura e função, os efeitos da
92 manipulação de recursos em uma floresta secundária;
- 93 • Investigar os efeitos residuais a longo prazo das práticas de manejo para a dinâmica de
94 nutrientes do solo e serapilheira;
- 95 • Analisar a resiliência da vegetação e a capacidade de regeneração natural de uma floresta
96 secundária alterada pela agricultura itinerante.

97

98 **Referências**

- 99 BARROS, T. C., ELIAS, F., ROMANO, L. L. & FERREIRA, J. 2020. Natural recovery of
100 plant species diversity in secondary forests in Eastern Amazonia: contributions to
101 passive forest restoration. *Revista Brasileira de Botânica* 43:165–175. Springer
102 International Publishing.
- 103 BRANCALION, P. H. S., RODRIGUES, R. R. & GANDOLFI, S. 2015. Restauração
104 florestal. Oficina de Textos, São Paulo. 431 pp.
- 105 BRUUN, T. B., RYAN, C. M., DE NEERGAARD, A. & BERRY, N. J. 2020. Soil organic
106 carbon stocks maintained despite intensification of shifting cultivation. *Geoderma*
107 388:114804. Elsevier B.V.
- 108 CHAZDON, R. L. 2017. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the
109 future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102:251–257.
- 110 CHAZDON, R. L. & GUARIGUATA, M. R. 2016. Natural regeneration as a tool for large-
111 scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48:716–730.

- 112 LIMA, T. T. S., MIRANDA, I. S. & VASCONCELOS, S. S. 2010. Effects of water and
113 nutrient availability on fine root growth in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil.
114 *New Phytologist* 187:622–630.
- 115 MEDEIROS-SARMENTO, P. S. DE, FERREIRA, L. V. & GASTAUER, M. 2021. Natural
116 regeneration triggers compositional and functional shifts in soil seed banks. *Science of
117 the Total Environment* 753:141934. Elsevier B.V.
- 118 PEREIRA, D. N., MARTINS, W. B. R., ANDRADE, V. M. S. & OLIVEIRA, F. A. 2017.
119 Influência da remoção de serapilheira no teor de fósforo e potássio na Amazônia Oriental.
120 *Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences*
121 12:380–385.
- 122 POORTER, L., BONGERS, F., AIDE, T. M., ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.,
123 BALVANERA, P., BECKNELL, J. M., BOUKILI, V., BRANCALION, P. H. S.,
124 BROADBENT, E. N., CHAZDON, R. L., CRAVEN, D., DE ALMEIDA-CORTEZ, J.
125 S., CABRAL, G. A. L., DE JONG, B. H. J., DENSLOW, J. S. & *ET AL.*, 2016. Biomass
126 resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530:211–214. Nature Publishing
127 Group.
- 128 RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T., ZARIN, D. J., CARVALHO, C. J. R., SANTOS, M.
129 M. L. S., VASCONCELOS, S. S. & OLIVEIRA, F. A. 2005. Carbono, nitrogênio e
130 atividade da biomassa microbiana de um solo sob vegetação secundária de diferentes
131 idades na Amazônia oriental. *Revista de Ciências Agrárias* 44:49–63.
- 132 REYES, H. A., FERREIRA, P. F. A., SILVA, L. C., DA COSTA, M. G., NOBRE, C. P. &
133 GEHRING, C. 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi along secondary forest succession at
134 the eastern periphery of Amazonia: Seasonal variability and impacts of soil fertility.
135 *Applied Soil Ecology* 136:1–10. Elsevier.
- 136 REZENDE, G. M. & VIEIRA, D. L. M. 2019. Forest restoration in southern Amazonia: Soil
137 preparation triggers natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 433:93–104.
138 Elsevier.
- 139 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ARAÚJO, M. M. & MIRANDA, I. DE S. 2012.
140 Aboveground net primary productivity in tropical forest regrowth increases following
141 wetter dry-seasons. *Forest Ecology and Management* 276:82–87. Elsevier B.V.
- 142 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ARAÚJO, M. M., RANGEL-VASCONCELOS, L. G.
143 T., DE CARVALHO, C. J. R., STAUDHAMMER, C. L. & OLIVEIRA, F. D. A. 2008.
144 Effects of seasonality, litter removal and dry-season irrigation on litterfall quantity and

- 145 quality in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*
146 24:27–38.
- 147 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ROSA, M. B. S. DA, OLIVEIRA, F. DE A. &
148 CARVALHO, C. J. R. DE. 2007. Leaf Decomposition in a Dry Season Irrigation
149 Experiment in Eastern Amazonian Forest Regrowth. *Biotropica* 35:593–600.
- 150

151 **Capítulo I**

152 **Agricultura itinerante na Amazônia: importância, impactos e principais limitações**

153 *(Submetido: Journal of Tropical Forest Science - JCR = 0.9, Qualis B1)*

154 **Resumo**

155 Este estudo objetivou evidenciar o papel, implicações, e o panorama futuro da agricultura
156 itinerante na Amazônia. A agricultura é uma prática milenar, amplamente utilizada na região,
157 que consiste na rotatividade de áreas de cultivo, intercalando o plantio de espécies agrícolas
158 com a regeneração natural, sendo fundamental à sobrevivência das populações rurais
159 amazônicas. No entanto, o processo de corte-queima resulta na redução da biota, fertilidade e
160 agregação do solo, além de impactos negativos na flora e fauna, pois o tempo destinado ao
161 pousio nos diferentes contextos amazônicos pode não ser suficiente devido à necessidade de
162 produção de alimento, o que gera pressão pela abertura de novas roças e consequente aumento
163 de áreas degradadas. Nesse contexto, a utilização de técnicas de recuperação ecológica, tanto
164 ativas quanto passivas, é imprescindível a manutenção dos serviços ecossistêmicos, visto que
165 as florestas secundárias formadas após a agricultura itinerante possuem grande biodiversidade
166 e contribuem para o sequestro e estoque de carbono. O futuro da agricultura itinerante na
167 Amazônia só será viável se partir de viés sustentável e de equilíbrio entre a manutenção da
168 floresta e a produção alimentar, com participação das comunidades agricultoras e
169 implementação de técnicas e, ou, tecnologias de baixo impacto ambiental.

170 **Palavras-chave:** corte-queima; floresta secundária; monitoramento ecológico

171 **1. Introdução**

172 A Amazônia abriga uma ampla biodiversidade, e desempenha funções essenciais para a
173 regulação climática global (Reis & Benchimol 2023), porém enfrenta desafios ambientais
174 significativos ocasionados por atividades antrópicas, como a prática ancestral da agricultura
175 itinerante (Coomes *et al.*, 2021). Esse tipo de cultivo, também conhecido como "roça" ou
176 "corte e queima", é caracterizado pela rotatividade de áreas cultivadas e contribui para a
177 manutenção de renda das comunidades locais na região (Fragoso *et al.*, 2016). No cenário de
178 degradação pós-uso do fogo e repetidos ciclos de cultivo, a trajetória de sucessão das florestas
179 secundárias tropicais emerge como um ponto crucial para mitigar os danos ocasionados ao
180 ecossistema (Brown 1990, Hardwick & Elliott 2016).

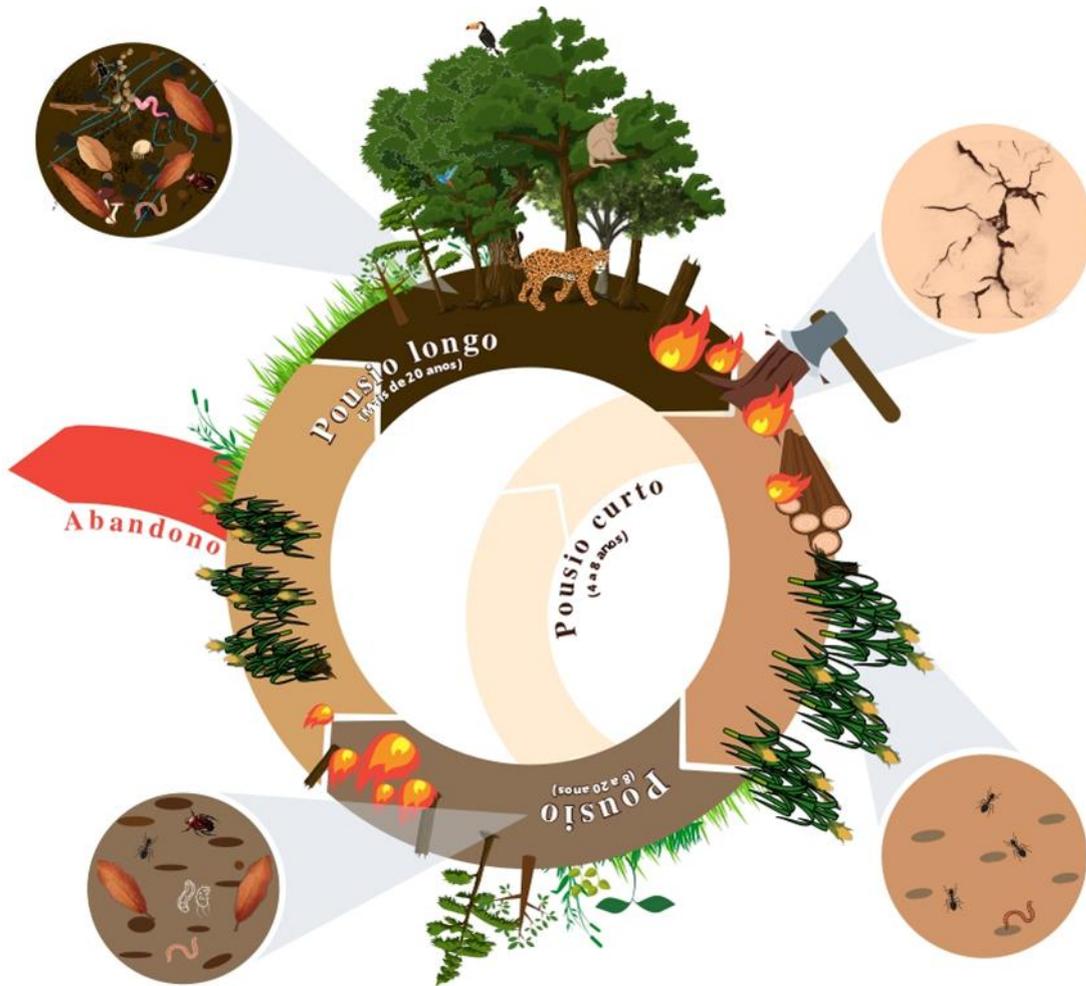
181 Avaliar os impactos em longo prazo, por meio de monitoramento, é vital para a
182 manutenção dessa prática agrícola na Amazônia (Gann *et al.*, 2019), visto que engloba

183 indicadores específicos, como diversidade de espécies, estrutura da floresta e ciclos de
184 nutrientes (Villa *et al.*, 2021). Ademais, oferecem *insights* valiosos sobre a saúde e a
185 capacidade de recuperação das áreas alteradas (Prach *et al.*, 2019). Neste contexto, reuniram-
186 se aspectos gerais da agricultura itinerante na Amazônia, examinando seu histórico, suas
187 técnicas e os desafios que apresenta à sustentabilidade. Destacou-se ainda a relevância das
188 florestas secundárias originadas pós-agricultura, abordamos os principais indicadores
189 utilizados, ressaltando a importância de métricas precisas para orientar políticas de manejo
190 sustentável e conservação do bioma.

191

192 **2. Aspectos gerais da agricultura itinerante**

193 A agricultura itinerante, ou de corte-queima, é um tipo de agricultura migratória,
194 desenvolvida nos trópicos desde a era Neolítica (Ellis *et al.*, 2018), a qual abrange uma
195 pequena escala de produção, com o uso aproximado de dois hectares para o cultivo, e com o
196 predomínio da mão de obra familiar (Coomes *et al.*, 2021). O sistema de produção é
197 caracterizado por rotações entre o cultivo de espécies de ciclo curto, após o corte e a queima
198 da vegetação pré-existente, e períodos de regeneração natural (pousio) (Figura 1). Essas
199 peculiaridades, herdadas da cultura indígena, têm como objetivos permitir a sustentabilidade
200 do sistema por meio do retorno das funções edáficas e garantir a produtividade nos próximos
201 ciclos de produção (Fragoso *et al.*, 2016). Para isso, períodos de pousio adequados variam de
202 15 a 30 anos, já que em uma década há o aumento considerável de carbono orgânico no solo e
203 em 15 anos é possível restaurar o diâmetro médio geométrico dos agregados, e com isso
204 melhorar a estabilidade e diminuir a susceptibilidade a agentes erosivos (Lintemani *et al.*,
205 2020).



206

207 **Figura 1.** Ciclos da agricultura itinerante, iniciando com a derrubada da vegetação natural,
 208 limpeza da área por meio da queima dos resíduos e posterior plantio de espécies de ciclo curto,
 209 com períodos de pousio variados, podendo resultar no abandono da área após redução da
 210 fertilidade do solo. Círculos destacados indicam características edáficas em cada uma das
 211 fases do cultivo itinerante.

212 Fonte: Autora (2024).

213

214 O tempo destinado ao pousio não segue um padrão na Amazônia (Tabela 1), e pode
 215 ser alterado de acordo com a localidade e densidade populacional, já que a maior demanda
 216 por alimentos resulta na diminuição expressiva do tempo destinado à regeneração natural
 217 (Denich *et al.*, 2005). Após inúmeros ciclos, os prejuízos da queima indiscriminada são
 218 evidenciados na redução da produtividade, acarretando o abandono da área (Lintemani *et al.*,
 219 2020) e a conseqüente intensificação da degradação e fragmentação florestal. Na Amazônia,
 220 em 55 anos (1940-1995) agricultura e pecuária foram as principais fontes de degradação
 221 (Leite *et al.*, 2011), especialmente a pecuária que degradou 180 milhões de hectares até em

222 2006 (Silva *et al.*, 2021). Em todo o mundo, aproximadamente 280 milhões de hectares já
 223 foram utilizados para o cultivo itinerante ou estão em fase de pousio (Heinimann *et al.*, 2017),
 224 formando mosaicos florestais constituídos por ecossistemas com diferentes idades e
 225 composição florística (Vale *et al.*, 2018).

226

227 **Tabela 1.** Tempo de pousio utilizado para o cultivo agrícola itinerante em diferentes
 228 localidades do bioma Amazônia.

Tempo de Pousio (anos)	Local	Autores
0,58 - 5,2	Paragominas (PA)	Abrell <i>et al.</i> , (2024)
1 – 2	Rio Preto da Eva (AM)	Gehring <i>et al.</i> , (2005)
1 - 50	Amazônia Central	Junqueira <i>et al.</i> , (2016)
2 – 10	Igarapé-Açu (PA)	Hölscher <i>et al.</i> , (1996)
4 – 10	Igarapé-Açu (PA)	Kato <i>et al.</i> , (1999)
6,6	Alcântara (MA)	Rousseau <i>et al.</i> , (2022)
8- 12	Peru	Coomes <i>et al.</i> , (2021)
8 – 25	Guiana Francesa	Rossi <i>et al.</i> , (2010)
12 – 40	Igarapé-Açu (PA)	Comte <i>et al.</i> , (2012)

229 Fonte: Autora (2024).

230

231 3. Impactos da agricultura itinerante

232 O uso contínuo do fogo para limpeza de áreas é comum em regiões tropicais e
 233 contribui para catalisar impactos ambientais, pois promove a diminuição de comunidades de
 234 artrópodes (Franco *et al.*, 2019) e a redução da diversidade de macroinvertebrados do solo
 235 (Rossi *et al.*, 2010), somado à perda do banco de sementes de inúmeras espécies (Bezerra *et*
 236 *al.*, 2022). Além dessas implicações, a supressão da vegetação pode comprometer também a
 237 provisão de serviços ecossistêmicos, uma vez que a capacidade de sequestro de carbono
 238 atmosférico é reduzida em até 76% (Schwartz *et al.*, 2020). Na Amazônia, a queima
 239 descontrolada torna os ecossistemas vulneráveis a incêndios florestais de grande magnitude
 240 (Hölscher *et al.*, 1996, Brando *et al.*, 2020, Reis *et al.*, 2021), principalmente em decorrência
 241 da volatilização de nutrientes e a bioacumulação de metais pesados. Essas consequências
 242 reduzem consideravelmente o teor de N total nas camadas superficiais do solo e ocasiona a
 243 perda de carbono total em todas as profundidades (Ribeiro Filho *et al.*, 2015), somada à

244 possibilidade de acumulação de elevadas concentrações de alumínio no solo, mesmo após 60
245 anos de sucessão (Chua & Potts 2018).

246 A queima de biomassa também intensifica a emissão de gases de efeito estufa, especialmente
247 metano (7%), óxido nitroso (3%), óxido nítrico (14%) e monóxido de carbono (45%) (Prather *et al.*,
248 2001). Os prejuízos desse tipo de cultivo também estão relacionados à perda da fauna selvagem,
249 principalmente de grandes predadores e mamíferos, além de interrupções nos ciclos biogeoquímicos
250 (Laurance & Useche 2009, Villa *et al.*, 2021). Em contrapartida, a agricultura itinerante desempenha
251 um importante papel socioeconômico no cenário global, empregando em todo o mundo até o ano de
252 2005, entre 37 e 300 milhões de produtores (Sanchez *et al.*, 2005). Na Amazônia, a produção
253 atualmente abastece comércios locais de diversos municípios, principalmente no estado do Pará,
254 segundo maior produtor de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) do Brasil (IBGE 2021).

255 A dualidade entre os impactos ambientais e os benefícios socioeconômicos torna a
256 agricultura itinerante controversa e vem sendo alvo de debates desde o início do século XX,
257 com o intuito de adequar o modelo de produção para um sistema sustentável (Coomes *et al.*,
258 2021). Em 1957, a Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) sugeriu a
259 erradicação da agricultura itinerante, devido às ameaças para a produção agrícola futura (FAO
260 1957), sem considerar o aspecto social da atividade, principalmente para as comunidades
261 locais. Para isso, diferentes estratégias vêm sendo desenvolvidas e aprimoradas nos últimos
262 anos visando a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, como o projeto Tipitamba, criado a
263 partir do programa Studies of Human Impact on Forests and Floodplains in the Tropics
264 (SHIFT), que se destacou pela proposta de desenvolver uma tecnologia capaz de substituir o
265 uso do fogo, promovendo a agricultura de “corte-cobertura” (Kato *et al.*, 1999, Klemick 2011,
266 Comte *et al.*, 2012, Joslin *et al.*, 2019). Nesse cenário, estudos desenvolvidos em florestas
267 secundárias oriundas da agricultura itinerante na Amazônia foram e estão sendo essenciais
268 para a compreensão da importância e da resiliência destes ecossistemas, sendo indispensáveis
269 para as políticas de restauração do bioma.

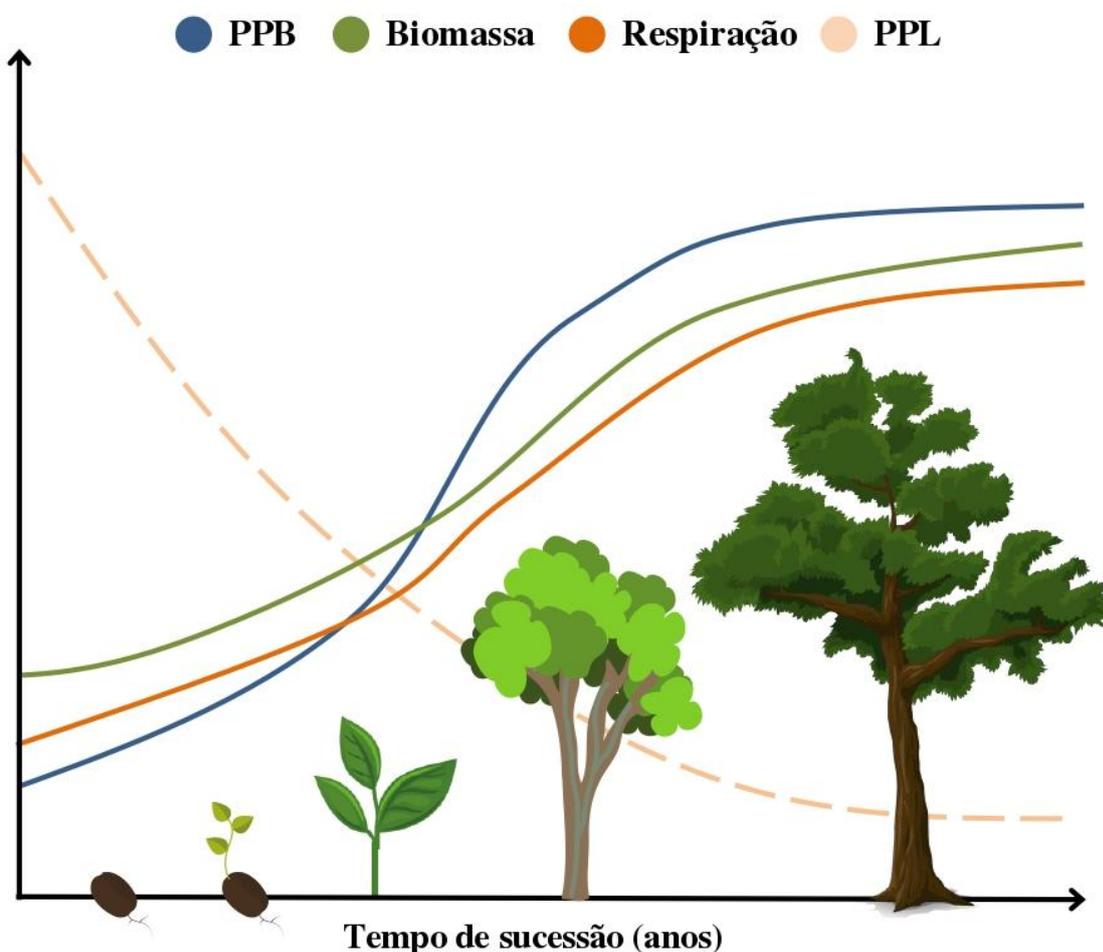
270

271 **4. Importância e trajetória de sucessão das florestas secundárias tropicais**

272 Ecossistemas de florestas tropicais são caracterizados pela biodiversidade e capacidade de
273 estoque de carbono, garantindo a provisão de bens e serviços em escala mundial (Garcia *et al.*,
274 2021; Montfort *et al.*, 2021; Rozendaal *et al.*, 2019). Ademais, atuam como hotspots de
275 biodiversidade e contribuem para o aumento da umidade na biosfera, devido à elevada área
276 foliar e ao sistema radicular bem desenvolvido (Garcia *et al.*, 2021). Mesmo após distúrbios
277 (naturais ou antrópicos), a vegetação secundária desempenha funções essenciais para a

278 manutenção da vida humana, embora o número de ciclos de corte e queima apresente forte
 279 influência para o grau de degradação das funções e estrutura do ecossistema (Jakovac *et al.*,
 280 2016, Villa *et al.*, 2018a).

281 No contexto das mudanças climáticas, as florestas secundárias são relevantes dada a
 282 capacidade de estabilização do balanço global por meio da assimilação de carbono (Figura 2),
 283 armazenando cerca de 70% de carbono no solo ao longo da sucessão (Jones *et al.*, 2019).
 284 Neste cenário, destaca-se o Brasil, país da América Latina que dispõe de florestas
 285 secundárias com maior potencial para sequestro de carbono (Chazdon *et al.*, 2016). De
 286 maneira geral, estes ecossistemas apresentam rápida recuperação e o retorno das
 287 características funcionais, como decomposição e fluxo de serapilheira, podem ocorrer entre 15
 288 e 30 anos de regeneração, a depender do histórico de uso do ecossistema, podendo
 289 assemelhar-se ou exceder os ecossistemas de florestas nativas (Cole *et al.*, 2016, Powers &
 290 Marín-Spiotta 2017). Quanto à riqueza de espécies, 80% podem ser recuperadas após 20 anos,
 291 enquanto a recuperação total da composição florística pode extrapolar um século de sucessão
 292 (Rozendaal *et al.*, 2019).



294 **Figura 2.** Influência do tempo de sucessão para a produtividade primária bruta (PPB),
295 biomassa acima do solo, respiração e produtividade primária líquida (PPL).

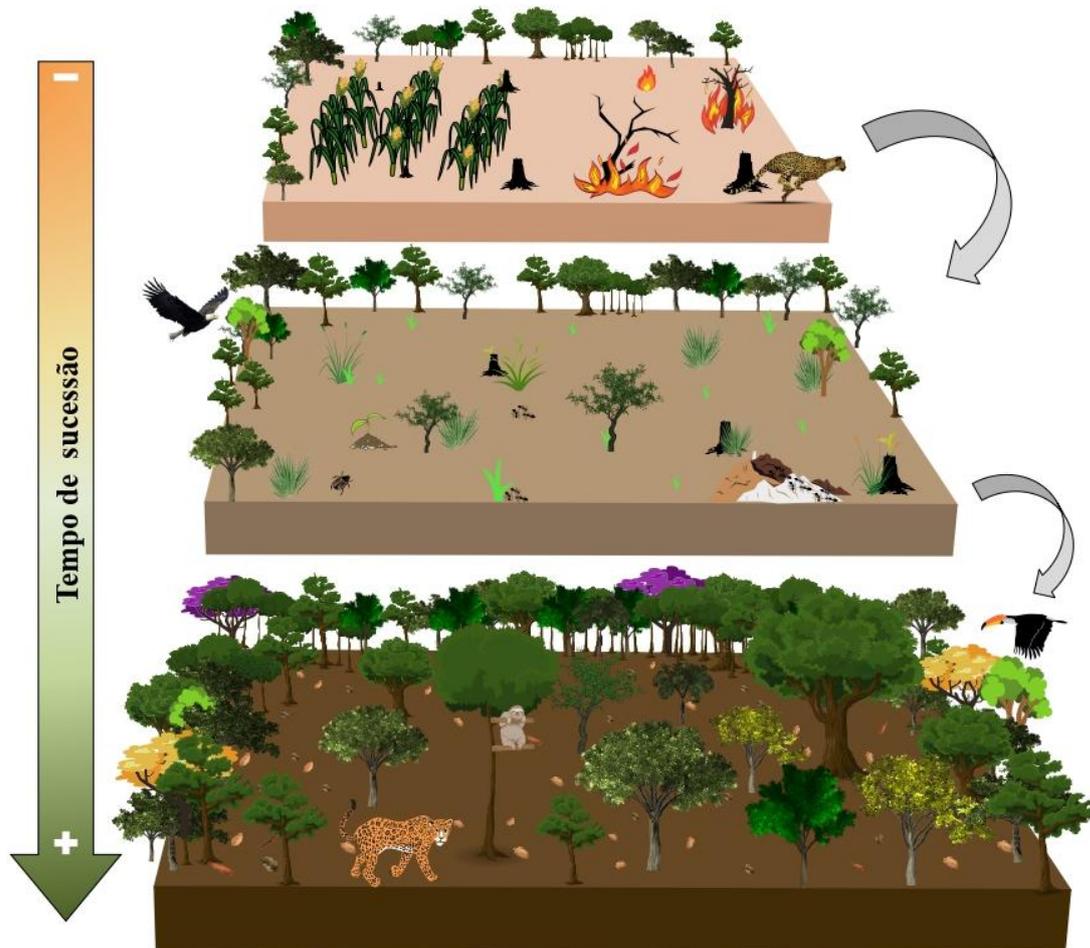
296 Fonte: Autora (2024).

297 Em duas décadas de sucessão acumula-se em média $121,8 \pm 7,5$ Mg ha⁻¹ de biomassa acima
298 do solo (Poorter *et al.*, 2016). Tais mudanças na estrutura e composição da vegetação influenciam a
299 dinâmica do carbono, compensando parte das perdas decorrentes da supressão e queima (Wang *et al.*,
300 2020). Aliado à alta resiliência das florestas secundárias na Amazônia (Barros *et al.*, 2020), as
301 florestas adjacentes às áreas de cultivo itinerante atuam como fonte de propágulos, favorecendo a ação
302 da fauna e, por conseguinte, a dispersão de sementes (Mukul & Herbohn 2016). Por outro lado, a
303 intensidade do uso do ecossistema por atividades antrópicas, como agricultura, pode retardar a
304 capacidade de provisão de serviços. Em casos de extrema degradação, metas de restauração ecológica
305 devem ser estabelecidas visando o retorno das funcionalidades do ecossistema (Hardwick and Elliott,
306 2016; Poorter *et al.*, 2016).

307 A restauração ecológica abrange um conjunto de estratégias e técnicas multidisciplinares
308 voltadas para a recuperação de ecossistemas outrora degradados e/ou alterados (Gann *et al.*, 2019),
309 podendo ser divididas nas categorias ativa e passiva, dependendo do tipo de manejo empregado. A
310 restauração ativa consiste no uso de estratégias mais incisivas, com interferências humanas diretas no
311 ecossistema, como o plantio de mudas (Martins *et al.*, 2020). Neste caso, as prognoses tendem a ser
312 mais assertivas, devido à escolha de espécies aptas e, geralmente, com informações ecológicas bem
313 delimitadas para cada espécie, além de espaçamento padronizado entre as plantas (Hartup *et al.*, 2022).

314 No caso da restauração passiva, o processo de sucessão ocorre com pouca ou nenhuma
315 interferência humana, geralmente por meio da regeneração natural (Gann *et al.*, 2019). Assim, quanto
316 menos fontes de degradação, maior proximidade com florestas adjacentes e mais disponibilidade no
317 banco de sementes do solo, maior será a probabilidade de sucesso da restauração (Hardwick & Elliott
318 2016, Poorter *et al.*, 2016, Chazdon & Uriarte, 2016). Em ecossistemas modificados pela agricultura
319 itinerante, geralmente essas características são mantidas (Figura 3) (dependendo do tempo e
320 intensidade de uso do ecossistema), e por isso, em muitos casos a restauração passiva é eficaz, mais
321 viável e de baixo custo quando comparada à outra categoria (Medeiros-Sarmento *et al.*, 2021).

322



323

324 **Figura 3.** Trajetória de restauração por meio da regeneração natural em ecossistemas
 325 alterados pela agricultura itinerante com floresta adjacente mantida.

326 Fonte: Autora (2024).

327

328 **5. Indicadores utilizados no monitoramento ecológico de florestas secundárias** 329 **amazônicas**

330 A eficiência e a viabilidade da regeneração natural são variáveis passíveis de
 331 mensuração por meio de indicadores ecológicos, os quais devem demonstrar a trajetória da
 332 restauração, bem como eventuais necessidades de adaptação no método escolhido (Gann *et al.*,
 333 2019). Esses indicadores devem ser facilmente mensuráveis, comparáveis, de baixo custo e
 334 que expressam as condições reais do ecossistema, visando o monitoramento em longo prazo
 335 com acurácia nas respostas (Prach *et al.*, 2019). Por isso, na Amazônia, há um número
 336 diversificado de indicadores que foram estudados (Tabela 2) e podem ser classificados de
 337 modo didático em indicadores de estruturas, de composição e funcionais.

338

339 **Tabela 2.** Variáveis utilizadas como indicadores de estrutura, composição e função em
 340 diferentes ecossistemas sucessionais alterados pela agricultura itinerante na Amazônia.

Indicadores			Local	Autores
<i>Estrutura</i>	<i>Composição</i>	<i>Função</i>		
Cobertura arbórea, cobertura de grama, área basal	Riqueza de espécies	-	Rondônia	1
Densidade do banco de sementes do solo	Composição do banco de sementes do solo	-	Parque do Catimbau (PE)	2
Densidade da macrofauna	Diversidade e composição da macrofauna do solo	Fertilidade do solo; pH; teor de umidade e densidade do solo; CTC; SB	Alcântara (MA)	3
-	-	Capacidade de retenção hídrica do solo, C total e N total; pH; fertilidade	Igarapé-Açu (PA)	4
Densidade de espécies	Riqueza de espécies		Guiana Francesa	5
Biomassa (folhas, caule e raiz)	-	Fertilidade do solo	Igarapé-Açu (PA)	6
Densidade de esporos de fungos arbusculares micorrízicos	Diversidade e composição de fungos arbusculares micorrízicos	Fertilidade do solo; extração de glomalina; extração de glomerosporos; densidade do solo	Alcântara (MA)	7
Área basal	Riqueza e composição de espécies	Fertilidade do solo; CTC; matéria orgânica; pH	Venezuela	8
-	Composição florística e diversidade de espécies	Fertilidade do solo; CTC; matéria orgânica; pH	Venezuela	9

341 Onde: 1 = (Rezende & Vieira 2019); 2 = (Bezerra *et al.*, 2022); 3 = (Rousseau *et al.*, 2022); 4
 342 = (Comte *et al.*, 2012); 5 = (Rossi *et al.*, 2010); 6 = (Kato *et al.*, 1999); 7 = (Reyes *et al.*,
 343 2019); 8 = (Villa *et al.*, 2018a); 9 = (Villa *et al.*, 2018b).

344 As variáveis estruturais do ecossistema geralmente estão relacionadas a variáveis da
 345 planta, como diâmetro, área basal, altura, biomassa e índice de área foliar (Oliveira *et al.*,
 346 2021). Este tipo de indicador é relevante, pois alterações edafoclimáticas acarretam rápidas
 347 influências morfológicas no vegetal, resultando em alterações estruturais as quais permitem
 348 investigações aprofundadas. Mudanças climáticas, por exemplo, reduzem consideravelmente

349 a produtividade primária líquida e ocasionam o aumento da mortalidade de árvores (Allen *et*
350 *al.*, 2015). Somado a isso, estimativas de área basal podem ajudar a prever a diversidade e
351 riqueza florística (Barros *et al.*, 2020).

352 Por outro lado, indicadores de composição estão relacionadas às espécies estabelecidas
353 no local, sejam de plantas, insetos ou animais (Reid 2015, Duran-Bautista *et al.*, 2020). Em
354 relação às espécies de plantas, o conhecimento desta variável permite compreender aspectos
355 relacionados à sucessão ecológica e à estrutura do ecossistema. Nos estágios iniciais de
356 sucessão, o predomínio de espécies pioneiras é importante para a rápida cobertura do solo,
357 além de favorecer altas taxas de ciclagem de nutrientes, já que as folhas das espécies deste
358 grupo não são protegidas por compostos secundários e carboidratos estruturais, facilitando a
359 decomposição (Bufacchi *et al.*, 2020). Espécies da família Fabaceae também contribuem
360 amplamente para a restauração de florestas secundárias na América, principalmente devido à
361 tolerância à seca e a eficiência no uso da água (Gei *et al.*, 2018). No banco de sementes,
362 espécies ortodoxas dessa família permanecem no solo até encontrar condições favoráveis para
363 a germinação, suportando elevadas temperaturas (Bezerra *et al.*, 2022).

364 Todas as características mencionadas são providas das condições funcionais, também
365 denominadas processos ecológicos (Ruiz-Jaen & Aide 2005), os quais são responsáveis pela
366 estabilidade e provisão de serviços ecossistêmicos, especificamente ciclagem de nutrientes,
367 fertilidade, respiração e dinâmica do carbono (Gann *et al.*, 2019). Estes são indispensáveis,
368 pois refletem as características pedogenéticas e as alterações provenientes do uso do solo
369 (Rocha *et al.*, 2023), e por apresentarem dinamismo, respondem rapidamente às modificações
370 iniciais do ecossistema (Muñoz-Rojas 2018). A redução de fertilidade após a queima na
371 agricultura itinerante, por exemplo, ocasiona impactos diretos aos mecanismos bioquímicos e
372 fisiológicos das plantas, proporcionando a diminuição das concentrações de nitrogênio e
373 consequentemente a redução das taxas fotossintéticas e atividades enzimáticas (Luo *et al.*,
374 2019, Liu *et al.*, 2021).

375 Diferentes estratégias de restauração e monitoramento desses ecossistemas vêm sendo
376 desenvolvidas e aprimoradas nos últimos anos, visando a sustentabilidade dos sistemas
377 agrícolas e estimulando a regeneração florestal. Na região nordeste do estado do Pará, por
378 exemplo, o projeto de Manipulação de Água e Nutrientes em Floresta Secundária da
379 Amazônia Oriental (MANFLORA) investigou durante oito anos (1999 – 2007) os efeitos da
380 irrigação e da remoção de nutrientes para a dinâmica da floresta sucessional alterada por

381 múltiplos ciclos de agricultura itinerante (Almeida *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2012;
382 Vasconcelos *et al.*, 2008, 2007).

383

384 **6. Considerações finais e perspectivas da agricultura itinerante**

385 Apesar de ser uma estratégia ancestral de subsistência para comunidades locais, os
386 impactos derivados desta prática englobam o cenário nacional e internacional (Coomes *et al.*,
387 2021). Por isso, as perspectivas futuras para a agricultura itinerante na Amazônia estão
388 intrinsecamente ligadas a um equilíbrio entre as necessidades das comunidades locais, a
389 preservação da biodiversidade e os esforços globais de conservação ambiental. Portanto, a
390 manutenção da agricultura itinerante na Amazônia depende de alternativas que garantam a
391 integração de práticas sustentáveis, incorporação de tecnologias e inovações, envolvimento de
392 comunidades locais, e políticas de conservação e manejo sustentável.

393

394 *Integração de Práticas Sustentáveis:*

395 Com um crescente reconhecimento dos impactos ambientais associados à agricultura
396 itinerante, as perspectivas apontam para uma transição gradual em direção a práticas mais
397 sustentáveis. Isso inclui o desenvolvimento e a promoção de técnicas agrícolas que
398 minimizem o desmatamento e maximizem a resiliência dos ecossistemas. A busca por
399 métodos de cultivo de baixo impacto ambiental pode se tornar uma prioridade, visando
400 atender às necessidades agrícolas das comunidades sem comprometer a integridade da floresta
401 amazônica.

402

403 *Incorporação de Tecnologias e Inovações:*

404 A tecnologia desempenha um papel cada vez mais significativo na agricultura em todo o
405 mundo, onde a incorporação de inovações na agricultura itinerante pode tornar as práticas
406 agrícolas mais eficientes e sustentáveis (Rodrigues & Leonel Caetano 2023). Isso pode incluir
407 o uso de sistemas de monitoramento remoto, técnicas de agrofloresta e substituição de
408 defensivos agrícolas por fertilizantes orgânicos, permitindo um manejo mais preciso das áreas
409 cultivadas e minimizando os impactos ambientais.

410

411 *Envolvimento das Comunidades Locais:*

412 Uma perspectiva promissora envolve a participação ativa das comunidades locais na
413 tomada de decisões e na implementação de práticas agrícolas (Bowman *et al.*, 2021). A

414 promoção de abordagens participativas pode garantir que as necessidades das comunidades
415 sejam atendidas, ao mesmo tempo em que se busca a sustentabilidade ambiental (Toledo *et al.*,
416 2017). O fortalecimento das capacidades locais, o respeito aos conhecimentos tradicionais e a
417 promoção de sistemas de gestão comunitária podem contribuir para um modelo mais
418 equitativo e sustentável de agricultura itinerante. De maneira similar, o incentivo a
419 programas/instituições responsáveis pelo controle de incêndios, como o Centro Nacional de
420 Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais (Prevfogo) do governo brasileiro é essencial
421 para minimizar os impactos ambientais negativos causados pela queima.

422

423 *Políticas de Conservação e Manejo Sustentável:*

424 As perspectivas futuras também dependem crucialmente do desenvolvimento e
425 implementação efetiva de políticas de conservação e manejo sustentável (Rodrigues-Filho *et*
426 *al.*, 2015). Medidas que busquem equilibrar as necessidades agrícolas com a conservação da
427 biodiversidade, como a criação de reservas sustentáveis, áreas de manejo florestal comunitário
428 e políticas de uso da terra bem planejadas, podem ser fundamentais para o futuro da
429 agricultura itinerante na Amazônia (Andrade *et al.*, 2020). Nesse cenário, o fortalecimento de
430 legislação já existente, como a Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo (Brasil 2018) é
431 fundamental.

432

433

434 **7. Referências**

435 ABRELL, T., NAUDIN, K., BIANCHI, F. J. J. A., ARAGAO, D. V., TITTONELL, P. &
436 CORBEELS, M. 2024. Shifting cultivation in decline: An analysis of soil fertility and
437 weed pressure in intensified cropping systems in Eastern Amazon. *Agriculture,*
438 *Ecosystems & Environment* 360:108793.

439 ALLEN, C. D., BRESHEARS, D. D. & MCDOWELL, N. G. 2015. On underestimation of
440 global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the
441 Anthropocene. *Ecosphere* 6:art129.

442 ALMEIDA, A. M. DE S. D., OLIVEIRA, F. DE A., VASCONCELOS, S. S., GUIMARÃES,
443 J. R. DA S., TOSTES, L. DE C. L. & COSTA, J. V. T. A. 2019. Litter flux in a
444 successional forest ecosystem under nutrient manipulation in Eastern Amazon. *Brazilian*
445 *Journal of Development* 5:30623–30641.

446 ANDRADE, D., PASINI, F. & SCARANO, F. R. 2020. Syntropy and innovation in
447 agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 45:20–24.

- 448 BARROS, T. C., ELIAS, F., ROMANO, L. L. & FERREIRA, J. 2020. Natural recovery of
449 plant species diversity in secondary forests in Eastern Amazonia: contributions to
450 passive forest restoration. *Revista Brasileira de Botânica* 43:165–175. Springer
451 International Publishing.
- 452 BEZERRA, J. S., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., TAVARES, J. M., LEAL, A., LEAL, I. R. &
453 TABARELLI, M. 2022. Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry
454 forest exposed to slash-and-burn agriculture. *Forest Ecology and Management*
455 513:120185.
- 456 BOWMAN, K. W., DALE, S. A., DHANANI, S., NEHRU, J. & RABISHAW, B. T. 2021.
457 Environmental degradation of indigenous protected areas of the Amazon as a slow onset
458 event. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 50:260–271.
- 459 BRANDO, P., MACEDO, M., SILVÉRIO, D., RATTIS, L., PAOLUCCI, L., ALENCAR, A.,
460 COE, M. & AMORIM, C. 2020. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster.
461 *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 268:151609. Elsevier.
- 462 BRASIL. 2018. Projeto de Lei no 11.276/18: Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo.
463 Brasil.
- 464 BROWN, S. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6:1–32.
- 465 BUFACCHI, P., BIZZO, W. A., BUCKERIDGE, M. S., FRANCO-JACOME, D. L.,
466 GRANDIS, A., CAMBLER, A. B. & KRIEGER FILHO, G. C. 2020. Thermal
467 degradation of leaves from the Amazon rainforest litter considering non-structural,
468 structural carbohydrates and lignin composition. *Bioresource Technology Reports*
469 11:100490. Elsevier Ltd.
- 470 CHAZDON, R. L., BROADBENT, E. N., ROZENDAAL, D. M. A., BONGERS, F.,
471 ZAMBRANO, A. M. A., AIDE, T. M., BALVANERA, P., BECKNELL, J. M.,
472 BOUKILI, V., BRANCALION, P. H. S., CRAVEN, D., ALMEIDA-CORTEZ, J. S.,
473 CABRAL, G. A. L., DE JONG, B., DENSLOW, J. S., DENT, D. H., DEWALT, S. J.,
474 DUPUY, J. M., DURÁN, S. M., ESPÍRITO-SANTO, M. M., FANDINO, M. C.,
475 CÉSAR, R. G., HALL, J. S., HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L., JAKOVAC, C. C.,
476 JUNQUEIRA, A. B., KENNARD, D., LETCHER, S. G., LOHBECK, M., MARTÍNEZ-
477 RAMOS, M., MASSOCA, P., MEAVE, J. A., MESQUITA, R., MORA, F., MUÑOZ, R.,
478 MUSCARELLA, R., NUNES, Y. R. F., OCHOA-GAONA, S., ORIHUELA-
479 BELMONTE, E., PEÑA-CLAROS, M., PÉREZ-GARCÍA, E. A., PIOTTO, D.,
480 POWERS, J. S., RODRÍGUEZ-VELAZQUEZ, J., ROMERO-PÉREZ, I. E., RUÍZ, J.,

- 481 SALDARRIAGA, J. G., SANCHEZ-AZOFEIFA, A., SCHWARTZ, N. B.,
482 STEININGER, M. K., SWENSON, N. G., URIARTE, M., VAN BREUGEL, M., VAN
483 DER WAL, H., VELOSO, M. D. M., VESTER, H., VIEIRA, I. C. G., BENTOS, T. V.,
484 WILLIAMSON, G. B. & POORTER, L. 2016. Carbon sequestration potential of second-
485 growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances* 2.
- 486 CHAZDON, R. L. & URIARTE, M. 2016. Natural regeneration in the context of large-scale
487 forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48:709–715.
- 488 CHUA, S. C. & POTTS, M. D. 2018. The role of plant functional traits in understanding
489 forest recovery in wet tropical secondary forests. *Science of The Total Environment*
490 642:1252–1262.
- 491 COLE, R. J., HOLL, K. D., ZAHAWI, R. A., WICKEY, P. & TOWNSEND, A. R. 2016.
492 Leaf litter arthropod responses to tropical forest restoration. *Ecology and Evolution*
493 6:5158–5168.
- 494 COMTE, I., DAVIDSON, R., LUCOTTE, M., DE CARVALHO, C. J. R., DE ASSIS
495 OLIVEIRA, F., DA SILVA, B. P. & ROUSSEAU, G. X. 2012. Physicochemical
496 properties of soils in the Brazilian Amazon following fire-free land preparation and
497 slash-and-burn practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 156:108–115.
- 498 COOMES, O. T., CHENG, Y., TAKASAKI, Y. & ABIZAID, C. 2021. What drives clearing
499 of old-growth forest over secondary forests in tropical shifting cultivation systems?
500 Evidence from the Peruvian Amazon. *Ecological Economics* 189:107170. Elsevier B.V.
- 501 DENICH, M., VLEK, P., DEABREUSA, T., VIELHAUER, K. & LUCKE, W. 2005. A
502 concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon,
503 Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110:43–58.
- 504 DURAN-BAUTISTA, E. H., ARMBRECHT, I., SERRÃO ACIOLI, A. N., SUÁREZ, J. C.,
505 ROMERO, M., QUINTERO, M. & LAVELLE, P. 2020. Termites as indicators of soil
506 ecosystem services in transformed amazon landscapes. *Ecological Indicators* 117:106550.
- 507 ELLIS, E. C., MAGLIOCCA, N. R., STEVENS, C. J. & FULLER, D. Q. 2018. Evolving the
508 Anthropocene: linking multi-level selection with long-term social–ecological change.
509 *Sustainability Science* 13:119–128.
- 510 FAO, F. AND A. O. OF THE U. N. 1957. *Shifting Cultivation*.
- 511 FRAGOSO, C., LEYEQUIÉN, E., GARCÍA-ROBLES, M., MONTERO-MUÑOZ, J. &
512 ROJAS, P. 2016. Dominance of native earthworms in secondary tropical forests derived

- 513 from slash-and-burn Mayan agricultural practices (Yucatán, Mexico). *Applied Soil*
 514 *Ecology* 104:116–124.
- 515 FRANCO, A. L. C., SOBRAL, B. W., SILVA, A. L. C. & WALL, D. H. 2019. Amazonian
 516 deforestation and soil biodiversity. *Conservation Biology* 33:590–600.
- 517 GANN, G., MCDONALD, T., WALDER, B., ARONSON, J., NELSON, C., JONSON, J.,
 518 HALLETT, J., EISENBERG, C., GUARIGUATA, M., LIU, J., HUA, F.,
 519 ECHEVERRÍA, C., GONZALES, E., SHAW, N., DECLEER, K. & KW, D. 2019.
 520 International principles and standards for the practice of ecological restoration (Second).
 521 *Restoration Ecology*. 1–114 pp.
- 522 GARCIA, M. N., FERREIRA, M. J., IVANOV, V., DOS SANTOS, V. A. H. F., CERON, J.
 523 V., GUEDES, A. V., SALESKA, S. R. & OLIVEIRA, R. S. 2021. Importance of
 524 hydraulic strategy trade-offs in structuring response of canopy trees to extreme drought
 525 in central Amazon. *Oecologia* 197:13–24. Springer Berlin Heidelberg.
- 526 GEHRING, C., DENICH, M. & VLEK, P. L. G. 2005. Resilience of secondary forest
 527 regrowth after slash-and-burn agriculture in central Amazonia. *Journal of Tropical*
 528 *Ecology* 21:519–527.
- 529 GEI, M., ROZENDAAL, D. M. A., POORTER, L., BONGERS, F., SPRENT, J. I., GARNER,
 530 M. D., AIDE, T. M., ANDRADE, J. L., BALVANERA, P., BECKNELL, J. M.,
 531 BRANCALION, P. H. S., CABRAL, G. A. L., CÉSAR, R. G., CHAZDON, R. L.,
 532 COLE, R. J., COLLETTA, G. D., DE JONG, B., DENSLOW, J. S., DENT, D. H.,
 533 DEWALT, S. J., DUPUY, J. M., DURÁN, S. M., DO ESPÍRITO SANTO, M. M.,
 534 FERNANDES, G. W., NUNES, Y. R. F., FINEGAN, B., MOSER, V. G., HALL, J. S.,
 535 HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L., JUNQUEIRA, A. B., KENNARD, D., LEBRIJA-
 536 TREJOS, E., LETCHER, S. G., LOHBECK, M., MARÍN-SPIOTTA, E., MARTÍNEZ-
 537 RAMOS, M., MEAVE, J. A., MENGE, D. N. L., MORA, F., MUÑOZ, R.,
 538 MUSCARELLA, R., OCHOA-GAONA, S., ORIHUELA-BELMONTE, E.,
 539 OSTERTAG, R., PEÑA-CLAROS, M., PÉREZ-GARCÍA, E. A., PIOTTO, D., REICH,
 540 P. B., REYES-GARCÍA, C., RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J., ROMERO-PÉREZ, I. E.,
 541 SANAPHRE-VILLANUEVA, L., SANCHEZ-AZOFEIFA, A., SCHWARTZ, N. B., DE
 542 ALMEIDA, A. S., ALMEIDA-CORTEZ, J. S., SILVER, W., DE SOUZA MORENO,
 543 V., SULLIVAN, B. W., SWENSON, N. G., URIARTE, M., VAN BREUGEL, M., VAN
 544 DER WAL, H., VELOSO, M. DAS D. M., VESTER, H. F. M., VIEIRA, I. C. G.,

- 545 ZIMMERMAN, J. K. & POWERS, J. S. 2018. Legume abundance along successional
546 and rainfall gradients in Neotropical forests. *Nature Ecology & Evolution* 2:1104–1111.
- 547 HARDWICK, K. & ELLIOTT, S. 2016. Second Growth: The Promise of Tropical Rain
548 Forest Regeneration in the Age of Deforestation. *Restoration Ecology* 24:137–137.
- 549 HARTUP, J., OCKENDON, N. & PETTORELLI, N. 2022. Active versus passive restoration:
550 Forests in the southern Carpathian Mountains as a case study. *Journal of Environmental*
551 *Management* 322:116003.
- 552 HEINIMANN, A., MERTZ, O., FROLKING, S., EGELUND CHRISTENSEN, A., HURNI,
553 K., SEDANO, F., PARSONS CHINI, L., SAHAJPAL, R., HANSEN, M. & HURTT, G.
554 2017. A global view of shifting cultivation: Recent, current, and future extent. *PLOS*
555 *ONE* 12:e0184479.
- 556 HÖLSCHER, D., MÖLLER, R. F., DENICH, M. & FÖLSTER, H. 1996. Nutrient input-
557 output budget of shifting agriculture in Eastern Amazonia. *Nutrient Cycling in*
558 *Agroecosystems* 47:49–57.
- 559 IBGE, I. B. DE G. E E. 2021. Produção da extração vegetal e da silvicultura – PEVS 1990-
560 2016.
- 561 JAKOVAC, C. C., BONGERS, F., KUYPER, T. W., MESQUITA, R. C. G. & PEÑA-
562 CLAROS, M. 2016. Land use as a filter for species composition in Amazonian
563 secondary forests. *Journal of Vegetation Science* 27:1104–1116.
- 564 JONES, I. L., DEWALT, S. J., LOPEZ, O. R., BUNNEFELD, L., PATTISON, Z. & DENT,
565 D. H. 2019. Above- and belowground carbon stocks are decoupled in secondary tropical
566 forests and are positively related to forest age and soil nutrients respectively. *Science of*
567 *The Total Environment* 697:133987.
- 568 JOSLIN, A. H., VASCONCELOS, S. S., DE ASSIS OLIVIERA, F., KATO, O. R., MORRIS,
569 L. & MARKEWITZ, D. 2019. A Slash-And-Mulch Improved-Fallow Agroforestry
570 System: Growth and Nutrient Budgets over Two Rotations. *Forests* 10:1125.
- 571 JUNQUEIRA, A. B., STOMPH, T. J., CLEMENT, C. R. & STRUIK, P. C. 2016. Variation in
572 soil fertility influences cycle dynamics and crop diversity in shifting cultivation systems.
573 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 215:122–132.
- 574 KATO, M. S. ., KATO, O. ., DENICH, M. & VLEK, P. L. . 1999. Fire-free alternatives to
575 slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of
576 fertilizers. *Field Crops Research* 62:225–237.

- 577 KLEMICK, H. 2011. Shifting cultivation, forest fallow, and externalities in ecosystem
578 services: Evidence from the Eastern Amazon. *Journal of Environmental Economics and*
579 *Management* 61:95–106.
- 580 LAURANCE, W. F. & USECHE, D. C. 2009. Environmental Synergisms and Extinctions of
581 Tropical Species. *Conservation Biology* 23:1427–1437.
- 582 LEITE, C. C., COSTA, M. H., DE LIMA, C. A., RIBEIRO, C. A. A. S. & SEDIYAMA, G. C.
583 2011. Historical reconstruction of land use in the Brazilian Amazon (1940–1995).
584 *Journal of Land Use Science* 6:33–52.
- 585 LIMA, T. T. S., MIRANDA, I. S. & VASCONCELOS, S. S. 2012. Fine-root production in
586 two secondary forest sites with distinct ages in Eastern Amazon. *Acta Amazonica* 42:95–
587 104.
- 588 LINTEMANI, M. G., LOSS, A., MENDES, C. S. & FANTINI, A. C. 2020. Long fallows
589 allow soil regeneration in slash-and-burn agriculture. *Journal of the Science of Food and*
590 *Agriculture* 100:1142–1154.
- 591 LIU, C., SONG, Y., DONG, X., WANG, X., MA, X., ZHAO, G. & ZANG, S. 2021. Soil
592 Enzyme Activities and Their Relationships With Soil C, N, and P in Peatlands From
593 Different Types of Permafrost Regions, Northeast China. *Frontiers in Environmental*
594 *Science* 9.
- 595 LUO, J., ZHOU, J. J., MASCLAUX-DAUBRESSE, C., WANG, N., WANG, H. & ZHENG,
596 B. 2019. Morphological and physiological responses to contrasting nitrogen regimes in
597 *Populus cathayana* is linked to resources allocation and carbon/nitrogen partition.
598 *Environmental and Experimental Botany* 162:247–255. Elsevier.
- 599 MARTINS, W. B. R., LIMA, M. D. R., BARROS, U. O., AMORIM, L. S. V.-B., OLIVEIRA,
600 F. DE A. & SCHWARTZ, G. 2020. Ecological methods and indicators for recovering
601 and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. *Ecological*
602 *Engineering* 145:105707. Elsevier.
- 603 MEDEIROS-SARMENTO, P. S. DE, FERREIRA, L. V. & GASTAUER, M. 2021. Natural
604 regeneration triggers compositional and functional shifts in soil seed banks. *Science of*
605 *the Total Environment* 753:141934. Elsevier B.V.
- 606 MONTFORT, F., NOURTIER, M., GRINAND, C., MANEAU, S., MERCIER, C.,
607 ROELENS, J. B. & BLANC, L. 2021. Regeneration capacities of woody species
608 biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in
609 Mozambique. *Forest Ecology and Management* 488.

- 610 MUKUL, S. A. & HERBOHN, J. 2016. The impacts of shifting cultivation on secondary
611 forests dynamics in tropics: A synthesis of the key findings and spatio temporal
612 distribution of research. *Environmental Science & Policy* 55:167–177.
- 613 MUÑOZ-ROJAS, M. 2018. Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration.
614 *Current Opinion in Environmental Science & Health* 5:47–52. Elsevier Ltd.
- 615 OLIVEIRA, R. E., ENGEL, V. L., LOIOLA, P. DE P., MORAES, L. F. D. & VISMARA, E.
616 S. 2021. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic
617 Forest. *Ecological Indicators* 127:107652.
- 618 POORTER, L., BONGERS, F., AIDE, T. M., ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.,
619 BALVANERA, P., BECKNELL, J. M., BOUKILI, V., BRANCALION, P. H. S.,
620 BROADBENT, E. N., CHAZDON, R. L., CRAVEN, D., DE ALMEIDA-CORTEZ, J.
621 S., CABRAL, G. A. L., DE JONG, B. H. J., DENSLOW, J. S. & *ET AL.*, 2016. Biomass
622 resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530:211–214. Nature Publishing
623 Group.
- 624 POWERS, J. S. & MARÍN-SPIOTTA, E. 2017. Ecosystem Processes and Biogeochemical
625 Cycles in Secondary Tropical Forest Succession. *Annual Review of Ecology, Evolution,
626 and Systematics* 48:497–519.
- 627 PRACH, K., DURIGAN, G., FENNESSY, S., OVERBECK, G. E., TOREZAN, J. M. &
628 MURPHY, S. D. 2019. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological
629 restoration success. *Restoration Ecology* 27:917–923.
- 630 PRATHER, M., EHHALT, D., DENTENER, F., DERWENT, R., DLUGOKENCKY, E.,
631 HOLLAND, E., ISAKSEN, I., KATIMA, J., KIRCHHOFF, V., MATSON, P.,
632 MIDGLEY, P. & WANG, M. 2001. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. Pp.
633 239–287 in Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Nogeur, M., van der Linden, P. J.,
634 Dai, X., Maskell, K. & Johnson, C. A. (eds.). *Climate Change 2001: The Scientific Basis,
635 Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the
636 Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge,
637 UK.
- 638 REID, J. L. 2015. Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to
639 Suganuma and Durigan. *Restoration Ecology* 23:519–520.
- 640 REIS, M., GRAÇA, P. M. L. DE A., YANAI, A. M., RAMOS, C. J. P. & FEARNSIDE, P. M.
641 2021. Forest fires and deforestation in the central Amazon: Effects of landscape and

- 642 climate on spatial and temporal dynamics. *Journal of Environmental Management*
643 288:112310.
- 644 REIS, Y. M. S. DOS & BENCHIMOL, M. 2023. Effectiveness of community-based
645 monitoring projects of terrestrial game fauna in the tropics: a global review. *Perspectives*
646 in *Ecology and Conservation* 21:172–179.
- 647 REZENDE, G. M. & VIEIRA, D. L. M. 2019. Forest restoration in southern Amazonia: Soil
648 preparation triggers natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 433:93–104.
649 Elsevier.
- 650 RIBEIRO FILHO, A. A., ADAMS, C., MANFREDINI, S., AGUILAR, R. & NEVES, W. A.
651 2015. Dynamics of soil chemical properties in shifting cultivation systems in the tropics:
652 a meta-analysis. *Soil Use and Management* 31:474–482.
- 653 ROCHA, F. I., JESUS, E. DA C., TEIXEIRA, W. G., LUMBRERAS, J. F., CLEMENTE, E.
654 DE P., DA MOTTA, P. E. F., BORSANELLI, A. C., DUTRA, I. DOS S. & DE
655 OLIVEIRA, A. P. 2023. Soil type determines the magnitude of soil fertility changes by
656 forest-to-pasture conversion in Western Amazonia. *Science of The Total Environment*
657 856:158955.
- 658 RODRIGUES-FILHO, S., VERBURG, R., BURSZTYN, M., LINDOSO, D., DEBORTOLI,
659 N. & VILHENA, A. M. G. 2015. Election-driven weakening of deforestation control in
660 the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* 43:111–118.
- 661 RODRIGUES, V. P. & LEONEL CAETANO, M. A. 2023. The impacts of political activity
662 on fires and deforestation in the Brazilian Amazon rainforest: An analysis of social
663 media and satellite data. *Heliyon* 9:e22670.
- 664 ROSSI, J. P., CELINI, L., MORA, P., MATHIEU, J., LAPIED, E., NAHMANI, J., PONGE,
665 J.-F. & LAVELLE, P. 2010. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn
666 agriculture alters soil macroinvertebrate diversity: A case study in southern French
667 Guiana. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135:148–154.
- 668 ROUSSEAU, G., BURGOS-GUERRERO, J., HERNÁNDEZ-GARCÍA, L., GÓMEZ-
669 CARDOZO, E., TRIANA, S., MEDINA, J., DA SILVA, K. & CELENTANO, D. 2022.
670 Potential of slash-and-mulch system with legumes to conserve soil attributes and
671 macrofauna diversity in Eastern Amazon. *Pedobiologia* 95:150840.
- 672 ROZENDAAL, D. M. A., BONGERS, F., AIDE, T. M., ALVAREZ-DÁVILA, E.,
673 ASCARRUNZ, N., BALVANERA, P., BECKNELL, J. M., BENTOS, T. V.,
674 BRANCALION, P. H. S., CABRAL, G. A. L., CALVO-RODRIGUEZ, S., CHAVE, J.,

- 675 CÉSAR, R. G., CHAZDON, R. L., CONDIT, R., DALLINGA, J. S., DE ALMEIDA-
 676 CORTEZ, J. S. & *ET AL.*, 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests.
 677 Science Advances 5.
- 678 RUIZ-JAEN, M. C. & AIDE, T. M. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured?
 679 Restoration Ecology 13:569–577.
- 680 SANCHEZ, P. A. J., PALM, P. A., VOSTI, S. A., TOMICH, T. P. & KASYOKI, J. M. 2005.
 681 Alternatives to Slash and Burn: Challenge and Approaches of an International
 682 Consortium. Pp. 3–37 in Palm, C., Vosti, S., Sanchez, P. & Ericksen, P. (eds.). Slash and
 683 burn agriculture. Columbia University Press, Nova York.
- 684 SCHWARTZ, N. B., AIDE, T. M., GRAESSER, J., GRAU, H. R. & URIARTE, M. 2020.
 685 Reversals of Reforestation Across Latin America Limit Climate Mitigation Potential of
 686 Tropical Forests. Frontiers in Forests and Global Change 3.
- 687 SILVA, R. DE O., BARIONI, L. G. & MORAN, D. 2021. Fire, deforestation, and livestock:
 688 When the smoke clears. Land Use Policy 100:104949.
- 689 TOLEDO, P. M. DE, DALLA-NORA, E., VIEIRA, I. C. G., AGUIAR, A. P. D. & ARAÚJO,
 690 R. 2017. Development paradigms contributing to the transformation of the Brazilian
 691 Amazon: do people matter? Current Opinion in Environmental Sustainability 26–27:77–
 692 83.
- 693 VALE, I., MIRANDA, I. S., MITJA, D., SANTOS, A. M., LIMA, T. T. S. & COSTA, L. G.
 694 S. 2018. Successional processes in agricultural mosaics in the eastern Amazon.
 695 Agriculture, Ecosystems and Environment 256:51–60. Elsevier.
- 696 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ARAÚJO, M. M., RANGEL-VASCONCELOS, L. G.
 697 T., DE CARVALHO, C. J. R., STAUDHAMMER, C. L. & OLIVEIRA, F. D. A. 2008.
 698 Effects of seasonality, litter removal and dry-season irrigation on litterfall quantity and
 699 quality in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. Journal of Tropical Ecology
 700 24:27–38.
- 701 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ROSA, M. B. S. DA, OLIVEIRA, F. DE A. &
 702 CARVALHO, C. J. R. DE. 2007. Leaf Decomposition in a Dry Season Irrigation
 703 Experiment in Eastern Amazonian Forest Regrowth. Biotropica 35:593–600.
- 704 VILLA, P. M., MARTINS, S. V., DE OLIVEIRA NETO, S. N., RODRIGUES, A. C.,
 705 MARTORANO, L. G., MONSANTO, L. D., CANCIO, N. M. & GASTAUER, M.
 706 2018a. Intensification of shifting cultivation reduces forest resilience in the northern
 707 Amazon. Forest Ecology and Management 430:312–320. Elsevier.

- 708 VILLA, P. M., MARTINS, S. V., OLIVEIRA NETO, S. N. DE, RODRIGUES, A. C.,
709 SAFAR, N. V. H., MONSANTO, L. D., CANCIO, N. M. & ALI, A. 2018b. Woody
710 species diversity as an indicator of the forest recovery after shifting cultivation
711 disturbance in the northern Amazon. *Ecological Indicators* 95:687–694.
- 712 VILLA, P. M., RODRIGUES, A. C., MARTINS, S. V., DE OLIVEIRA NETO, S. N.,
713 LAVERDE, A. G. & RIERA-SEIJAS, A. 2021. Reducing intensification by shifting
714 cultivation through sustainable climate-smart practices in tropical forests: A review in the
715 context of UN Decade on Ecosystem Restoration. *Current Research in Environmental
716 Sustainability* 3:100058.
- 717 WANG, S., CHEN, M., CAO, R., CAO, Q., ZUO, Q., WANG, P., YANG, B. & ZHAO, S.
718 2020. Contribution of plant litter and soil variables to organic carbon pools following
719 tropical forest development after slash-and-burn agriculture. *Land Degradation &
720 Development* 31:1071–1077.
- 721

722 **Capítulo II**

723 **Efeitos do suprimento hídrico permanecem em floresta secundária na Amazônia após 16** 724 **anos**

725 *(Submetido: iForest - JCR 1.7, Qualis A2)*

726 **Resumo**

727 O projeto de Manipulação de Água e Nutrientes em uma floresta secundária (MANFLORA),
728 foi desenvolvido na Amazônia oriental por um período de oito anos. Nesse experimento,
729 foram estabelecidos três tratamentos, sendo eles: Controle (CTL), Remoção da Serapilheira
730 (REM) e Irrigação da Serapilheira (IRR) em uma floresta secundária, visando compreender os
731 efeitos do manejo de recursos para a dinâmica florestal após a agricultura itinerante. Nesse
732 cenário, avaliou-se a composição florística e a estrutura da vegetação 16 anos após o término
733 do experimento. O número absoluto de espécies e indivíduos variou entre CTL, IRR e REM.
734 O NMDS apontou divergência entre os tratamentos, enquanto que não foram evidenciadas
735 diferenças para a densidade de espécies e indivíduos. Os resultados reportaram que a remoção
736 de nutrientes por meio da serapilheira e a irrigação periódica não interferiram na estrutura da
737 vegetação, provavelmente devido à maior tolerância das espécies às alterações edafo-
738 climáticas. Em relação à composição florística, o IRR demonstrou que a água pode ter
739 favorecido a regeneração natural e o desenvolvimento de novas espécies em detrimento da
740 remoção de serapilheira.

741 **Palavras-chave:** Sucessão florestal, manejo de recursos, indicadores estruturais, indicadores
742 de composição.

743

744 **1. Introdução**

745 A restauração de ecossistemas degradados, definida como um compilado de
746 estratégias e técnicas para reverter os prejuízos da degradação (Gann *et al.*, 2019), tornou-se
747 uma necessidade global tendo em vista as crises ambientais que ameaçam a integridade da
748 vida na Terra (Fabrizzi *et al.*, 2023; Noah *et al.*, 2021). Além das mudanças climáticas, a
749 perda da biodiversidade e a diminuição dos reservatórios de água causam preocupações no
750 cenário científico atual, as quais são resultados da expansão de atividades econômicas como
751 agropecuária, em decorrência do aumento na demanda por alimento (Bustamante *et al.*, 2019).

752 Na Amazônia, durante séculos a agricultura itinerante foi a principal atividade
753 responsável pela substituição das florestas naturais por áreas de cultivo de pequenos
754 produtores, sendo ainda a principal fonte de renda dessas populações (Coomes *et al.*, 2021;

755 Medeiros-Sarmento *et al.*, 2021). Embora seja considerada uma atividade de baixo impacto
756 ambiental, em razão da pequena escala de produção, pousios com tempo cada vez mais curtos
757 diminuem o potencial da regeneração dos ecossistemas alterados pela agricultura itinerante
758 (Denich *et al.*, 2005). Em contrapartida, ainda que muitos fatores possam contribuir para o
759 insucesso da restauração, a manutenção de florestas adjacentes às áreas cultivadas, aliada à
760 resiliência dos ecossistemas amazônicos geralmente permite uma trajetória positiva de
761 restauração da vegetação secundária por meio da regeneração natural (Chazdon, 2017;
762 Fengler *et al.*, 2017; Hardwick and Elliott, 2016).

763 A regeneração natural possibilita a recuperação dos aspectos estruturais (biomassa,
764 área basal e altura) e de composição (riqueza e diversidade de espécies) o que implica no
765 retorno gradual das características funcionais, como a umidade e a fertilidade do solo
766 (Chazdon and Guariguata, 2016). Esses atributos destacam-se como eficientes indicadores de
767 restauração, já que são capazes de expressar as condições do ecossistema, sobretudo das
768 variações abióticas como eventos climáticos e mudanças nos atributos físico-químicos do solo
769 (Barbosa *et al.*, 2021; Braga and Jardim, 2019; Zheng *et al.*, 2019), visto que eventos
770 climáticos, por exemplo, causam elevada mortalidade e redução nas taxas fotossintéticas de
771 plantas tropicais (Becknell *et al.*, 2021; Chave *et al.*, 2010; Schöngart *et al.*, 2010). Por outro
772 lado, normalmente as florestas secundárias são caracterizadas pelo elevado incremento em
773 altura e diâmetro de populações arbóreas nos primeiros anos da sucessão, garantindo alto
774 potencial para o sequestro de carbono da atmosfera (Nunes *et al.*, 2020). Nesse cenário,
775 compreender os fatores que influenciam no desenvolvimento das florestas secundárias é
776 indispensável para atender às metas globais de restauração, como a restauração de 12 milhões
777 de hectares a qual o Brasil se comprometeu até o ano de 2030 (Brasil, 2017).

778 A disponibilidade de recursos como água e nutrientes é um dos fatores que mais
779 interferem no desenvolvimento vegetal em ecossistemas florestais (Reis *et al.*, 2022; Rocha *et*
780 *al.*, 2023). Isso é especialmente importante na Amazônia, devido à elevada acidez e à intensa
781 ação intempérica que implica em baixa fertilidade natural dos solos e os tornam altamente
782 dependentes da ciclagem de nutrientes para a manutenção do ecossistema (Hoosbeek *et al.*,
783 2021). Por isso, a decomposição da serapilheira, camada de resíduos florestais depositados
784 sobre o solo, destaca-se como a principal fonte nutricional para o sistema-solo-planta (Elias *et*
785 *al.*, 2019). A liberação de elementos como Ca e K, é correlacionada positivamente com a taxa
786 de decomposição (Piza *et al.*, 2021) e o retorno de nutrientes depende do fluxo de serapilheira
787 ao longo do ano (Zhu *et al.*, 2022).

788 As frequentes e intensas chuvas que ocorrem em grande parte da Amazônia, favorece
789 a ação da entomofauna edáfica e microrganismos que atuam diretamente na decomposição de
790 serapilheira (Reyes *et al.*, 2019), sendo responsável também pelas respostas ecofisiológicas na
791 planta durante o seu desenvolvimento, além da expansão radial do caule (Kaewmano *et al.*,
792 2022). Por esse motivo, alterações nos padrões climáticos podem acarretar sérios prejuízos
793 para a composição da vegetação e para a dinâmica florestal, implicando em perdas para o
794 armazenamento de carbono (Aleixo *et al.*, 2019). Nesse contexto, durante o período de oito
795 anos, foi desenvolvido o projeto de Manipulação de Água e Nutrientes em Floresta
796 Sucessional na Amazônia Oriental (MANFLORA), visando compreender os efeitos do
797 manejo de recursos para a dinâmica de uma floresta secundária (Pereira *et al.*, 2017;
798 Vasconcelos *et al.*, 2012, 2008, 2007).

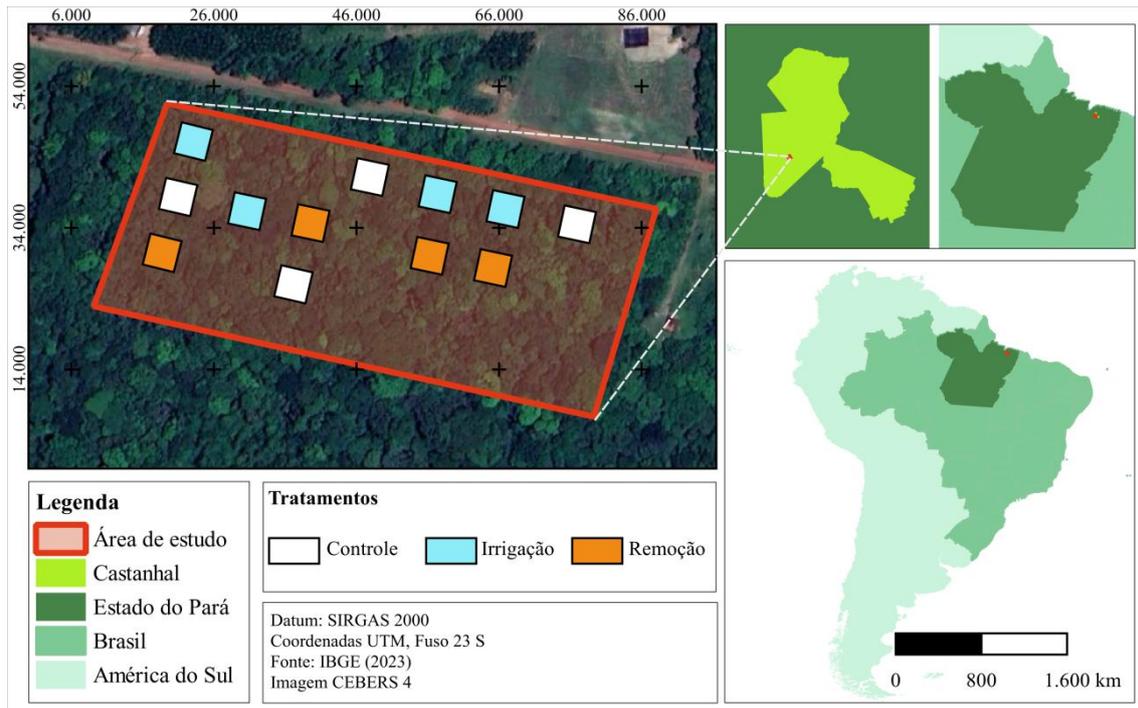
799 Nas parcelas experimentais do MANFLORA foram testados os efeitos da remoção de
800 nutrientes, por meio da retirada de toda a serapilheira armazenada, e da irrigação periódica em
801 períodos mais secos do ano. Diante disso, buscou-se responder a seguinte questão científica:
802 Existe efeitos de longo prazo sobre a composição florística e estrutura de floresta secundária
803 após a manipulação de recursos? A hipótese foi que mesmo no longo prazo, a irrigação e a
804 redução de nutrientes mudam a composição florística e a estrutura da floresta secundária.

805

806 **2. Material e Métodos**

807 **2.1. Área de estudo**

808 O estudo foi desenvolvido nas parcelas experimentais do MANFLORA (1°19'16"S,
809 47°57'50"W), localizadas na Fazenda Escola de Castanhal (FEC), pertencente à Universidade
810 Federal Rural da Amazônia, município de Castanhal, estado do Pará, Amazônia Oriental,
811 Brasil (Figura 1). Segundo Köppen, o clima da área de estudo é do tipo Af3, com precipitação
812 pluviométrica média anual de 2.000 a 2.500 mm (Alvares *et al.*, 2013), sendo o período mais
813 chuvoso de dezembro a maio e menos chuvoso de junho a novembro (Martorano *et al.*, 1993;
814 Rangel-Vasconcelos *et al.*, 2005). O relevo da região é classificado como levemente ondulado
815 e os solos são classificados como Yellow Ferrassols, com baixa fertilidade natural (IUSS
816 Working Group WRB, 2015; Tenório *et al.*, 1999). A vegetação original era classificada como
817 Floresta Ombrófila Densa, hoje dominada por florestas secundárias (IBGE, 2012).



818

819 **Figura 1.** Fragmento de floresta sucessional 16 anos após o término do MANFLORA,
 820 Amazônia Oriental, Brasil. Os quadrados sob a floresta representam as parcelas dos
 821 tratamentos Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção de nutrientes (REM).

822

823 O MANFLORA teve início em 1999, em uma floresta com 12 anos de regeneração
 824 natural após abandono da atividade agrícola, o qual dispunha de parcelas testemunha (CTL),
 825 ou seja, sem interferência humana, e dois tratamentos com manejo de recursos, sendo eles:
 826 Irrigação do solo (IRR) e Remoção da serapilheira (REM). Para cada tratamento foram
 827 instaladas quatro parcelas permanentes de 400 m² (20 m x 20 m), distantes no mínimo 10 m
 828 entre si. No IRR, havia a disponibilidade de 5 mm dia⁻¹ de água durante 30 minutos nos meses
 829 de menor precipitação (julho a novembro), por meio de fitas com micro furos. No REM,
 830 quinzenalmente a serapilheira depositada no solo era totalmente removida com auxílio de
 831 ancinhos plásticos. O experimento encerrou em meados de 2007, com a floresta secundária
 832 apresentando 20 anos de idade. Em 2023, dezesseis anos após o fim do experimento, foi
 833 realizada uma avaliação sobre os indicadores ecológicos de composição e estrutura da
 834 vegetação.

835

836 2.2. Delineamento experimental e coleta de dados

837 Adotou-se um delimitamento experimental e a distribuição espacial das parcelas
 838 permanentes utilizadas no MANFLORA (Figura 1) (consultar Vasconcelos *et al.*, 2007,

839 2008), onde avaliou-se a composição florística, a estrutura horizontal e vertical da floresta e,
840 estimamos a biomassa acima do solo (AGB).

841

842 2.2.1. Composição florística e estimativa de biomassa

843 Realizou-se um inventário florístico de todos os indivíduos arbóreos e arbustivos com
844 CAP (Circunferência a Altura do Peito, confeccionada a 1,30 da superfície do solo) ≥ 15 cm
845 em uma subparcela de 10 m x 10 m implantada no interior de cada parcela de 400 m² (20 m x
846 20 m), para esses indivíduos também estimou-se a altura total (Ht). Além disso, uma parcela
847 de 2 m x 2 m foi distribuída no interior de cada subparcela para avaliar a regeneração natural
848 (NR), onde medimos, com auxílio de régua e paquímetro, a Ht e a CAC (circunferência a
849 altura do coleto), respectivamente, de todos os indivíduos arbóreos com Ht $\geq 0,1$ m e CAP <
850 15 cm. Quando não foi possível fazer a identificação *in situ*, as amostras foram identificadas
851 por meio da comparação com exemplares do Herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental,
852 localizado em Belém, Pará. As espécies foram classificadas quanto aos grupos ecológicos em:
853 pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax, conforme a classificação proposta por
854 Gandolfi *et al.*, (1995). O status de conservação de cada espécie foi classificado em
855 “Críticamente Ameaçada” (CR), “Vulnerável” (VU) e “Menos Preocupante” (LC), de acordo
856 com a International Union for Conservation of Nature - IUCN (2022).

857 A estimativa de biomassa acima do solo (AGB) foi realizada usando a equação
858 alométrica proposta por Chave *et al.*, (2014) (Eq. 1), com dados Neotropicais do Global
859 Wood Density Database (Chave *et al.*, 2009) para a densidade da madeira de cada espécie. O
860 AGB total foi a soma da AGB de todos os indivíduos em cada tratamento, que posteriormente
861 foi convertido em megagramas por hectare (Mg ha⁻¹) (Ali *et al.*, 2016).

862

$$863 \quad AGB = 0,0673 * (\rho D^2 H)^{0,976} \quad \text{Eq. 1}$$

864

865 Onde: AGB = Biomassa acima do solo (kg); ρ = densidade específica da madeira (g cm⁻³); D
866 = diâmetro da árvore (cm); H = altura da árvore (m).

867

868 2.2.2. Medidas de diversidade alfa

869 Os índices de diversidade alfa foram avaliados usando os índices de Shannon (Magurran,
870 1958), Margalef (Margalef, 1958) e equitabilidade de Pielou (Brower *et al.*, 1998).

871

872 2.2.3. Estrutura horizontal e vertical

873 O Índice de Valor de Importância (IVI) foi calculado por meio da média da soma dos
874 valores de Dominância Relativa (DomR), Frequência Relativa (FreqR) e Densidade Relativa
875 (DensR), de acordo com a metodologia proposta por Müeller-Dombois e Ellenberg (1974). O
876 IVI Ampliado (IVIA) foi calculado por meio da média da soma dos valores de DomR, FreqR,
877 DensR, Posição Sociológica Relativa (PSR) e Regeneração Natural Relativa (RNR), segundo
878 Finol (1971).

879

880 2.3. Análise de dados

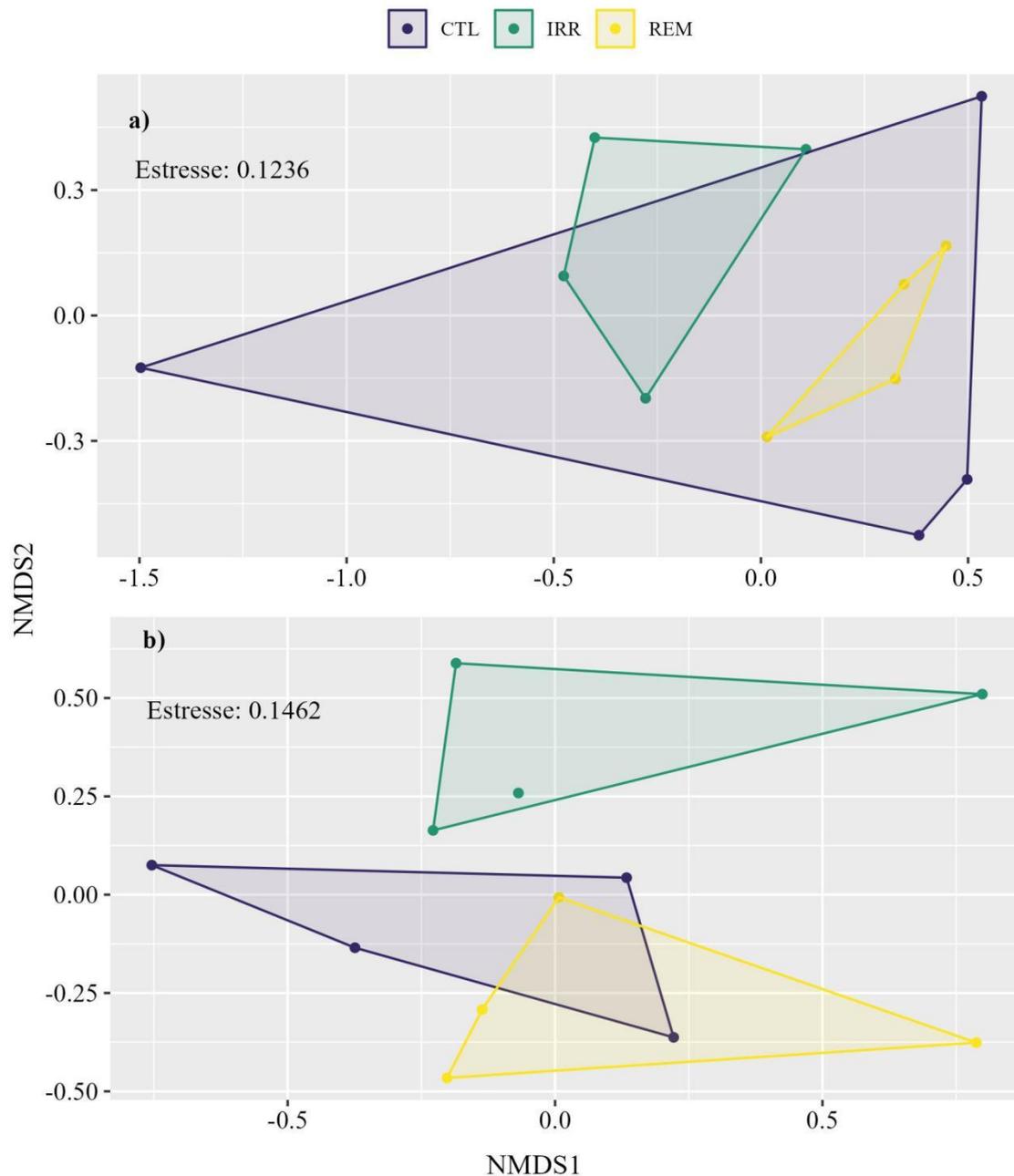
881 Os dados de densidade de espécies e de indivíduos, e a biomassa estimada foram
882 verificados quanto à normalidade e a homocedasticidade pelos testes de Shapiro-Wilk e
883 Levene, respectivamente, ambos ao nível de 5% de probabilidade de erro. Atendidos a esses
884 pressupostos, foi realizada a análise de variância (ANOVA, $p < 0,05$) e em caso de diferença
885 significativa, para o teste de hipóteses, as médias dos tratamentos foram comparadas pelo
886 teste de Tukey ($p < 0,05$). A semelhança da riqueza de espécies entre os tratamentos foi
887 avaliada por meio de curvas de rarefação para os indivíduos. Para isso, padronizou-se o
888 esforço amostral por número de indivíduos na área amostrada (Gotelli and Colwell, 2001),
889 com auxílio do pacote iNEXT no software R versão 4.2.0 (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*,
890 2016; R Development Core Team, 2021). Adicionalmente, avaliou-se a dissimilaridade do
891 padrão florístico-estrutural da vegetação por meio da análise multivariada NMDS (Non-
892 Metric Multidimensional Scaling) com 999 permutações, baseada no índice de Bray-Curtis, e
893 por meio da Analysis of Similarities (ANOSIM). O cálculo do *stress* foi empregado como
894 uma medida de qualidade da representação dos dados no espaço de dimensão reduzida, com
895 ênfase em alcançar um valor baixo de stress (tipicamente abaixo de 0,2) para indicar uma
896 representação satisfatória. Os dados de riqueza de espécies foram analisados usando um
897 modelo linear generalizado (GLM) com uma função de ligação de Poisson, sendo que os
898 fatores considerados foram os tratamentos e os grupos ecológicos.

899 3. Resultados

900 3.1. Composição florística e estimativa de biomassa

901 Considerando indivíduos com CAP ≥ 15 cm, foram registrados no CTL 114
902 indivíduos de 32 espécies e 19 famílias. No REM foram 85 indivíduos de 22 espécies e 15
903 famílias. Já no IRR foram inventariados 110 indivíduos de 29 espécies e 17 famílias. Quanto
904 à regeneração natural (RN), foram encontrados 108, 105 e 81 indivíduos de 11, 12 e 13

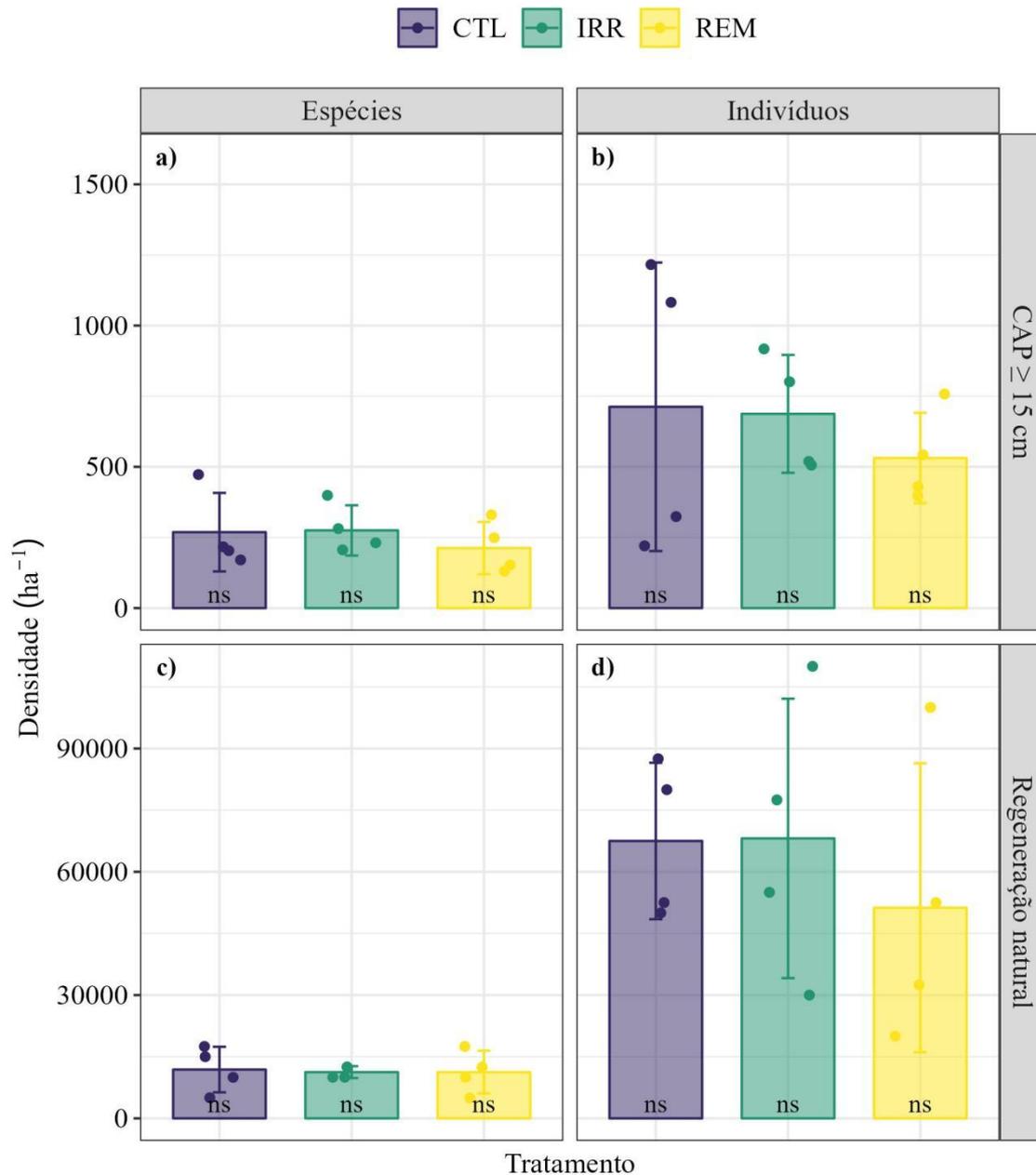
905 espécies em CTL, IRR e REM, respectivamente, distribuídos em 9, 11 e 9 famílias na mesma
906 ordem. Por meio da ANOSIM, constatou-se divergência estatística para o padrão florístico e
907 estrutural entre CTL, IRR e REM ($R = 0,2535$; $p = 0,028$). Quando considerou-se apenas
908 indivíduos com $CAP \geq 15$ cm, o NMDS evidenciou que o CTL assemelhou ao de IRR e REM,
909 no entanto, os tratamentos com mudanças de recursos foram divergentes (Figura 2a). Ao
910 acrescentar indivíduos da RN, observou-se a dissimilaridade entre os tratamentos CTL e REM
911 com o IRR (Figura 2b). Apesar disso, a AGB não diferiu entre os tratamentos ($F_{[2;9]} = 1,296$; p
912 $= 0,320$) e as médias foram de $64,16 \pm 49,68$ Mg ha⁻¹, $77,36 \pm 31,33$ Mg ha⁻¹ e $118,02 \pm 62,01$
913 Mg ha⁻¹ para CTL, IRR e REM, respectivamente.
914



915
 916 **Figura 2.** NMDS com base no índice de dissimilaridade de Bray-Curtis em um fragmento de
 917 floresta sucessional, considerando apenas indivíduos com $CAP \geq 15$ cm (a) e adicionando
 918 indivíduos da NR (b), 16 anos após o MANFLORA. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e
 919 Remoção (REM) da serapilheira.
 920

921 A densidade de espécies variou de $212,50 \pm 92,42$ a $275,00 \pm 88,98$ sp. ha^{-1} para REM
 922 e IRR, respectivamente (Figura 3a), enquanto que para indivíduos, a densidade variou de
 923 $531,25 \pm 159,92$ a $712,50 \pm 510,51$ ind. ha^{-1} para REM e CTL, respectivamente (Figura 3b),
 924 porém em ambos os casos não constatamos diferença entre os tratamentos ($p > 0,05$) (Figura
 925 3). Na RN também não foram constatadas diferenças estatísticas significativas, sendo que a
 926 densidade de espécies variou de $11.250,00 \pm 1.443,00$ sp. ha^{-1} a $11.875,00 \pm 5.443,00$ sp. ha^{-1}

927 para IRR e CTL, respectivamente (Figura 3c), e a densidade de indivíduos variou de
 928 $51.250,00 \pm 35.148,00$ ind. ha^{-1} a $68.125,00 \pm 33.966,00$ ind. ha^{-1} para REM e IRR,
 929 respectivamente (Figura 3d).



930

931 **Figura 3.** Média \pm SD da densidade de espécies e indivíduos com $CAP \geq 15$ cm (a e b) e da
 932 NR (c e d) de um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após o MANFLORA Legenda:
 933 Controle (CTL), Irrigação (IRR), Remoção de nutrientes (REM) e “ns” indica que não houve
 934 diferença estatística entre os tratamentos tanto para espécies quanto para indivíduos. Pontos
 935 distribuídos no interior e exterior das barras representam as unidades amostrais dos
 936 respectivos tratamentos. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da serapilheira.
 937

938 Houve predomínio de espécies pioneiras em CTL e IRR (Figura 4). No grupo
 939 ecológico das secundárias iniciais, a maioria dos indivíduos (53,85%) correspondia ao CTL,
 940 enquanto para secundárias tardia, IRR (44,09%) e REM (36,56%) apresentaram a maior
 941 quantidade de indivíduos (Figura 4). Por outro lado, ao observar a riqueza de espécies, os
 942 resultados do GLM não apontaram diferenças significativas para os grupos ecológicos e os
 943 tratamentos (Tabela 1). Para o status de conservação, apenas em REM e CTL houveram
 944 indivíduos de espécie classificada como “VU” (*Couratari guianensis* Aubl.), sendo um
 945 indivíduo em cada tratamento. Duas espécies (*Platonia insignis* Mart. e *Couratari stellata* A.
 946 C. Sm.) não tinham dados cadastrados na Plataforma da IUCN e as demais foram
 947 classificadas como “LC”.

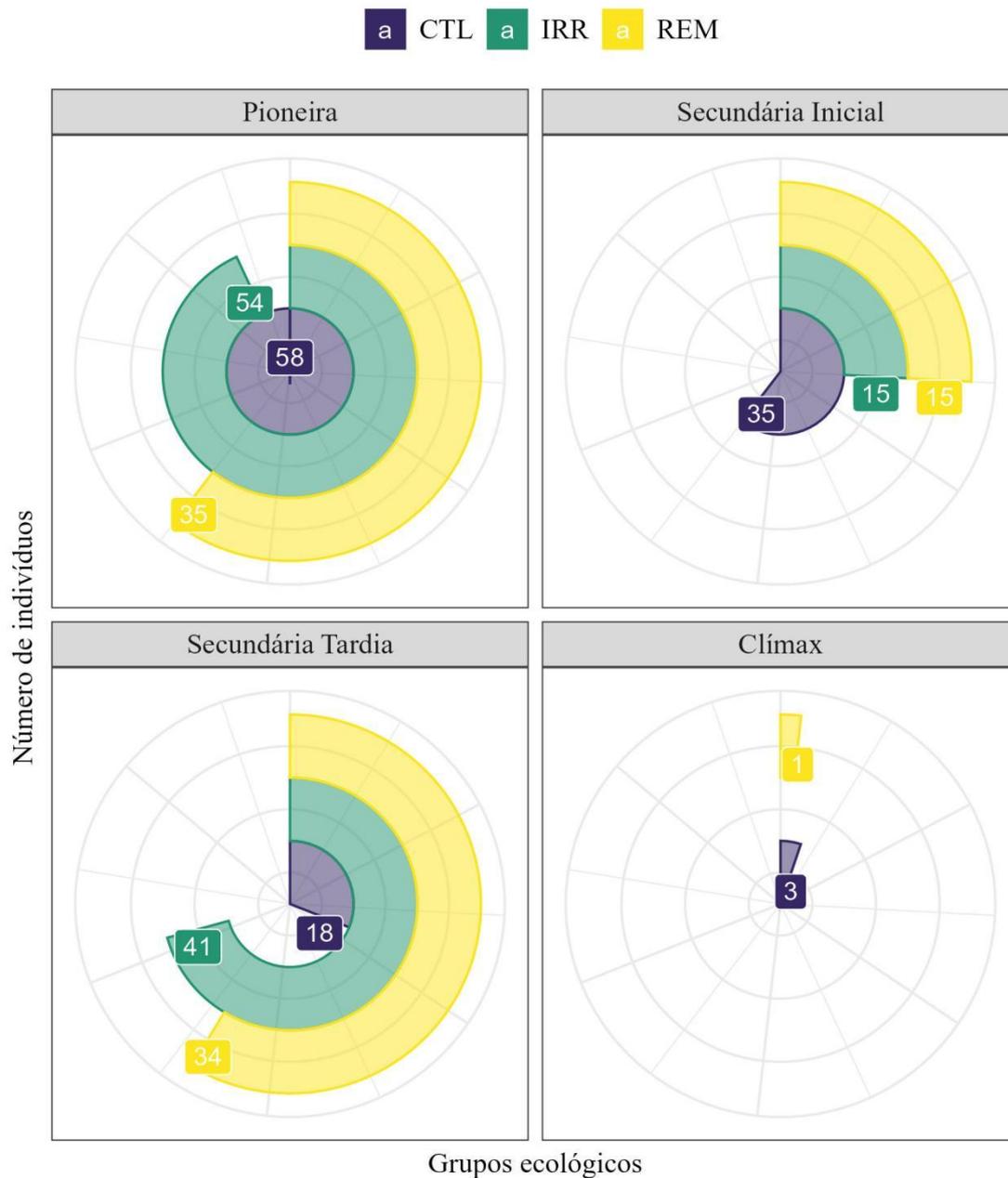
948

949 **Tabela 1.** Modelo linear generalizado (GLM) de Poisson explicando a riqueza de espécies de
 950 grupos ecológicos em um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após o MANFLORA. Os
 951 atributos preditores foram: riqueza, tratamentos e grupos ecológicos.

Coefficientes	Estimado	SE	z valor	p (> z)
(Intercepto)	-0,519	0,975	-0,533	0,594
[Tratamento] IRR	-0,056	0,431	-0,131	0,896
[Tratamento] REM	-0,167	0,434	-0,385	0,701
[Grupo ecológico] Pioneiras	1,938	1,007	1,925	0,054
[Grupo ecológico] Secundária Inicial	1,687	1,019	1,655	0,098
[Grupo ecológico] Secundária Tardia	1,808	1,013	1,785	0,074

952 Legenda: IRR (irrigação); REM (remoção); SE (erro padrão).

953



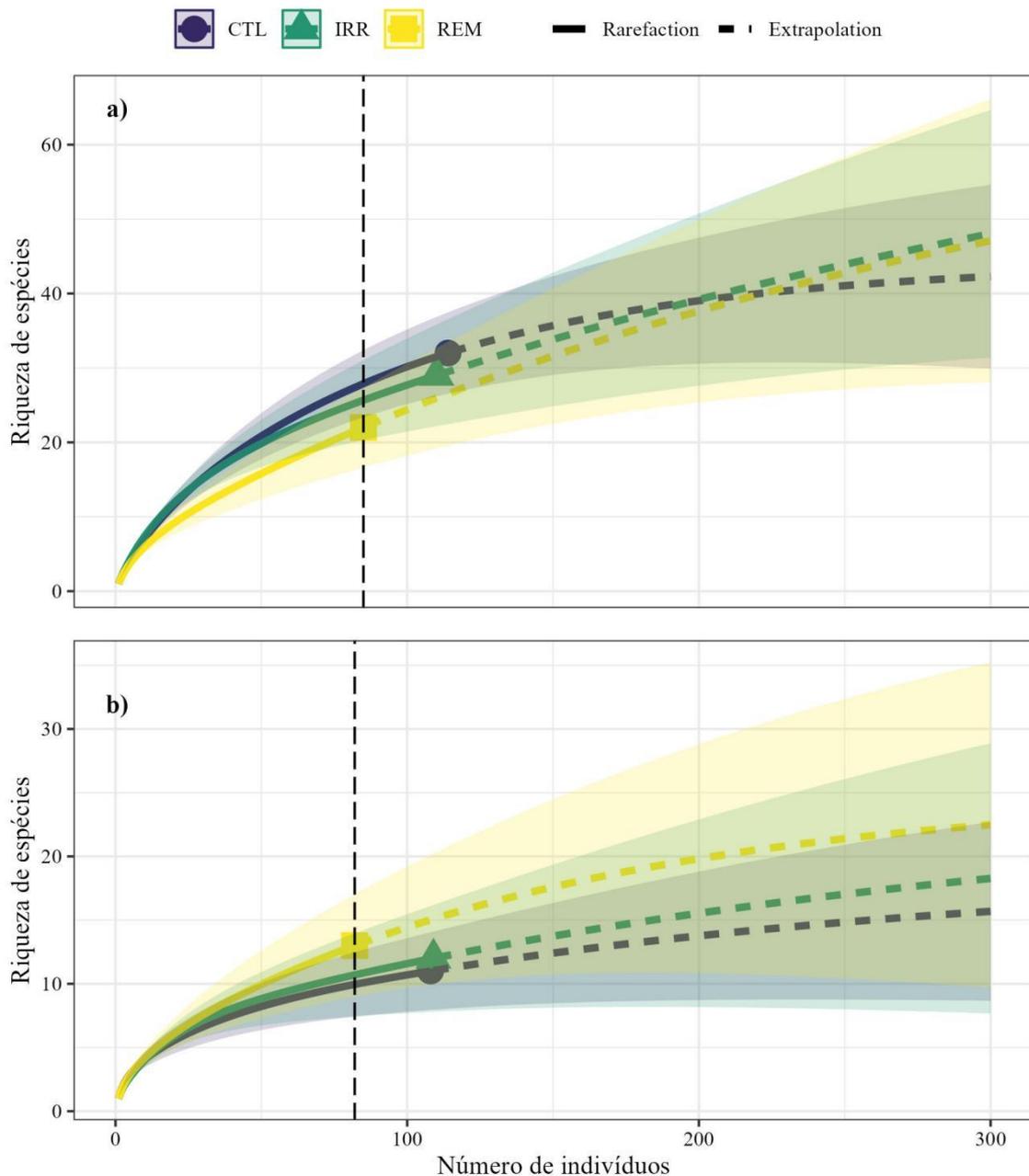
954

955 **Figura 4.** Grupos ecológicos referentes às espécies com CAP ≥ 15 cm em um fragmento de
 956 floresta sucessional, 16 anos após o MANFLORA. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e
 957 Remoção (REM) da serapilheira.

958

959 3.2. Diversidade alfa

960 A sobreposição dos intervalos de confiança nas curvas de rarefação e extrapolação
 961 indicou semelhança na riqueza de espécies em ambas as avaliações (Figura 5). De maneira
 962 similar, os índices de diversidade alfa de Margalef, e Pielou foram similares entre CTL, REM
 963 e IRR, enquanto o REM apresentou a menor diversidade de Shannon (Tabela 2).



964

965 **Figura 5.** Curvas de rarefação baseadas em amostras em um fragmento de floresta
 966 sucessional, 16 anos após o MANFLORA. Considerando apenas indivíduos com CAP \geq 15
 967 cm (a) e indivíduos da NR (b). As linhas contínuas representam a riqueza média de espécies
 968 observada, enquanto as linhas tracejadas são a riqueza de espécies estimada. A linha vertical
 969 paralela ao eixo y corresponde à riqueza de espécies rarefeitas, calculada com base no número
 970 de indivíduos do ecossistema com menor abundância. Áreas sombreadas representam
 971 intervalos de confiança de 95%. Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da
 972 serapilheira.

973

974

975

976

977

978 **Tabela 2.** Medidas de diversidade alfa referentes às espécies com indivíduos ≥ 15 cm em
 979 CAP e regeneração natural em um fragmento de floresta sucessional, 16 anos após O
 980 MANFLORA.

Tratamento	Margalef	Shannon	Pielou
CTL	0,18	2,84	0,76
IRR	0,16	2,73	0,76
REM	0,19	2,52	0,73

981 Legenda: CTL = Controle; IRR = Irrigação; REM = Remoção da serapilheira.

982

983 3.3. Estrutura horizontal e vertical

984 Em todos os tratamentos, *Myrcia fallax* (Rich.) DC. apresentou maior abundância e
 985 regeneração natural relativas (Tabela 3). *Lacistema pubescens* Mart. só não apresentou o
 986 maior IVI no IRR (Tabela 3). Após *M. fallax*, *Cecropia pachystachya* Trécul foi a que mais
 987 contribuiu para a NR em todos os tratamentos. Dentre as espécies com maior IVIA, cinco (*M.*
 988 *fallax*, *Ocotea guianensis* Aubl., *L. pubescens*, *Guatteria poeppigiana* Mart.) eram comuns
 989 entre todos os tratamentos. *Tapirira guianensis* Aubl. foi exclusiva dos tratamentos com
 990 mudanças de recursos e *Annona exsucca* D.C. estava entre os maiores IVIA apenas para CTL
 991 e IRR (Tabela 3).

992

993 **Tabela 3.** Dez espécies com maiores Índice de Valor de Importância (IVI%) e Índice de
 994 Valor de Importância Ampliado (IVIA%) em fragmento de floresta sucessional, 16 anos após
 995 término de experimento: Controle (CTL), Irrigação (IRR) e Remoção (REM) da serapilheira.

Espécie	CTL						
	AbuR	Dom	FreqR	IVI	PSR	RNR	IVIA
<i>Myrcia fallax</i>	23,87	0,26	6,45	10,19	21,74	40,57	18,58
<i>Cecropia pachystachya</i>	12,61	0,19	6,45	6,41	14,58	24,78	11,72
<i>Lacistema pubescens</i>	14,86	14,38	4,84	11,36	16,25	0,00	10,07
<i>Ocotea guianensis</i>	4,95	8,53	4,84	6,11	5,26	10,22	6,76
<i>Cupania scrobiculata</i>	5,86	4,61	4,84	5,10	5,84	0,00	4,23
<i>Connarus perrottetii</i>	3,15	9,63	3,23	5,34	2,72	0,00	3,75
<i>Annona exsucca</i>	3,60	7,83	3,23	4,89	2,78	0,00	3,49
<i>Palicourea marcgravii</i>	2,25	0,33	3,23	1,94	2,60	6,07	2,90
<i>Annona paludosa</i>	1,35	3,15	4,84	3,11	1,56	0,00	2,18
<i>Guatteria poeppigiana</i>	1,35	5,54	3,23	3,37	0,17	0,00	2,06
IRR							
<i>Myrcia fallax</i>	31,05	0,07	5,00	12,04	23,95	54,03	22,82
<i>Pourouma guianensis</i>	10,50	8,66	6,67	8,61	12,56	0,00	7,68
<i>Ocotea guianensis</i>	5,02	14,05	5,00	8,02	4,93	5,73	6,95
<i>Lacistema pubescens</i>	6,85	5,34	6,67	6,29	7,75	2,26	5,77
<i>Cecropia pachystachya</i>	5,02	0,46	5,00	3,49	6,61	10,02	5,42
<i>Amphiodon effusus</i>	4,57	14,83	1,67	7,02	5,17	0,00	5,25

<i>Tapirira guianensis</i>	5,48	3,12	3,33	3,98	6,37	6,73	5,01
<i>Annona exsucca</i>	3,20	6,10	5,00	4,77	2,95	0,00	3,45
<i>Guatteria poeppigiana</i>	2,74	5,83	5,00	4,52	1,51	0,00	3,02
<i>Brosimum lactescens</i>	2,28	0,20	3,33	2,91	3,00	5,73	2,91
<i>REM</i>							
<i>Myrcia fallax</i>	27,54	0,94	6,12	11,53	12,94	43,73	18,26
<i>Lacistema pubescens</i>	17,96	32,20	8,16	19,44	10,66	2,71	14,34
<i>Ocotea guianensis</i>	10,18	35,67	6,12	17,32	2,58	2,88	11,49
<i>Cecropia pachystachya</i>	9,58	0,06	6,12	5,25	6,13	18,85	8,15
<i>Guatteria poeppigiana</i>	4,79	4,35	6,12	5,09	1,94	0,00	3,44
<i>Inga obidensis</i>	2,40	0,01	4,08	2,16	1,53	7,10	3,02
<i>Cupania scrobiculata</i>	4,79	2,03	4,08	3,63	2,79	0,00	2,74
<i>Casearia</i>	3,59	0,13	2,04	1,92	2,30	5,63	2,74
<i>Inga flagelliformis</i>	2,40	2,05	6,12	3,52	0,97	0,00	2,31
<i>Tapirira guianensis</i>	1,20	3,52	4,08	2,93	0,20	0,00	1,80

996 Legenda: AbuR = Abundância Relativa (%); DomR = Dominância Relativa (%); FreqR =
 997 Frequência Relativa (%); PSR = Posição sociológica Relativa (%); RNR = Regeneração
 998 Natural (%).

999

1000 4. Discussão

1001 Compreender como o manejo de recursos influencia a composição florística e a
 1002 estrutura da vegetação a longo prazo é relevante, pois no contexto atual há uma iminente
 1003 necessidade de manter a dinâmica de florestas secundárias e otimizar a restauração das
 1004 florestas tropicais (Bieng *et al.*, 2021). Diante disso, a hipótese de que a irrigação periódica e
 1005 a redução de nutrientes mudam a florística e a estrutura de uma floresta secundária foi
 1006 rejeitada, visto que os efeitos residuais dos tratamentos foram perceptíveis apenas para a
 1007 composição de espécies, o que responde à questão científica do estudo e evidencia a
 1008 resiliência estrutural do ecossistema em médio prazo.

1009

1010 4.1. O manejo de recursos e a influência na resiliência da floresta

1011 Apesar de que o déficit hídrico diminui em até 20% as taxas de evapotranspiração em
 1012 ecossistemas de florestas fragmentadas (Numata *et al.*, 2021) e apresenta estreita relação com
 1013 perdas de atributos estruturais do ecossistema, como biomassa acima do solo e densidade do
 1014 solo (Abbasi *et al.*, 2022), os resultados demonstraram que a irrigação periódica e a remoção
 1015 de nutrientes por meio da serapilheira não apresentaram efeitos residuais na estrutura da
 1016 vegetação após 16 anos, provavelmente em decorrência da maior tolerância às alterações
 1017 edafoclimáticas das espécies florestais amazônicas (Garcia *et al.*, 2021). Destaca-se ainda que
 1018 as espécies pioneiras, colonizadoras iniciais, são caracterizadas pela estratégia de rápida
 1019 dispersão e reprodução, as quais mantêm a dominância nos primeiros 20 anos após o distúrbio,

1020 podendo até interromper a sucessão quando hiperdominam o ecossistema (García-Quintana *et*
1021 *al.*, 2020). Entretanto, embora haja um maior número de espécies pioneiras, tem-se um
1022 equilíbrio com espécies dos demais grupos, principalmente com as secundárias tardias, as
1023 quais apresentam maior número de espécies nos tratamentos com a manipulação de recursos.

1024 O tempo necessário para a restauração completa da composição florística em florestas
1025 tropicais ainda é um grande dilema e um desafio à pesquisa científica, pois fatores como
1026 relevo, clima disponibilidade de sementes e dispersores (Rufino *et al.*, 2023), interferem no
1027 retorno da diversidade florestal (Molina-Venegas *et al.*, 2016; Solefack *et al.*, 2018). Todavia,
1028 o padrão apresentado pelo NMDS revelou que a disponibilidade de água pode influenciar
1029 diretamente no desenvolvimento a longo prazo de indivíduos da regeneração natural, os quais
1030 demandam mais nutrientes para se desenvolver na fase de plântula (Mugwedi *et al.*, 2021;
1031 Yavitt and Wright, 2008). Outro fator a ser considerado, é o uso eficiente da água por árvores
1032 amazônicas (Garcia *et al.*, 2021) já que a distribuição de indivíduos pode ter ocorrido de
1033 acordo com a disponibilidade de água no solo, de maneira similar aos resultados reportados
1034 por Kupers *et al.*, (2019), especialmente porque as irrigações podem ter fornecido um volume
1035 de água abaixo das necessidades totais, acarretando na otimização desse recurso (Costa *et al.*,
1036 2007), haja visto que em florestas secundárias tropicais a manipulação de nutrientes interfere
1037 na produtividade acima do solo (Wright, 2019).

1038 Os valores de AGB encontrados neste estudo reforçam a ideia de que os distúrbios
1039 antrópicos são os principais responsáveis por retardar a recuperação do estoque de biomassa
1040 em florestas secundárias tropicais, devido à regeneração de espécies de baixa densidade da
1041 madeira, como o caso das espécies pioneiras e secundárias iniciais (Buragohain *et al.*, 2023),
1042 já que em florestas secundárias, o acúmulo de biomassa é definido por um grande conjunto de
1043 condições ambientais (Suarez *et al.*, 2023). A maioria das espécies encontradas apresenta
1044 baixa densidade básica da madeira (Fernandes Neto *et al.*, 2019) e, por conseguinte, menor
1045 potencial para armazenar carbono nos seus tecidos, pois crescem rapidamente e investem
1046 pouco em estrutura diamétrica (Azman *et al.*, 2021), como é o caso da *M. fallax*, com o maior
1047 IVIA para CTL, IRR e REM. O predomínio da espécie pode estar relacionado às suas
1048 características biológicas de dispersão e rápida colonização, as quais permitem ampla
1049 capacidade de regeneração em ecossistemas com distúrbios (Villacís *et al.*, 2016), além das
1050 propriedades antifúngicas e antibacterianas, que favorece a germinação das sementes (Gatto *et*
1051 *al.*, 2020).

1052

1053 **4.2. O retorno da biomassa é gradual mesmo com o manejo de recursos**

1054 Em florestas secundárias tropicais as variáveis estruturais e composicionais são
1055 importantes preditoras para avaliar o acúmulo de AGB (Villa *et al.*, 2020), o que explica a
1056 semelhança entre CTL, IRR e REM, visto que mudanças na composição florística apenas
1057 foram evidenciadas para indivíduos da regeneração natural do IRR, resultando em uma
1058 estrutura semelhante entre os tratamentos. A recuperação dos estoques de carbono nos
1059 ecossistemas pode ser explicada pelo rápido crescimento das espécies florestais nativas
1060 (Sierra *et al.*, 2012; Martin *et al.*, 2013; Shimamoto *et al.*, 2014), o que resulta em aumento da
1061 serapilheira, carbono orgânico e biomassa abaixo do solo (Shimamoto *et al.*, 2018).

1062 Os valores reportados neste estudo também podem estar relacionados à grande
1063 quantidade de indivíduos finos, ou seja, com baixo estoque de biomassa e carbono,
1064 característicos de ecossistemas pós-agricultura itinerante (Villa *et al.*, 2019). Adicionalmente,
1065 a presença dos gêneros *Inga*, *Pourouma* e *Cecropia* entre as espécies com maiores IVI
1066 evidenciaram que o ecossistema de estudo ainda está em fase de sucessão, pois estas espécies
1067 são indicadoras de fases iniciais de sucessão (García-Quintana *et al.*, 2020; Mesquita *et al.*,
1068 2001). Por esse motivo, florestas secundárias podem levar até um século para obter estoque de
1069 carbono acima do solo semelhante a florestas primárias. Em florestas sob repetidas queimas, a
1070 taxa de recuperação do acúmulo de carbono é 75% menor do que florestas nativas e
1071 estabiliza-se entre 11 e 40 anos (Heinrich *et al.*, 2021), pois a AGB tende a diminuir com a
1072 intensidade do distúrbio e aumentar com a cobertura arbórea circundante (Suarez *et al.*, 2023).
1073 Além disso, o sequestro de carbono contribui para atingir as metas de redução dos níveis de
1074 carbono emitidos para a atmosfera estabelecida em acordos de grande escala como o Desafio
1075 de Bonn e Declaração de Nova York sobre florestas.

1076

1077 **5. Conclusão**

1078 Não houveram efeitos do manejo de recursos para a estrutura da floresta secundária 16
1079 anos após o término do experimento MANFLORA, evidenciando a resiliência estrutural do
1080 ecossistema e das florestas tropicais. A irrigação fornecida proporcionou efeitos positivos a
1081 longo prazo para a composição florística, sugerindo que a disponibilidade hídrica pode ser um
1082 importante fator para o retorno da composição florística em florestas secundárias.

1083

1084 **6. Referências**

1085

- 1086 ABBASI, U. A., MATTSSON, E., NISSANKA, S. P. & ALI, A. 2022. Biological, structural
1087 and functional responses of tropical forests to environmental factors. *Biological*
1088 *Conservation* 276:109792.
- 1089 ALEIXO, I., NORRIS, D., HEMERIK, L., BARBOSA, A., PRATA, E., COSTA, F. &
1090 POORTER, L. 2019. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and
1091 functional traits. *Nature Climate Change* 9:384–388.
- 1092 ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES GONÇALVES, J. L. &
1093 SPAROVEK, G. 2013. Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorologische*
1094 *Zeitschrift* 22:711–728.
- 1095 AZMAN, M. S., SHARMA, S., SHAHARUDIN, M. A. M., HAMZAH, M. L., ADIBAH, S.
1096 N., ZAKARIA, R. M. & MACKENZIE, R. A. 2021. Stand structure, biomass and
1097 dynamics of naturally regenerated and restored mangroves in Malaysia. *Forest Ecology*
1098 *and Management* 482:118852.
- 1099 BARBOSA, R. DE S., PEREIRA, G. F. M., RIBEIRO, S. S., HAGE, A. L. F., COSTA, G. F.,
1100 SALOMÃO, R. P. & SCHWARTZ, G. 2021. Key species selection for forest restoration
1101 after bauxite mining in the Eastern Amazon. *Ecological Engineering* 162.
- 1102 BECKNELL, J. M., VARGAS G., G., PÉREZ-AVILES, D., MEDVIGY, D. & POWERS, J.
1103 S. 2021. Above-ground net primary productivity in regenerating seasonally dry tropical
1104 forest: Contributions of rainfall, forest age and soil. *Journal of Ecology* 109:3903–3915.
- 1105 BIENG, M. A. N., SOUZA OLIVEIRA, M., RODA, J.-M., BOISSIÈRE, M., HÉRAULT, B.,
1106 GUIZOL, P., VILLALOBOS, R. & SIST, P. 2021. Relevance of secondary tropical
1107 forest for landscape restoration. *Forest Ecology and Management* 493:119265.
- 1108 BRAGA, E. O. & JARDIM, M. A. G. 2019. Floristic, structure and life forms of lower
1109 stratum in a alluvial dense rain forest, Pará state, Brazil. *Ciencia Florestal* 29:1048–1059.
- 1110 BRASIL. 2017. PLANAVEG: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Brasília:
1111 MMA.:73p. Brasília.
- 1112 BROWER, J. E., ZAR, J. H. & ENDE, C. N. VON. 1998. *Field and Laboratory Methods for*
1113 *General Ecology*. P. (M.-H. Education, Ed.) (4th edition). Boston. 288 p. pp.
- 1114 BURAGOHAİN, M. K., DAR, A. A., BABU, K. N. & PARTHASARATHY, N. 2023. Tree
1115 community structure, carbon stocks and regeneration status of disturbed lowland tropical
1116 rain forests of Assam, India. *Trees, Forests and People* 11:100371.
- 1117 BUSTAMANTE, M. M. C., SILVA, J. S., SCARIOT, A., SAMPAIO, A. B., MASCIA, D. L.,
1118 GARCIA, E., SANO, E., FERNANDES, G. W., DURIGAN, G., ROITMAN, I.,

- 1119 FIGUEIREDO, I., RODRIGUES, R. R., PILLAR, V. D., DE OLIVEIRA, A. O.,
1120 MALHADO, A. C., ALENCAR, A., VENDRAMINI, A., PADOVEZI, A.,
1121 CARRASCOSA, H., FREITAS, J., SIQUEIRA, J. A., SHIMBO, J., GENEROSO, L. G.,
1122 TABARELLI, M., BIDERMAN, R., DE PAIVA SALOMÃO, R., VALLE, R., JUNIOR,
1123 B. & NOBRE, C. 2019. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting
1124 to climate change: lessons and challenges from Brazil. *Mitigation and Adaptation
1125 Strategies for Global Change* 24:1249–1270.
- 1126 CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K.
1127 & ELLISON, A. M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a
1128 framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological
1129 Monographs* 84:45–67.
- 1130 CHAVE, J. ., NAVARRETE, D. ., ALMEIDA, S. ., ÁLVAREZ, E. ., ARAGÃO, L. E. O. C.,
1131 BONAL, D. ., CHÂTELET, P. ., SILVA-ESPEJO, J. E. ., GORET, J.-Y., VON
1132 HILDEBRAND, P., JIMÉNEZ, E. ., PATIÑO, S. ., PEÑUELA, M. C. ., PHILLIPS, O.
1133 L. ., STEVENSON, P. . & MALHI, Y. . 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall
1134 in tropical South America. *Biogeosciences* 7:43–55.
- 1135 CHAVE, J., COOMES, D., JANSEN, S., LEWIS, S. L., SWENSON, N. G. & ZANNE, A. E.
1136 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters* 12:351–366.
- 1137 CHAVE, J., RÉJOU-MÉCHAIN, M., BÚRQUEZ, A., CHIDUMAYO, E., COLGAN, M. S.,
1138 DELITTI, W. B. C., DUQUE, A., EID, T., FEARNSIDE, P. M., GOODMAN, R. C.,
1139 HENRY, M., MARTÍNEZ-YRÍZAR, A., MUGASHA, W. A., MULLER-LANDAU, H.
1140 C., MENCUCCINI, M., NELSON, B. W., NGOMANDA, A., NOGUEIRA, E. M.,
1141 ORTIZ-MALAVASSI, E., PÉLISSIER, R., PLOTON, P., RYAN, C. M.,
1142 SALDARRIAGA, J. G. & VIEILLEDENT, G. 2014. Improved allometric models to
1143 estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* 20:3177–
1144 3190.
- 1145 CHAZDON, R. L. 2017. Landscape restoration, natural regeneration, and the forests of the
1146 future. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102:251–257.
- 1147 CHAZDON, R. L. & GUARIGUATA, M. R. 2016. Natural regeneration as a tool for large-
1148 scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48:716–730.
- 1149 COOMES, O. T., CHENG, Y., TAKASAKI, Y. & ABIZAID, C. 2021. What drives clearing
1150 of old-growth forest over secondary forests in tropical shifting cultivation systems?
1151 Evidence from the Peruvian Amazon. *Ecological Economics* 189:107170. Elsevier B.V.

- 1152 COSTA, J. M., ORTUÑO, M. F. & CHAVES, M. M. 2007. Deficit Irrigation as a Strategy to
1153 Save Water: Physiology and Potential Application to Horticulture. *Journal of Integrative*
1154 *Plant Biology* 49:1421–1434.
- 1155 DENICH, M., VLEK, P., DEABREUSA, T., VIELHAUER, K. & LUCKE, W. 2005. A
1156 concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon,
1157 Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110:43–58.
- 1158 ELIAS, F., MARIMON JUNIOR, B. H., DE OLIVEIRA, F. J. M., DE OLIVEIRA, J. C. A. &
1159 MARIMON, B. S. 2019. Soil and topographic variation as a key factor driving the
1160 distribution of tree flora in the Amazonia/Cerrado transition. *Acta Oecologica*
1161 100:103467. Elsevier.
- 1162 FABBRIZZI, E., GIAKOUMI, S., DE LEO, F., TAMBURELLO, L., CHIARORE, A.,
1163 COLLETTI, A., COPPOLA, M., MUNARI, M., MUSCO, L., RINDI, F., RIZZO, L.,
1164 SAVINELLI, B., FRANZITTA, G., GRECH, D., CEBRIAN, E., VERDURA, J.,
1165 BIANCHELLI, S., MANGIALAJO, L., NASTO, I., SOTA, D., ORFANIDIS, S.,
1166 PAPADOPOULOU, N. K., DANOVARO, R. & FRASCHETTI, S. 2023. The challenge
1167 of setting restoration targets for macroalgal forests under climate changes. *Journal of*
1168 *Environmental Management* 326:116834.
- 1169 FENGLER, F. H., BRESSANE, A., CARVALHO, M. M., LONGO, R. M., DE MEDEIROS,
1170 G. A., DE MELO, W. J., JAKOVAC, C. C. & RIBEIRO, A. I. 2017. Forest restoration
1171 assessment in Brazilian Amazonia: A new clustering-based methodology considering the
1172 reference ecosystem. *Ecological Engineering* 108:93–99. Elsevier.
- 1173 FERNANDES NETO, J. G., COSTA, F. R. C., WILLIAMSON, G. B. & MESQUITA, R. C.
1174 G. 2019. Alternative functional trajectories along succession after different land uses in
1175 central Amazonia. *Journal of Applied Ecology* 56:2472–2481.
- 1176 FINOL, U. H. 1971. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las sevas
1177 vírgenes tropicales. *Revista Florestal Venezolana* 21:29–42.
- 1178 GANDOLFI, S., LEITÃO FILHO, H. DE F. & BEZERRA, C. L. 1995. Levantamento
1179 florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma florestal mesófila
1180 semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55:753–767.
- 1181 GANN, G., MCDONALD, T., WALDER, B., ARONSON, J., NELSON, C., JONSON, J.,
1182 HALLETT, J., EISENBERG, C., GUARIGUATA, M., LIU, J., HUA, F.,
1183 ECHEVERRÍA, C., GONZALES, E., SHAW, N., DECLEER, K. & KW, D. 2019.

- 1184 International principles and standards for the practice of ecological restoration (Second).
1185 Restoration Ecology. 1–114 pp.
- 1186 GARCÍA-QUINTANA, Y., ARTEAGA-CRESPO, Y., TORRES-NAVARRETE, B.,
1187 ROBLES-MORILLO, M., BRAVO-MEDINA, C. & SARMIENTO-ROSETO, A. 2020.
1188 Ecological quality of a forest in a state of succession based on structural parameters: A
1189 case study in an evergreen Amazonian-Andean forest, Ecuador. *Heliyon* 6:e04592.
- 1190 GARCIA, M. N., FERREIRA, M. J., IVANOV, V., DOS SANTOS, V. A. H. F., CERON, J.
1191 V., GUEDES, A. V., SALESKA, S. R. & OLIVEIRA, R. S. 2021. Importance of
1192 hydraulic strategy trade-offs in structuring response of canopy trees to extreme drought
1193 in central Amazon. *Oecologia* 197:13–24. Springer Berlin Heidelberg.
- 1194 GATTO, L. J., FABRI, N. T., SOUZA, A. M. DE, FONSECA, N. S. T. DA, FURUSHO, A.
1195 DOS S., MIGUEL, O. G., DIAS, J. DE F. G., ZANIN, S. M. W. & MIGUEL, M. D.
1196 2020. Chemical composition, phytotoxic potential, biological activities and antioxidant
1197 properties of *Myrcia hatschbachii* D. Legend essential oil. *Brazilian Journal of*
1198 *Pharmaceutical Sciences* 56.
- 1199 GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls
1200 in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379–391.
- 1201 HARDWICK, K. & ELLIOTT, S. 2016. Second Growth: The Promise of Tropical Rain
1202 Forest Regeneration in the Age of Deforestation. *Restoration Ecology* 24:137–137.
- 1203 HEINRICH, V. H. A., DALAGNOL, R., CASSOL, H. L. G., ROSAN, T. M., DE ALMEIDA,
1204 C. T., SILVA JUNIOR, C. H. L., CAMPANHARO, W. A., HOUSE, J. I., SITCH, S.,
1205 HALES, T. C., ADAMI, M., ANDERSON, L. O. & ARAGÃO, L. E. O. C. 2021. Large
1206 carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate
1207 change. *Nature Communications* 12:1785.
- 1208 HOOSBEEK, M., SCHAAP, K. J. & QUESADA, C. A. 2021. Depth Differentiation of
1209 Carbon, Nitrogen and Phosphorous Cycling in Litter and Soil in Central Amazonia:
1210 Availability of Organic P May Limit the Response to Increasing Atmospheric Co₂.
1211 SSRN Electronic Journal.
- 1212 HSIEH, T. C., MA, K. H. & CHAO, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and
1213 extrapolation of species diversity (<sc>H</sc> ill numbers). *Methods in Ecology and*
1214 *Evolution* 7:1451–1456.
- 1215 IBGE, I. B. DE G. E. E. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. P. (IBGE, Ed.)
1216 (Second). Rio de Janeiro. 271 pp.

- 1217 IUCN, I. U. FOR C. OF N. 2023. IUCN Red List of Threatened Species.
- 1218 IUSS WORKING GROUP WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014.
1219 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil
1220 maps. P. World Soil Resources Reports No. 106 (106th edition). Rome. 106 pp.
- 1221 KAEWMANO, A., FU, P.-L., FAN, Z.-X., PUMIJUMNONG, N., ZUIDEMA, P. A. &
1222 BRÄUNING, A. 2022. Climatic influences on intra-annual stem radial variations and
1223 xylem formation of *Toona ciliata* at two Asian tropical forest sites with contrasting soil
1224 water availability. *Agricultural and Forest Meteorology* 318:108906.
- 1225 KUPERS, S. J., ENGELBRECHT, B. M. J., HERNÁNDEZ, A., WRIGHT, S. J., WIRTH, C.
1226 & RÜGER, N. 2019. Growth responses to soil water potential indirectly shape local
1227 species distributions of tropical forest seedlings. *Journal of Ecology* 107:860–874.
- 1228 MAGURRAN, A. E. 1958. *Ecological Diversity and Its Measurement*. P. (U. R. Fellow, Ed.).
1229 Springer Netherlands, Dordrecht. 180 pp.
- 1230 MARGALEF, R. 1958. Information Theory in Ecology. *General Systems* 3:36–71.
- 1231 MARTIN, P. A., NEWTON, A. C. & BULLOCK, J. M. 2013. Carbon pools recover more
1232 quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal*
1233 *Society B: Biological Sciences* 280:20132236.
- 1234 MARTORANO, L. G., NECHET, D. & PEREIRA, L. C. 1993. Tipologia climática do Estado
1235 do Pará: adaptação do método de Köppen. *Boletim de Geografia Teorética* 23:45–46.
- 1236 MEDEIROS-SARMENTO, P. S. DE, FERREIRA, L. V. & GASTAUER, M. 2021. Natural
1237 regeneration triggers compositional and functional shifts in soil seed banks. *Science of*
1238 *the Total Environment* 753:141934. Elsevier B.V.
- 1239 MESQUITA, R. C. G., ICKES, K., GANADE, G. & WILLIAMSON, G. B. 2001. Alternative
1240 successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89:528–537.
- 1241 MÜELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation*
1242 *Ecology*. P. (Wiley, Ed.). New York.
- 1243 MUGWEDI, L., ROUGET, M., EGOH, B., SERSHEN, RAMDHANI, S., SLOTOW, R. &
1244 MOYO, H. P. 2021. Can an El Niño induced drought hamper the reforestation of the
1245 subtropical forest? *South African Journal of Botany* 141:152–157.
- 1246 NOAH, P. H., CAGLE, N. L., WESTBROOK, J. W. & FITZSIMMONS, S. F. 2021.
1247 Identifying resilient restoration targets: Mapping and forecasting habitat suitability for
1248 *Castanea dentata* in Eastern USA under different climate-change scenarios. *Climate*
1249 *Change Ecology* 2:100037.

- 1250 NUMATA, I., KHAND, K., KJAERGAARD, J., COCHRANE, M. A. & SILVA, S. S. 2021.
1251 Forest evapotranspiration dynamics over a fragmented forest landscape under drought in
1252 southwestern Amazonia. *Agricultural and Forest Meteorology* 306:108446.
- 1253 NUNES, S., GASTAUER, M., CAVALCANTE, R. B. L., RAMOS, S. J., CALDEIRA, C. F.,
1254 SILVA, D., RODRIGUES, R. R., SALOMÃO, R., OLIVEIRA, M., SOUZA-FILHO, P.
1255 W. M. & SIQUEIRA, J. O. 2020. Challenges and opportunities for large-scale
1256 reforestation in the Eastern Amazon using native species. *Forest Ecology and*
1257 *Management* 466:118120. Elsevier.
- 1258 PEREIRA, D. N., MARTINS, W. B. R., ANDRADE, V. M. S. & OLIVEIRA, F. A. 2017.
1259 Influência da remoção de serapilheira no teor de fósforo e potássio na Amazônia Oriental.
1260 *Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences*
1261 12:380–385.
- 1262 PIZA, P. A., SUÁREZ, J. C. & ANDRADE, H. J. 2021. Litter decomposition and nutrient
1263 release in different land use located in Valle del Cauca (Colombia). *Agroforestry*
1264 *Systems* 95:257–267.
- 1265 R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2023. R: A Language and Environment for Statistical
1266 Computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria.
- 1267 RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T., ZARIN, D. J., CARVALHO, C. J. R., SANTOS, M.
1268 M. L. S., VASCONCELOS, S. S. & OLIVEIRA, F. A. 2005. Carbono, nitrogênio e
1269 atividade da biomassa microbiana de um solo sob vegetação secundária de diferentes
1270 idades na Amazônia oriental. *Revista de Ciências Agrárias* 44:49–63.
- 1271 REIS, L. S., BOULOUBASSI, I., MENDEZ-MILLAN, M., GUIMARÃES, J. T. F., DE
1272 ARAÚJO ROMEIRO, L., SAHOO, P. K. & PESSEDA, L. C. R. 2022. Hydroclimate
1273 and vegetation changes in southeastern Amazonia over the past ~ 25,000 years.
1274 *Quaternary Science Reviews* 284:107466.
- 1275 REYES, H. A., FERREIRA, P. F. A., SILVA, L. C., DA COSTA, M. G., NOBRE, C. P. &
1276 GEHRING, C. 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi along secondary forest succession at
1277 the eastern periphery of Amazonia: Seasonal variability and impacts of soil fertility.
1278 *Applied Soil Ecology* 136:1–10. Elsevier.
- 1279 ROCHA, F. I., JESUS, E. DA C., TEIXEIRA, W. G., LUMBRERAS, J. F., CLEMENTE, E.
1280 DE P., DA MOTTA, P. E. F., BORSANELLI, A. C., DUTRA, I. DOS S. & DE
1281 OLIVEIRA, A. P. 2023. Soil type determines the magnitude of soil fertility changes by

- 1282 forest-to-pasture conversion in Western Amazonia. *Science of The Total Environment*
1283 856:158955.
- 1284 RUFINO, M. P. M. X., TORRES, C. M. M. E., DE MELO, F. R., DE FIGUEIREDO, L. T.
1285 M., DA ROCHA, S. J. S. S., SCHETTINI, B. L. S., VILLANOVA, P. H., DE FREITAS,
1286 M. F., ZANUNCIO, J. C., KERKOFF, L. A., RIBEIRO, F. C., VERLY, O. M. & DA
1287 SILVA COSTA, W. 2023. Floristic composition and dispersal syndrome: How can
1288 environmental factors affect the Cracidae refuge in a secondary Atlantic Forest fragment?
1289 *Trees, Forests and People* 11:100374.
- 1290 SCHÖNGART, J., ROCHA, R. DE M. & QUEIROZ, H. DE. 2010. Biomass and net primary
1291 production of Central Amazon foodplain forest. Pp. 347–388 in Dordrecht (ed.).
1292 *Amazonian Floodplain Forests* (Springer).
- 1293 SHIMAMOTO, C. Y., BOTOSSO, P. C. & MARQUES, M. C. M. 2014. How much carbon is
1294 sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the
1295 Brazilian Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 329:1–9.
- 1296 SHIMAMOTO, C. Y., PADIAL, A. A., DA ROSA, C. M. & MARQUES, M. C. M. 2018.
1297 Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLOS*
1298 *ONES* 13:1–16.
- 1299 SIERRA, C. A., DEL VALLE, J. I. & RESTREPO, H. I. 2012. Total carbon accumulation in
1300 a tropical forest landscape. *Carbon Balance and Management* 7:12.
- 1301 SUAREZ, D. R., ROZENDAAL, D. M. A., DE SY, V., DECUYPER, M., MÁLAGA, N.,
1302 DURÁN MONTESINOS, P., ARANA OLIVOS, A., DE LA CRUZ PAIVA, R.,
1303 MARTIUS, C. & HEROLD, M. 2023. Forest disturbance and recovery in Peruvian
1304 Amazonia. *Global Change Biology* 29:3601–3621.
- 1305 TENÓRIO, A. R. DE M., GRAÇA, J. J. DA C., GÓES, J. E. M., MENDEZ, J. G. R., GAMA,
1306 J. R. N. F., SILVA, P. R. O. DA, CHAGAS, P. S. M. DAS, SILVA, R. N. P. DA,
1307 AMÉRICO, R. R. & PEREIRA, W. L. M. 1999. Mapeamento dos solos da estação de
1308 piscicultura de Castanhal, PA. FCAP. FCAP, Belém. 1–48 pp.
- 1309 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ARAÚJO, M. M. & MIRANDA, I. DE S. 2012.
1310 Aboveground net primary productivity in tropical forest regrowth increases following
1311 wetter dry-seasons. *Forest Ecology and Management* 276:82–87. Elsevier B.V.
- 1312 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ARAÚJO, M. M., RANGEL-VASCONCELOS, L. G.
1313 T., DE CARVALHO, C. J. R., STAUDHAMMER, C. L. & OLIVEIRA, F. D. A. 2008.
1314 Effects of seasonality, litter removal and dry-season irrigation on litterfall quantity and

- 1315 quality in eastern Amazonian forest regrowth, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*
1316 24:27–38.
- 1317 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ROSA, M. B. S. DA, OLIVEIRA, F. DE A. &
1318 CARVALHO, C. J. R. DE. 2007. Leaf Decomposition in a Dry Season Irrigation
1319 Experiment in Eastern Amazonian Forest Regrowth. *Biotropica* 35:593–600.
- 1320 VILLA, P. M., ALI, A., VENÂNCIO MARTINS, S., NOLASCO DE OLIVEIRA NETO, S.,
1321 CRISTINA RODRIGUES, A., TESHOME, M., ALVIM CARVALHO, F., HERINGER,
1322 G. & GASTAUER, M. 2020. Stand structural attributes and functional trait composition
1323 overrule the effects of functional divergence on aboveground biomass during Amazon
1324 forest succession. *Forest Ecology and Management* 477:118481.
- 1325 VILLA, P. M., MARTINS, S. V., RODRIGUES, A. C., SAFAR, N. V. H., BONILLA, M. A.
1326 C. & ALI, A. 2019. Testing species abundance distribution models in tropical forest
1327 successions: Implications for fine-scale passive restoration. *Ecological Engineering*
1328 135:28–35.
- 1329 VILLACÍS, J., CASANOVES, F., HANG, S., KEESSTRA, S. & ARMAS, C. 2016. Selection
1330 of forest species for the rehabilitation of disturbed soils in oil fields in the Ecuadorian
1331 Amazon. *Science of The Total Environment* 566–567:761–770. Elsevier B.V.
- 1332 WRIGHT, S. J. 2019. Plant responses to nutrient addition experiments conducted in tropical
1333 forests. *Ecological Monographs* 89.
- 1334 YAVITT, J. B. & WRIGHT, S. J. 2008. Seedling growth responses to water and nutrient
1335 augmentation in the understory of a lowland moist forest, Panama. *Journal of Tropical*
1336 *Ecology* 24:19–26.
- 1337 ZHENG, L., CHEN, H. Y. H. & YAN, E. 2019. Tree species diversity promotes litterfall
1338 productivity through crown complementarity in subtropical forests. *Journal of Ecology*
1339 107:1852–1861.
- 1340 ZHU, X., JIANG, X., KUMAR SINGH, A., ZENG, H., CHEN, C., LU, E. & LIU, W. 2022.
1341 Reduced litterfall and decomposition alters nutrient cycling following conversion of
1342 tropical natural forests to rubber plantations. *Ecological Indicators* 138:108819.
1343

1344 **Capítulo III**

1345 **A remoção da serapilheira prejudica a dinâmica de nutrientes a longo prazo em**
1346 **floresta secundária tropical**

1347 *(Revista-alvo: Plant and Soil - JCR = 4.9, Qualis A1)*

1348 **Resumo**

1349 Um projeto desenvolvido por oito anos na Amazônia manipulou a disponibilidade de
1350 água, por meio da irrigação periódica (IRR), e de nutrientes através da retirada
1351 quinzenal de serapilheira (REM). No presente estudo questionou-se se após 16 anos
1352 do manejo recursos (água e nutrientes) os efeitos ainda seriam perceptíveis para a
1353 dinâmica de nutrientes da serapilheira e do solo, hipotetizando inicialmente que
1354 diferenças seriam evidentes e que o suprimento de água resultaria em melhores
1355 condições edáficas na floresta. Avaliou-se as propriedades químicas do solo e da
1356 serapilheira de uma floresta secundária na Amazônia oriental, calculamos a taxa de
1357 eficiência de uso de nutrientes (EUN) e a taxa de retranslocação de nutrientes. Os
1358 resultados mostraram que a manipulação de recursos teve efeitos residuais na
1359 dinâmica dos nutrientes K, Ca, Mg e P. IRR aumentou a disponibilidade de K no solo,
1360 enquanto que REM reduziu o pH e a produção mensal de Ca, Mg e P. Somado a isso,
1361 constatou-se que a EUN de Ca e Mg podem ser prejudicadas com o aumento da
1362 precipitação pluviométrica, enquanto que o aumento da temperatura proporciona
1363 maior EUN para N e P, reforçando alertas globais sobre os impactos das mudanças
1364 climáticas. Em síntese, os resultados forneceram informações importantes para o
1365 manejo de florestas secundárias e sugerem que a gestão de recursos pode ter um
1366 impacto em longo prazo na dinâmica dos nutrientes nas florestas secundárias.

1367 **Palavras-chave:** Manejo de recursos; remoção de nutrientes; irrigação; Amazônia.

1368

1369 **1. Introdução**

1370 Em florestas tropicais, a ciclagem de nutrientes e os ciclos biogeoquímicos são
1371 essenciais devido à capacidade de autorregulação dos processos ecológicos, pois
1372 constituem a base para os serviços ecossistêmicos de provisão (Groot *et al.*, 2002;
1373 Charles *et al.*, 2020) e são indispensáveis para a manutenção da biodiversidade, tendo
1374 em vista que os solos na Amazônia brasileira apresentam elevada acidez e,
1375 consequentemente, limitação nutricional (Quesada *et al.*, 2011; Flores *et al.*, 2020),

1376 especialmente na Amazônia. No entanto, práticas de manejo inadequadas, incluindo o
1377 uso excessivo e repetido do fogo na agricultura itinerante e de subsistência, resultam
1378 na volatilização dos nutrientes e perda de funções ecossistêmicas, as quais são
1379 caracterizadas pela interação e fluxo de energia entre os componentes bióticos e
1380 abióticos (Thomaz *et al.*, 2020). A diminuição da produtividade e o posterior
1381 abandono da área caracterizam a atividade como uma das responsáveis pela expansão
1382 das florestas secundárias na Amazônia (Bruun *et al.*, 2020).

1383 Até meados de 2017, as florestas secundárias compreendiam uma área de
1384 aproximadamente 130.000 km² da Amazônia brasileira e embora a conversão desses
1385 ecossistemas acarrete prejuízos para a diversidade biológica, sua manutenção
1386 desempenha um importante papel frente à grave crise climática global, pois
1387 apresentam o potencial de assimilar $6,75 \pm 1,00$ milhões de Mg C ano⁻¹ (Smith *et al.*,
1388 2020). Por outro lado, alterações nos padrões de disponibilidade hídrica podem
1389 resultar em grandes prejuízos para as propriedades físicas e químicas do solo (Rocha
1390 *et al.*, 2023), devido à interferência no fluxo de nutrientes via serapilheira (Queiroz *et*
1391 *al.*, 2019; Linger *et al.*, 2020) e aos déficits de nutrientes do solo por meio de
1392 processos erosivos e lixiviadores (Thomaz *et al.*, 2020; Fachin *et al.*, 2021).

1393 Nesse contexto, a avaliação de indicadores edáficos é uma importante
1394 ferramenta de monitoramento em florestas secundárias, ainda que muitas vezes seja
1395 negligenciado em planos de monitoramento de florestas secundárias. Quando
1396 realizado, esse procedimento geralmente envolve predominantemente indicadores
1397 estruturais e composicionais da vegetação, sem levar em consideração atributos
1398 voltados à estabilidade e provisão de serviços ecossistêmicos, como variáveis as
1399 edáficas (ciclagem de nutrientes, fertilidade, respiração e dinâmica do carbono). A
1400 importância desse último grupo de indicadores, vinculados ao funcionamento do
1401 ecossistema, deve-se especialmente à rápida capacidade de refletir características e
1402 alterações pedogenéticas oriundas do uso do solo (Rocha *et al.*, 2023).

1403 Na Amazônia brasileira, um projeto denominado Manipulação de Água e
1404 Nutrientes em Floresta Secundária na Amazônia Oriental (MANFLORA) interferiu,
1405 por um período de oito anos (1999 – 2007), na disponibilidade de recursos (água e
1406 nutrientes) em uma floresta secundária (Vasconcelos *et al.*, 2007, 2008, 2012). No
1407 ecossistema, alterado por múltiplos ciclos de mandioca (*Manihot esculenta* Cranz.),
1408 milho (*Zea mays* L.) e feijão-caupi (*Vigna unguiculata* L. Walp.), a provisão de água
1409 ao ecossistema proporcionou aumento da biomassa radicular (Lima *et al.*, 2010) e da

1410 produtividade primária líquida acima do solo (Vasconcelos *et al.*, 2012). Todavia,
1411 avaliar como a disponibilidade de recursos interfere nas respostas funcionais do
1412 ecossistema em longo prazo é essencial para compreender a dinâmica de nutrientes
1413 dos ecossistemas tropicais, especialmente considerando o contexto de mudanças
1414 climáticas e fenômenos climáticos extremos com o El Niño.

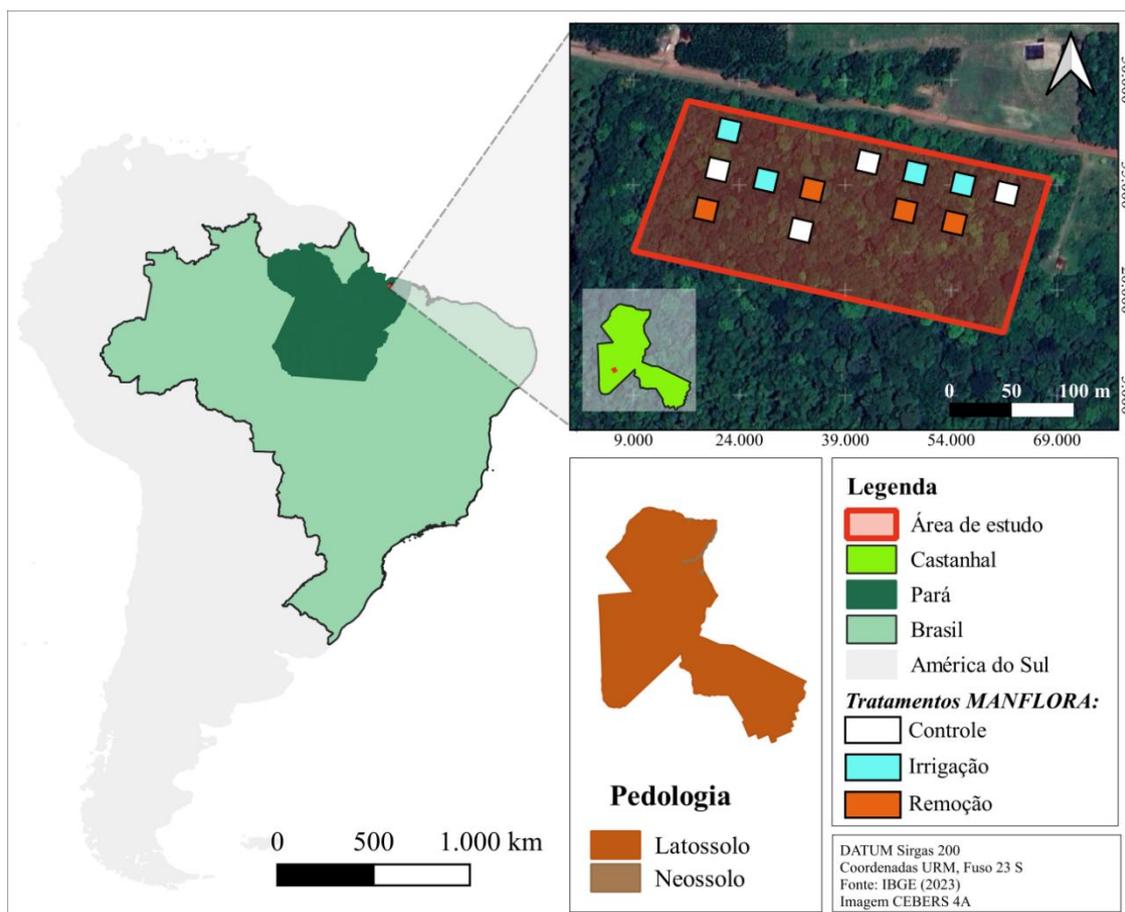
1415 Para este estudo, partiu-se da seguinte questão científica: o manejo de recursos
1416 pode alterar a dinâmica de nutrientes nas florestas secundárias tropicais a longo prazo?
1417 Para essa pergunta, hipotetizou-se: o suprimento de água aumenta a disponibilidade
1418 de nutrientes para as plantas em longo prazo, visto que a dinâmica nutricional é uma
1419 variável sensível à disponibilidade hídrica. Com isso, o objetivo do estudo foi avaliar
1420 os atributos edáficos do solo e da serapilheira de uma floresta secundária na
1421 Amazônia brasileira.

1422

1423 **2. Material e métodos**

1424 **2.1. Área de estudo**

1425 O estudo foi desenvolvido na área experimental do projeto MANFLORA,
1426 localizadas no município de Castanhal, Pará, Amazônia oriental (01°19'16"S,
1427 47°57'50"W) (Figura 1). O relevo da região é levemente ondulado e os solos são
1428 predominantemente Latossolos Amarelos (Yellows Ferrassols) de baixa fertilidade
1429 natural (Tenório *et al.*, 1999; IUSS Working Group WRB 2015). A vegetação original
1430 da região é caracterizada como Tropical e Subtropical Moist Broadleaf Forest (Olson
1431 *et al.*, 2001). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da área de estudo é
1432 do tipo Af3, com precipitação pluviométrica média anual de 2.000 a 2.500 mm
1433 (Alvares *et al.*, 2013), sendo o período mais chuvoso de dezembro a maio e menos
1434 chuvoso de junho a novembro (Martorano *et al.*, 1993; Rangel-Vasconcelos *et al.*,
1435 2005).



1436

1437 **Figura 1.** Fragmento de floresta tropical sucessional de 36 anos alterado pela
 1438 agricultura itinerante, localizado no município de Castanhal – Pará, Amazônia oriental.

1439

1440 2.2. Histórico da área e do projeto MANFLORA

1441 O projeto MANFLORA iniciou em 1999, aos 12 anos de uma floresta
 1442 regenerada naturalmente, e apresentou dois tratamentos, o de remoção quinzenal de
 1443 serapilheira (REM) e o de Irrigação (IRR), este último caracterizado com o
 1444 suprimento de 5 mm dia^{-1} de água durante 30 minutos ao longo dos períodos mais
 1445 quentes do local, ou seja, de agosto a janeiro. Além desses dois, havia o tratamento
 1446 controle (CTL), sem interferência na serapilheira, considerando tratamento de
 1447 referência. Para cada um dos tratamentos (CTL, IRR e REM), quatro parcelas
 1448 permanentes de 400 m^2 (20 m x 20 m) foram instaladas de maneira aleatória,
 1449 totalizando 12 parcelas experimentais (Figura 1), as quais foram monitoradas até o
 1450 ano de 2007. Desse modo, a presente pesquisa ocorreu 16 anos após o encerramento
 1451 do MANFLORA, por meio da avaliação do fluxo e estoque de nutrientes da
 1452 serapilheira, e fertilidade do solo.

1453 2.3. Coleta de dados

1454 2.3.1. Fluxo e estoque de serapilheira e nutrientes

1455 Em cada parcela foram instalados três coletores suspensos de 1 m² e 0,10 m de
 1456 altura para monitorar mensalmente o fluxo da serapilheira e nutrientes de janeiro a
 1457 dezembro de 2021. No caso do estoque de serapilheira no solo, as coletas foram
 1458 realizadas no mesmo ano, com um coletor metálico vazado de dimensões de 0,5 m x 0,
 1459 5 m (0,25 m²), nos períodos mais e menos chuvosos, de acordo com as normais
 1460 climatológicas do município (INMET 2022). Tanto para fluxo quanto para estoque,
 1461 utilizaram-se apenas as folhas para a avaliação dos nutrientes, já que esta fração
 1462 corresponde a mais de 60% da serapilheira (Zhang *et al.*, 2014). As amostras foram
 1463 secas em estufa de circulação de ar a 65° C por 48h, pesadas em balança analítica de
 1464 precisão (0,01 g), e moídas em moinho do tipo Wiley para avaliação dos nutrientes N,
 1465 P, K, Ca e Mg. O teor de N foi determinado pelo método de Kjeldahl e o P por meio
 1466 de Espectrômetro UV-VIS. Para K, utilizou-se a espectrometria de chama de emissão.
 1467 O Ca e Mg foram determinados por espectrometria de absorção atômica. Para cada
 1468 nutriente, calculou-se a eficiência de uso de nutrientes (EUN), que corresponde à
 1469 razão entre as quantidades de biomassa e de nutrientes, ambos em kg (Gerloff and
 1470 Gabelman 1983; Vitousek 1984). Além disso, a taxa de retranslocação de nutrientes
 1471 das folhas recém-caídas (fluxo) para folhas senescentes (estoque) foi calculada (Eq. 1),
 1472 seguindo as adaptações propostas por Ralhan and Singh (1987).

$$1473 \quad \text{Ret}_i(\%) = \frac{C_{\text{fluxo}} - C_{\text{estoque}}}{C_{\text{fluxo}}} * 100 \quad \text{Eq. 1}$$

1474 Onde: Ret_i (%) = Taxa de retranslocação do nutriente; C_{fluxo} = Conteúdo do nutriente i
 1475 no fluxo (kg ha⁻¹); C_{estoque} = Conteúdo do nutriente i no estoque de serapilheira (kg ha⁻¹).
 1476 1).

1477

1478 2.3.2. Atributos químicos do solo

1479 No interior de cada parcela coletou-se uma amostra indeformada e uma
 1480 amostra deformada de solo nas profundidades de 0 - 10, 10 - 20 e 20 - 30 cm. As
 1481 amostras indeformadas de solo foram obtidas com anéis volumétricos de 100 cm³ para
 1482 avaliação da densidade do solo (Ds), conforme descritos por Dane & Topp (2002).
 1483 Cada amostra deformada foi resultado da homogeneização de três amostras simples

1484 coletadas com auxílio de um trado holandês. Por meio das amostras deformadas
1485 realizou-se a caracterização química do solo (N, matéria orgânica, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, P, K, Ca,
1486 Mg e Al). Com os parâmetros obtidos, calculou-se: soma de bases (SB); capacidade
1487 de troca de cátions a pH ($\text{CTC}_{\text{pH}7}$); saturação por bases (V) e saturação por alumínio
1488 (m).

1489

1490 2.3.3. *Características estruturais da vegetação*

1491 Em uma subparcela de 10 m x 10 m implantada no interior de cada parcela
1492 experimental, realizamos o inventário florístico de todos os indivíduos arbóreos e
1493 arbustivos com DAP (Diâmetro a Altura do Peito, mensurada a 1,30 m da superfície
1494 do solo) $\geq 4,77$ cm, onde coletamos o DAP, estimamos a altura total (Ht) e
1495 calculamos a densidade de indivíduos (ind ha^{-1}) para cada tratamento.

1496

1497 2.4. **Análise de dados**

1498 Para o teste de hipótese, utilizou-se um nível de 5% de probabilidade de erro,
1499 onde inicialmente todas as variáveis foram submetidas a testes de normalidade e
1500 homocedasticidade de variância, por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Levene,
1501 respectivamente. Atendidos aos pressupostos, para os dados de química do solo,
1502 estoque de nutrientes, EUN e Ret_i , prosseguiu-se com a ANOVA One-Way (fator:
1503 tratamento) e após diferenças significativas, as médias dos tratamentos foram
1504 comparadas por meio do teste de Tukey. Para o fluxo de nutrientes, além do
1505 pressuposto de normalidade, testou-se a esfericidade de Mauchly e em seguida,
1506 utilizou-se a ANOVA Two-Way com medidas repetidas no tempo (fatores: meses e
1507 tratamentos, $p < 0,05$). Quando se observou diferença significativa, as médias foram
1508 comparadas por meio do teste de Post-Hoc com correção de Bonferroni ($p < 0,05$).
1509 Após o teste de normalidade, utilizou-se Pearson para a correlação entre os dados de
1510 EUN e elementos do clima do ano avaliado (precipitação pluviométrica, temperatura
1511 média do ar e umidade relativa do ar), obtidos a partir da estação meteorológica do
1512 Instituto Nacional de Meteorologia, localizada a 1,8 km da área de estudo. As
1513 variáveis florísticas foram correlacionadas com os atributos químicos do solo por uma
1514 análise de componentes principais (PCA).

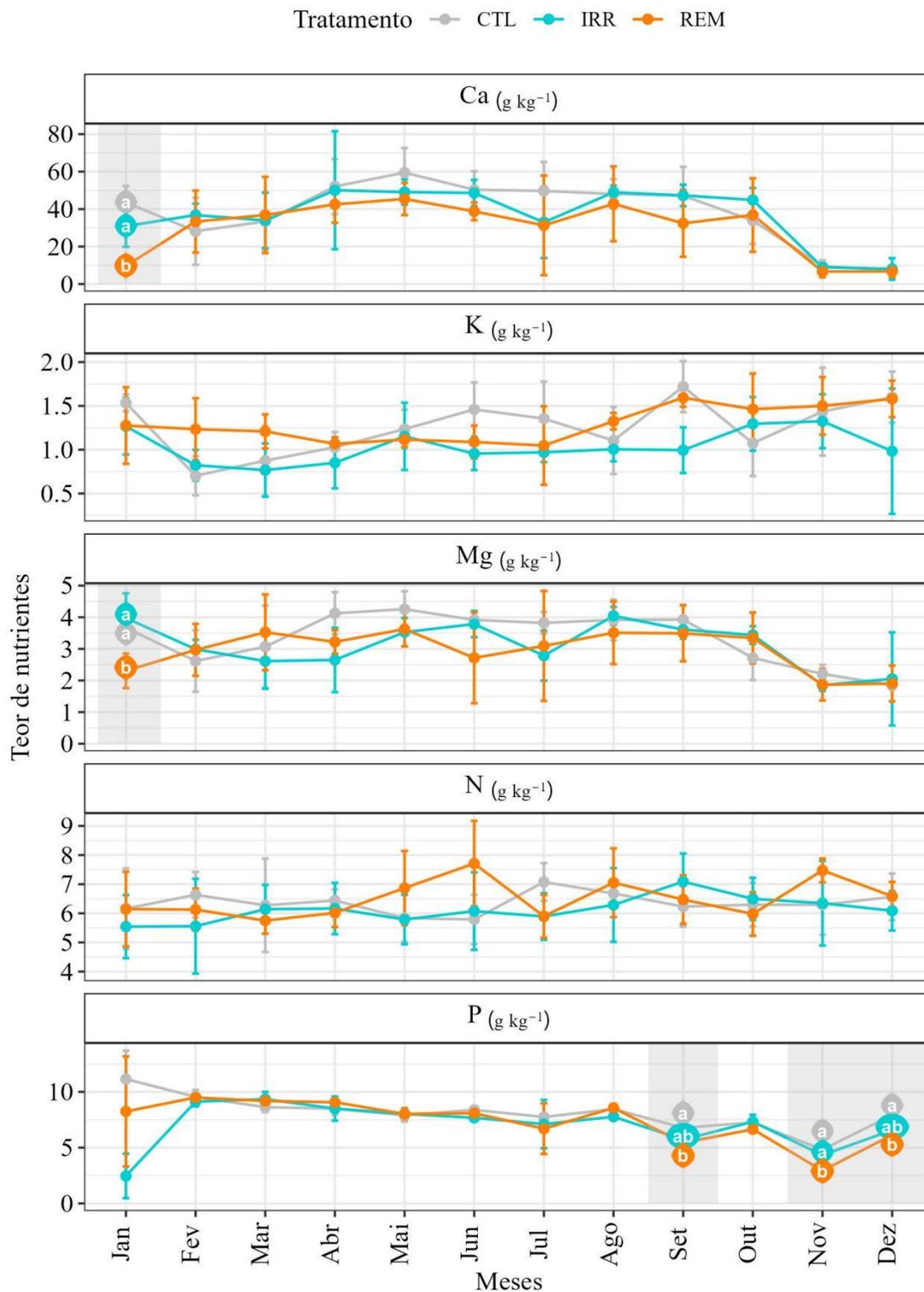
1515

1516 3. Resultados

1517 3.1. Mudanças sazonais dos nutrientes foliares

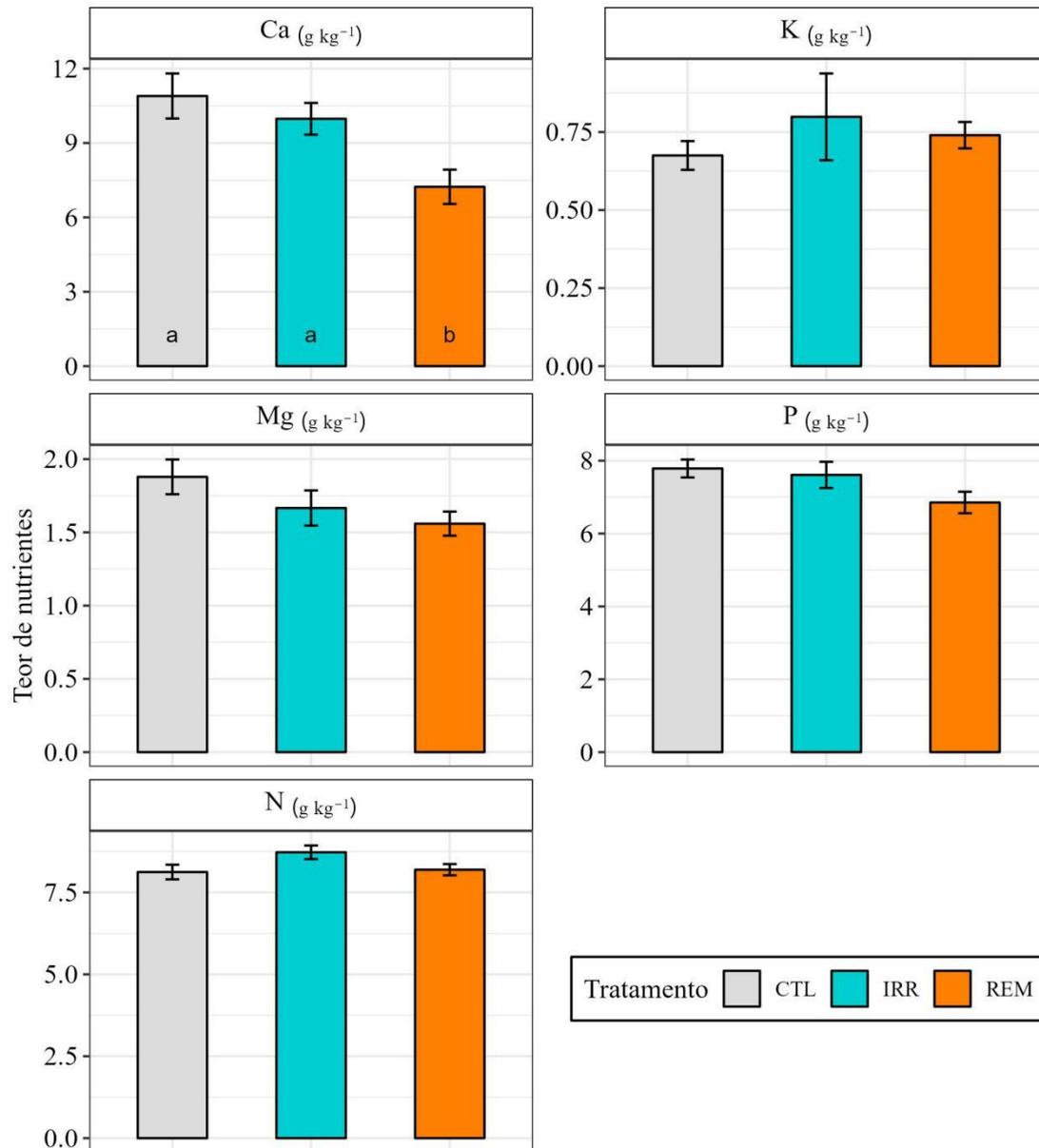
1518 Os tratamentos não apresentaram efeitos residuais para o Ca e o Mg no mês de
1519 janeiro, onde para ambos os nutrientes o menor teor foi em REM, e semelhante entre
1520 IRR e CTL (Figura 2). Além disso, verificou-se que nos meses de setembro e
1521 dezembro, o fluxo de P do REM foi menor do que o CTL, porém não diferiu da IRR,
1522 enquanto que em novembro CTL e IRR apresentarem maiores teores do nutriente do
1523 que REM. No estoque de nutrientes da serapilheira, apenas para o Ca constatou-se
1524 diferença entre CTL, IRR e REM, sendo que REM apresentou menor teor, quando
1525 comparado aos demais ($F_{[2;21]} = 6,359$; $p < 0,05$, Figura 3).

1526



1527

1528 **Figura 2.** Média \pm SE do fluxo mensal de Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K),
 1529 Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) foliar em um fragmento de floresta tropical sucessional
 1530 na Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de nutrientes. CTL = controle;
 1531 IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes.



1532

1533 **Figura 3.** Média \pm SE do estoque de Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio
 1534 (Ca) e Magnésio (Mg) foliar em um fragmento de floresta tropical sucessional na
 1535 Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de nutrientes. CTL = controle;
 1536 IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes.

1537

1538 Foram constatadas diferenças estatísticas na EUN para Ca e Mg, sendo que
 1539 REM apresentou os maiores valores quando comparados ao CTL ($F_{[2;141]} = 3,62$; $p <$
 1540 $0,01$, Tabela 1), porém as Ret destes nutrientes foram semelhantes entre os
 1541 tratamentos (Tabela 1). REM apresentou a menor Ret de N, enquanto que IRR

1542 apresentou maior para P e K quando comparado ao CTL ($F_{[2;141]} = 7,423$; $p < 0,001$
 1543 para P e K, respectivamente). As Ret dos nutrientes K, Ca e Mg foram negativas,
 1544 indicando maior eficiência na retranslocação destes nutrientes.

1545

1546 **Tabela 1.** Eficiência de uso e taxas de retranslocação (Ret) de nutrientes foliares em
 1547 um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo de
 1548 água e remoção de nutrientes. CRL = Controle; IRR = Irrigação, REM = Remoção de
 1549 nutrientes.

	CTL		IRR		REM	
	EUN (kg kg ⁻¹)					
Nutrientes	N	291,39 ± 84,62ns	311,60 ± 86,16ns	313,28 ± 64,71ns		
	P	237,46 ± 89,39ns	305,55 ± 150,00ns	318,65 ± 196,92ns		
	K	1620,18 ± 463,25ns	2010,96 ± 572,77ns	1656,61 ± 553,52ns		
	Ca	72,50 ± 61,83 b	86,11 ± 77,61 b	142,94 ± 147,85 a		
	Mg	582,25 ± 128,71 b	693,28 ± 251,22 ab	831,18 ± 347,00 a		
		Ret (%)				
N	18,19 ± 4,63 a	18,96 ± 5,86 a	9,04 ± 3,25 b			
P	0,40 ± 18,65 b	20,39 ± 24,39 a	12,03 ± 23,24 ab			
K	-83,88 ± 45,84 b	-36,99 ± 29,72 a	-77,59 ± 27,49 b			
Ca	-255,38 ± 153,01ns	-267,13 ± 149,13ns	-318,45 ± 203,75ns			
Mg	-78,70 ± 43,41ns	-85,51 ± 48,43ns	-86,01 ± 43,31ns			

1550

1551 Evidenciou-se que apenas o K não teve sua Eficiência de Uso (EU)
 1552 correlacionada significativamente com os elementos do clima. A precipitação foi
 1553 correlacionada negativamente com a EU de Ca e Mg, sendo que para os tratamentos a
 1554 correlação não foi significativa. A temperatura correlacionou-se positivamente com
 1555 EU de N e P, onde em IRR a correlação foi significativa com a EU de P. A umidade
 1556 teve correlação positiva para EU de P (Figura 4).



1557

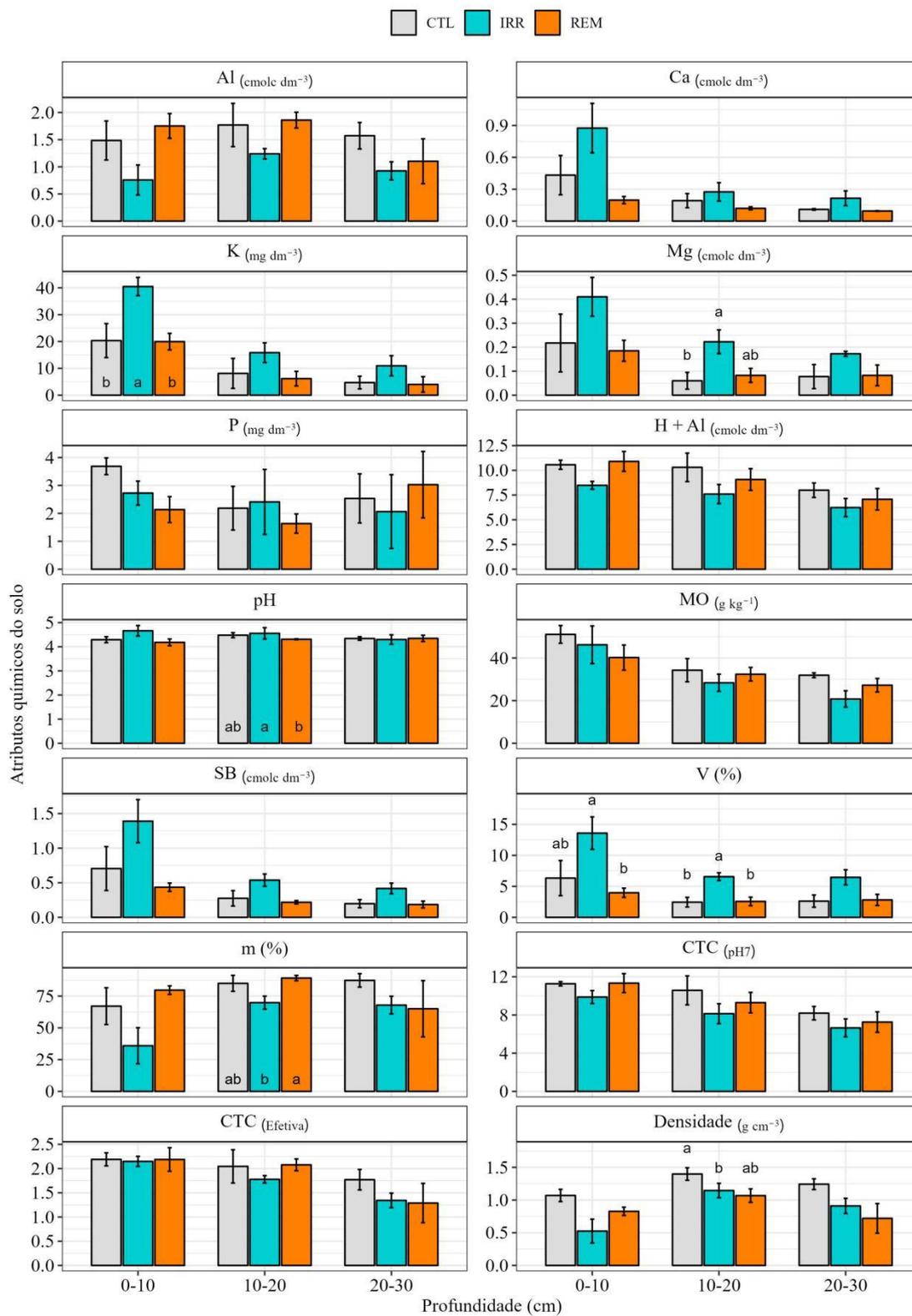
1558 **Figura 4.** Matriz de dispersão, distribuição da frequência dos dados e coeficientes de
 1559 correlação entre a Eficiência de Uso de Nutrientes (EUN) e elementos do clima
 1560 (precipitação, temperatura média do ar e umidade relativa do ar) em um fragmento de
 1561 floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo de água e remoção de
 1562 nutrientes. Corr = coeficiente de correlação; CTL = controle; IRR = irrigação; REM =
 1563 remoção de nutrientes, Prec. = precipitação, Temp. = temperatura atmosférica e Umi.
 1564 = umidade relativa do ar.

1565

1566 3.2. Atributos edáficos

1567 O tratamento IRR apresentou maior teor de K ($40,47 \pm 6,8 \text{ mg dm}^{-3}$) na
 1568 profundidade 0 - 10 cm em relação aos demais tratamentos, assim como o teor de Mg
 1569 na profundidade 10 - 20 cm ($F_{[2;9]} = 1,93$; $p = 0,03$, Figura 5), sendo que para este
 1570 último elemento as médias entre IRR e REM não diferiram. Os valores médios de
 1571 $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ do IRR ($4,66 \pm 0,43$) foram superiores às do REM ($4,18 \pm 0,28$) na
 1572 profundidade de 10 a 20 cm. A V maior para o mesmo tratamento nas duas primeiras

1573 profundidades, e para m e a Ds os valores médios do REM não diferiu de CTL na
 1574 profundidade 10 – 20 cm. profundidades, e para m e a Ds os valores médios do
 1575 tratamento REM não diferiu de CTL na profundidade 10 – 20 cm.

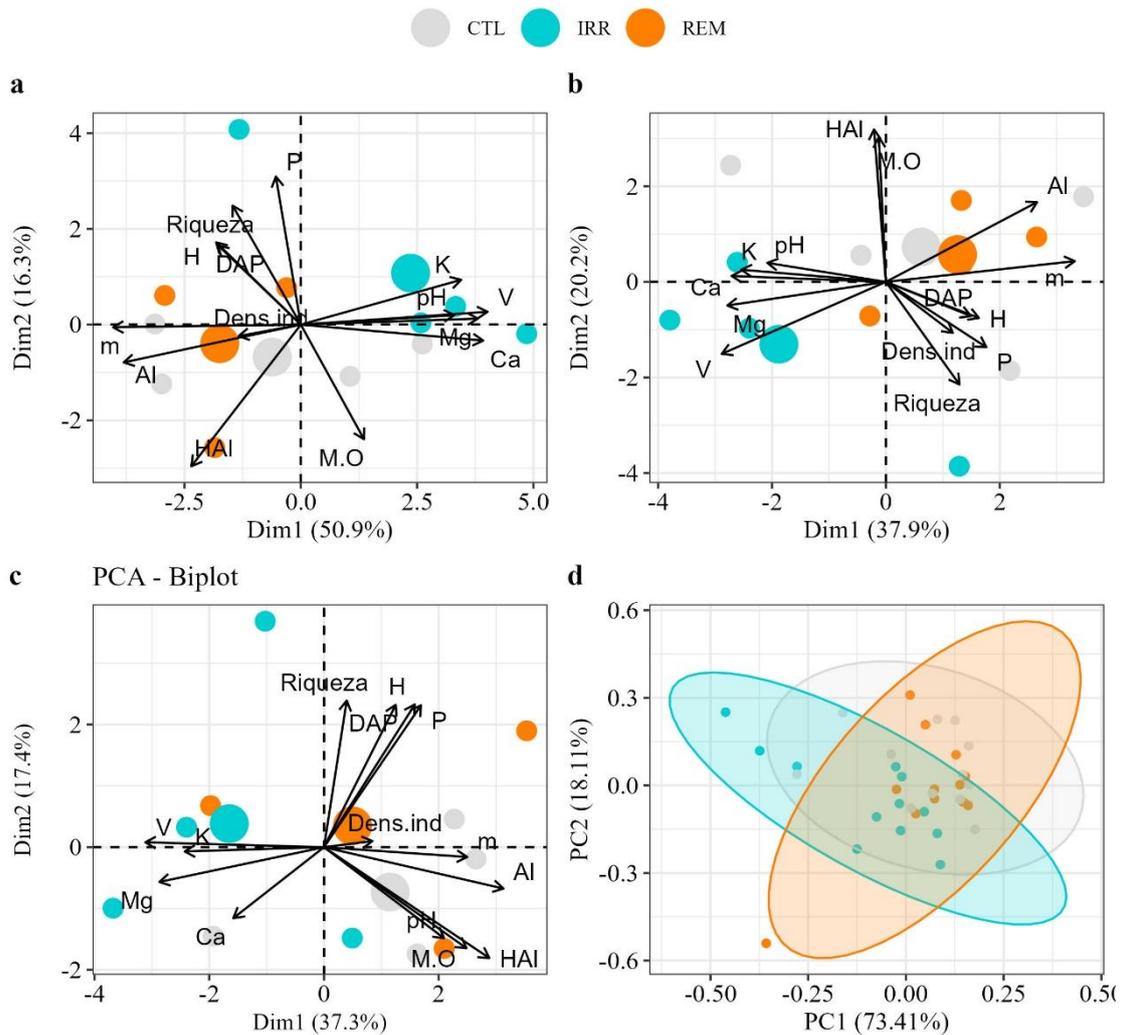


1576

1577 **Figura 5.** Média \pm SD dos atributos químicos do solo (a - m) e densidade do solo (n)
1578 de um fragmento de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, após manejo
1579 de água e remoção de nutrientes. CTL = controle; IRR = irrigação; REM = remoção
1580 de nutrientes; MO = matéria orgânica; CO = carbono orgânico.

1581

1582 Os dois primeiros componentes principais foram responsáveis por 67,2%,
1583 58,1% e 54,7% da variância total dos dados relacionados aos atributos químicos do
1584 solo e variáveis florísticas para as profundidades 0 - 10 cm (Figura 6a), 10 - 20 cm
1585 (Figura 6b) e 20 - 30 cm (Figura 6c), respectivamente. Para todas as profundidades
1586 avaliadas, a densidade de indivíduos (ind. ha⁻¹) apresentou baixa correlação com as
1587 demais variáveis e, por conseguinte, baixo percentual de contribuição para a PCA
1588 (1,52%, 2,17% e 1,03% para as profundidades 0 – 10 cm, 10 – 20 cm e 20 – 30 cm,
1589 respectivamente) (Figura 6). A PCA nos mostrou uma tendência de maiores valores
1590 médios do tratamento IRR para o pH, Ca, K e Mg, porém plantas com menores
1591 dimensões estruturais (DAP e Ht). Além disso, CTL e REM tenderam a maior H+Al,
1592 Al, m e P, ao mesmo tempo que podem apresentar plantas maiores. No entanto,
1593 quando considerado apenas os atributos químicos do solo, observou-se similaridade
1594 entre os tratamentos, com 91,52% de explicação (Figura 6d).



1595

1596 **Figura 6.** Componentes principais dos atributos químicos do solo e variáveis
 1597 estruturais das plantas (riqueza de espécies, diâmetro a 1,30 m do solo - DAP, altura -
 1598 H e densidade de indivíduos) nas profundidades de 0 - 10 cm (a), 10 - 20 cm (b) e 20 -
 1599 30 cm (c), e análise de agrupamentos para os tratamentos utilizados em um fragmento
 1600 de floresta tropical sucessional na Amazônia oriental, considerando apenas atributos
 1601 químicos do solo (d). CTL = controle, IRR = irrigação; REM = remoção de nutrientes.

1602

1603 4. Discussão

1604 Mudanças no uso da terra são responsáveis por alterações nos ciclos
 1605 biogeoquímicos (Gibson *et al.*, 2011) e por modificações no padrão de deposição e
 1606 decomposição da serapilheira, interferindo diretamente na ciclagem de nutrientes em
 1607 florestas tropicais (Zhu *et al.*, 2022). Por isso, questionou-se se após 16 anos do
 1608 manejo recursos os efeitos ainda seriam perceptíveis para a dinâmica de nutrientes da

1609 serapilheira e solo, com a hipótese inicial que diferenças seriam evidentes e que o
1610 suprimento de água resultaria em melhorias significativas atualmente. A hipótese
1611 inicial foi corroborada ($p < 0,05$), respondendo à questão de estudo e evidenciando
1612 que a redução na disponibilidade de nutrientes para o solo repercute negativamente no
1613 ecossistema por mais de uma década, reduzindo os teores de Ca, K, Mg e P seja no
1614 fluxo ou no estoque de serapilheira. Além disso, observou-se que o suprimento de
1615 água a longo prazo promoveu melhorias no sistema solo-planta, como o aumento a
1616 taxa de retranslocação de P e K, maiores teores de K e Mg, menor V e menor Ds.

1617

1618 **4.1. A remoção de serapilheira limitou o fluxo de Ca, Mg e P e aumentou acidez** 1619 **do solo**

1620 Naturalmente, alterações nos padrões climáticos podem limitar a
1621 disponibilidade de nutrientes, uma vez que estão relacionadas às mudanças no
1622 calendário fenológico das espécies florestais (Grogan & Schulze 2012; Davis *et al.*,
1623 2022), à redução nas taxas de decomposição da serapilheira (Liu *et al.*, 2022), às taxas
1624 de precipitação e à entrada de nutrientes em uma bacia hidrográfica (Chang *et al.*,
1625 2017). Evidenciou-se que os nutrientes Ca, Mg e P, os quais estão associados à
1626 produtividade de florestas tropicais (Wright *et al.*, 2011; Baribault *et al.*, 2012),
1627 tiveram sua disponibilidade limitada mesmo após 16 anos da remoção de nutrientes.
1628 Acredita-se que a interrupção de nutrientes no REM tenha interferido no ciclo
1629 biogeoquímico destes nutrientes, especialmente do Ca, que é um elemento estrutural
1630 na planta, com baixa mobilidade na matriz bioquímica e por isso pode ter tido sua
1631 disponibilidade limitada a longo prazo em função da redução de entrada no sistema
1632 solo-planta via serapilheira (Taiz *et al.*, 2017). Um dos prejuízos do déficit de Ca é a
1633 diminuição das respostas a estresses abióticos, reduzindo a produção de antioxidantes
1634 e osmoprotetores (Shabbir *et al.*, 2022).

1635 O Mg desempenha importantes funções na ativação de enzimas relacionadas à
1636 fotossíntese e síntese de fosfato, portanto sua limitação também interfere no P, uma
1637 vez que um dos sintomas da deficiência de Mg são a senescência e a abscisão foliar
1638 prematura, como mecanismos de defesa das plantas. Durante a execução do
1639 MANFLORA, embora tenham sido reduzidos até cinco vezes os estoques de P acima
1640 do solo por meio da remoção de serapilheira (Vasconcelos *et al.*, 2008), não foram
1641 constatadas diferenças para o teor mensal de P quando comparado ao CTL (Pereira *et*
1642 *al.*, 2017). Todavia, a longo prazo identificamos que a remoção da serapilheira

1643 acarretou um déficit no fluxo de P nos períodos mais secos, provavelmente em virtude
1644 da capacidade de aclimatação à deficiência do elemento em espécies tropicais como
1645 estratégia para manter as taxas fotossintéticas, resultando em eficiente alocação do
1646 nutriente nas folhas antes da abscisão (Mo *et al.*, 2019).

1647 A retranslocação de Mg e P antes da abscisão foliar caracteriza-se como uma
1648 estratégia das plantas sob ambientes com limitação de nutrientes para reduzir em até
1649 85% as perdas dos nutrientes absorvidos (Malavolta 2006). Essa hipótese pode ser
1650 válida pois embora houvesse diferença no fluxo mensal do nutriente, não se observou
1651 diferença para o estoque de nutriente na serapilheira e no solo neste estudo. Observou-
1652 se também que os efeitos da remoção da serapilheira, em detrimento da irrigação
1653 periódica, repercutiram negativamente na acidez do solo, provavelmente porque
1654 menores quantidade de Ca e P no perfil do solo resultam em maior pH, além de
1655 intensificar a competição por Mg (White 2009). Solos da região amazônica são
1656 naturalmente ácidos ($\text{pH} \leq 5$) e por meio de nossos resultados, constatamos que
1657 déficits na disponibilidade de nutrientes intensificam esta acidez a longo prazo. Esses
1658 resultados são preocupantes, tendo em vista o papel mitigador das florestas
1659 secundárias frente ao contexto de mudanças climáticas, pois solos mais ácidos
1660 retardam o retorno de nutrientes para o solo e limitam o desenvolvimento de espécies
1661 florestais ou levam à mortalidade das plantas jovens (Smith *et al.*, 2016; Bach *et al.*,
1662 2020; Oliveira *et al.*, 2022).

1663

1664 **4.2. A provisão de água melhorou características edáficas**

1665 Por meio da irrigação periódica, o MANFLORA adicionou entre 630 e 790
1666 mm de água em cada estação irrigada, representando um aumento de até 200% da
1667 entrada de água na estação seca e até 34% da precipitação anual da região, porém não
1668 influenciou o fluxo de Ca (Vasconcelos *et al.*, 2008). De maneira geral, o aumento das
1669 chuvas reduz a taxa de decomposição de P orgânico do solo, podendo agravar
1670 sintomas de deficiências e prejudicar o crescimento de plantas nos trópicos (Sun *et al.*,
1671 2020). Sun *et al.*, (2020) observaram uma relação direta entre o suprimento de água e
1672 as concentrações de Ca e Mg, indicando que a maior disponibilidade hídrica
1673 proporciona aumento na dissolução dos carbonatos de ambos os elementos, embora
1674 em nosso estudo os efeitos não tenham sido perceptíveis.

1675 Verificou-se que até os dias atuais o suprimento hídrico favorece a
1676 retranslocação e o teor de K no solo, o qual atua diretamente em atividades celulares e

1677 fisiológicas, podendo também ser facilmente lixiviado do solo após a diminuição de
1678 sua absorção pelas plantas (Tripler *et al.*, 2006). O K é um elemento de alta
1679 mobilidade, com elevada eficiência de absorção rizosférica, indicando correlação
1680 positiva com a disponibilidade hídrica. A perda de K por lixiviação pode chegar a 220
1681 kg ha⁻¹ ano⁻¹, porém as entradas ao solo podem ser facilmente compensadas pela
1682 irrigação, tendo em vista a lixiviação do nutriente acumulado nos resíduos vegetais,
1683 disponibilizando K lábil para a rizosfera (White 2009). De maneira similar, a irrigação
1684 reduz o tempo entre a queda e a mineralização dos nutrientes da serapilheira,
1685 especialmente o K, apontando maior liberação do nutriente para o solo (Yavitt *et al.*,
1686 2004).

1687 Na mesma área do nosso estudo, Lima *et al.*, (2010) constataram maior
1688 biomassa radicular nas parcelas irrigadas, pois o suprimento de água tem relação
1689 direta com esta variável (Raza *et al.*, 2023), favorecendo a absorção de K (Waring *et al.*,
1690 2015) e justificando a maior quantidade de K no solo do IRR. Plantas nutridas
1691 com quantidade adequada de K tendem a uma maior resistência ao estresse hídrico
1692 (Kerbaui 2004), por isso, sabendo que este é um elemento limitante correlacionado
1693 positivamente com o crescimento de espécies arbóreas em áreas de cultivo itinerante
1694 (Baul *et al.*, 2023), pode-se inferir que a redução no regime de chuvas pode acarretar
1695 intensos prejuízos para a manutenção de florestas secundárias alteradas na Amazônia.

1696

1697 **4.3. A sazonalidade influencia fortemente a eficiência de uso de nutrientes**

1698 Os resultados deste estudo corroboraram as afirmativas sobre a estreita relação
1699 entre os elementos do clima e a EUN, visto que tais elementos podem acarretar
1700 respostas diretas ou indiretas na planta (Vitousek 1984; Baligar *et al.*, 2001; Reichert
1701 *et al.*, 2022; Scalon *et al.*, 2022). Mostrou-se que a EUN de Ca e Mg podem ser
1702 prejudicadas com o aumento da precipitação pluviométrica, enquanto o aumento da
1703 temperatura proporciona maior EUN para N e P, reforçando alertas globais sobre os
1704 impactos das mudanças climáticas. A precipitação pluviométrica está associada à
1705 regulação hídrica do solo, à dinâmica de raízes (Cordeiro *et al.*, 2020) e à
1706 decomposição da serapilheira, pois intensifica a atividade microbológica do solo (Ma
1707 *et al.*, 2023). O aumento na temperatura resulta na produção de hormônios
1708 relacionados à abscisão foliar e abertura estomática, demandando maior
1709 retranslocação e absorção de nutrientes (Raza *et al.*, 2023). Isso ocorre
1710 principalmente em florestas secundárias, pois espécies com madeira de baixa

1711 densidade tendem a apresentar elevadas taxas de renovação foliar e por isso, requerem
1712 maiores quantidades de nutrientes para a construção de tecidos foliares e estruturais
1713 (Oelmann *et al.*, 2010; Baribault *et al.*, 2012). Além disso, a temperatura regula as
1714 taxas de liberação de nutrientes nas reservas orgânicas e inorgânicas do solo (Baligar
1715 *et al.*, 2001).

1716

1717 **4.4. A agricultura itinerante acarreta impactos para o solo mesmo após 34 anos** 1718 **de pousio**

1719 As baixas concentrações de nutrientes do solo foram compatíveis com outras
1720 áreas alteradas pelo cultivo agrícola itinerante na Amazônia (Rousseau *et al.*, 2022).
1721 Esses resultados estão associados aos efeitos das queimadas repetidas na área de
1722 estudo, visto que o fogo ocasiona a rápida volatilização de nutrientes e reduz,
1723 progressivamente, o estoque destes no solo (Comte *et al.*, 2012). Estima-se que as
1724 exportações de nutrientes pelas culturas ou via lixiviação é cerca de 5 a 25 Mg ha⁻¹
1725 (White 2009). Reforça-se que os impactos negativos da queima podem ser
1726 constatados mesmo após três décadas de sucessão ecológica, principalmente em áreas
1727 com múltiplos ciclos de cultivo, como na presente área de estudo. Os efeitos
1728 duradouros das alterações antrópicas estão relacionados às interferências nos
1729 processos ecossistêmicos, uma vez que o cultivo itinerante aumenta a acidez do solo
1730 (Rousseau *et al.*, 2022) e o desbaste reduz a relação C:N do solo, aumentando a
1731 respiração microbiana, prejudicando o desenvolvimento da regeneração natural e a
1732 qualidade edáfica (Zhang *et al.*, 2018). Sendo assim, embora a restauração passiva
1733 minimize os déficits nutricionais, os solos alterados serão substancialmente diferentes
1734 dos originais, com menores capacidade de suporte e provisão de serviços
1735 ecossistêmicos (Veldkamp *et al.*, 2020). As médias encontradas para o fluxo de N
1736 foram inferiores às encontradas para uma floresta de 20 anos alterada pela agricultura
1737 itinerante em uma região próxima à área de estudo (Hayashi *et al.*, 2012). Este
1738 resultado demonstra que, mesmo após 34 anos de regeneração, as quantidades de N
1739 não foram totalmente recuperadas, provavelmente devido às suas elevadas perdas
1740 causadas pela volatilização após numerosos ciclos de queima, o que pode reduzir o
1741 teor de N no solo em até 62% (Davidson e Martinelli 2009).

1742

1743 **5. Conclusão**

1744 A disponibilidade de recursos persiste por mais de uma década, apontando uma
 1745 redução duradoura na disponibilidade de nutrientes, como Ca, K, Mg e P, tanto no
 1746 fluxo quanto no estoque de serapilheira. A remoção de serapilheira limitou a
 1747 disponibilidade desses nutrientes, afetando negativamente o ecossistema e
 1748 intensificando a acidez do solo. A irrigação a longo prazo promoveu melhorias, como
 1749 aumento na retranslocação de P e K, maiores teores de K e Mg, e menor acidez do
 1750 solo. A sazonalidade exerce forte influência na eficiência de uso de nutrientes,
 1751 indicando que as mudanças climáticas podem afetar diretamente a dinâmica de
 1752 nutrientes no solo. Destacou-se que o histórico do uso da terra é um fator-chave e
 1753 relevante a ser levado em consideração para subsidiar estratégias de manejo que
 1754 potencializem a recuperação da floresta, frente ao aquecimento global e os eventos
 1755 climáticos extremos.

1756

1757 **6. Referências**

- 1758 ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., DE MORAES GONÇALVES,
 1759 J. L. & SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil.
 1760 *Meteorologische Zeitschrift* 22:711–728.
- 1761 BACH, E. M., RAMIREZ, K. S., FRASER, T. D. & WALL, D. H. 2020. Soil
 1762 Biodiversity Integrates Solutions for a Sustainable Future. *Sustainability* 12:2662.
- 1763 BALIGAR, V. C., FAGERIA, N. K. & HE, Z. L. 2001. Nutrient use efficiency in
 1764 plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32:921–950.
- 1765 BARIBAULT, T. W., KOBE, R. K. & FINLEY, A. O. 2012. Tropical tree growth is
 1766 correlated with soil phosphorus, potassium, and calcium, though not for legumes.
 1767 *Ecological Monographs* 82:189–203.
- 1768 BAUL, T. K., CHOWDHURY, A. I., UDDIN, M. J., HASAN, M. K.,
 1769 KILPELÄINEN, A., NANDI, R., KARMAKAR, S. & AKHTER, J. 2023.
 1770 Effects of fragmentation and shifting cultivation on soil carbon and nutrients: A
 1771 case study in Sitapahar forest, Bangladesh. *Rhizosphere* 27:100756.
- 1772 BRUUN, T. B., RYAN, C. M., DE NEERGAARD, A. & BERRY, N. J. 2020. Soil
 1773 organic carbon stocks maintained despite intensification of shifting cultivation.
 1774 *Geoderma* 388:114804. Elsevier B.V.
- 1775 CHANG, C.-T., WANG, L.-J., HUANG, J.-C., LIU, C.-P., WANG, C.-P., LIN, N.-H.,
 1776 WANG, L. & LIN, T.-C. 2017. Precipitation controls on nutrient budgets in
 1777 subtropical and tropical forests and the implications under changing climate.
 1778 *Advances in Water Resources* 103:44–50.
- 1779 CHARLES, M., ZIV, G., BOHRER, G. & BAKSHI, B. R. 2020. Connecting air
 1780 quality regulating ecosystem services with beneficiaries through quantitative

- 1781 serviced analysis. *Ecosystem Services* 41:101057. Elsevier B.V.
- 1782 COMTE, I., DAVIDSON, R., LUCOTTE, M., DE CARVALHO, C. J. R., DE ASSIS
1783 OLIVEIRA, F., DA SILVA, B. P. & ROUSSEAU, G. X. 2012. Physicochemical
1784 properties of soils in the Brazilian Amazon following fire-free land preparation
1785 and slash-and-burn practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 156:108–
1786 115.
- 1787 CORDEIRO, A. L., NORBY, R. J., ANDERSEN, K. M.,
1788 VALVERDE-BARRANTES, O., FUCHSLUEGER, L., OBLITAS, E.,
1789 HARTLEY, I. P., IVERSEN, C. M., GONÇALVES, N. B., TAKESHI, B.,
1790 LAPOLA, D. M. & QUESADA, C. A. 2020. Fine-root dynamics vary with soil
1791 depth and precipitation in a low-nutrient tropical forest in the Central Amazonia.
1792 *Plant-Environment Interactions* 1:3–16.
- 1793 DANE, J. H. & TOPP, C. G. 2002. *Methods of Soil Analysis*. P. (J. H. Dane and G.
1794 Clarke Topp, Eds.). Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- 1795 DAVIDSON, E. A. & MARTINELLI, L. A. 2009. Nutrient limitations to secondary
1796 forest regrowth. Pp. 299–309 in Gash, J.; Keller, M.; Bustamante, M.; Dias, P. S.
1797 (ed.). *Amazonia and Global Change (1a)*. American Geophysical Union,
1798 Washington, USA.
- 1799 DAVIS, C. C., LYRA, G. M., PARK, D. S., ASPRINO, R., MARUYAMA, R.,
1800 TORQUATO, D., COOK, B. I. & ELLISON, A. M. 2022. New directions in
1801 tropical phenology. *Trends in Ecology & Evolution* 37:683–693.
- 1802 FACHIN, P. A., COSTA, Y. T. & THOMAZ, E. L. 2021. Evolution of the soil
1803 chemical properties in slash-and-burn agriculture along several years of fallow.
1804 *Science of the Total Environment* 764:142823. Elsevier B.V.
- 1805 FLORES, B. M., STAAL, A., JAKOVAC, C. C., HIROTA, M., HOLMGREN, M. &
1806 OLIVEIRA, R. S. 2020. Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical
1807 forests. *Plant and Soil* 450:11–25.
- 1808 GERLOFF, G. C. & GABELMAN, W. H. 1983. Genetic basis of inorganic plant
1809 nutrition. Pp. 453–480 in Auchli, A. L. & Bielecki, R. L. (eds.). *Encyclopaedia*
1810 *of Plant Physiology*. Springer Verlag, New York.
- 1811 GIBSON, L., LEE, T. M., KOH, L. P., BROOK, B. W., GARDNER, T. A.,
1812 BARLOW, J., PERES, C. A., BRADSHAW, C. J. A., LAURANCE, W. F.,
1813 LOVEJOY, T. E. & SODHI, N. S. 2011. Primary forests are irreplaceable for
1814 sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378–381.
- 1815 GROGAN, J. & SCHULZE, M. 2012. The Impact of Annual and Seasonal Rainfall
1816 Patterns on Growth and Phenology of Emergent Tree Species in Southeastern
1817 Amazonia, Brazil. *Biotropica* 44:331–340.
- 1818 GROOT, R. S., WILSON, M. A. & BOUMANS, R. M. . 2002. A typology for the
1819 classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and
1820 services. *Ecological Economics* 41:393–408.
- 1821 HAYASHI, S. N., GUIMARÃES, I. C. V., REIS, C. J. C. & DAVIDSON, E. 2012.
1822 Linking nitrogen and phosphorus dynamics in litter production and
1823 decomposition during secondary forest succession in the eastern Amazon

- 1824 Vinculação da dinâmica do nitrogênio e do fósforo na produção e decomposição
1825 de serapilheira durante a sucessão da flo. Boletim do Museu Paraense Emílio
1826 Goeldi. Ciências Naturais 7:283–295.
- 1827 INMET. 2022. Normais Climatológicas.
- 1828 IUSS WORKING GROUP WRB. 2015. World reference base for soil resources 2014.
1829 International soil classification system for naming soils and creating legends for
1830 soil maps. P. World Soil Resources Reports No. 106 (106th edition). Rome. 106
1831 pp.
- 1832 KERBAUY, G. B. 2004. Fisiologia vegetal. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 452
1833 pp.
- 1834 LIMA, T. T. S., MIRANDA, I. S. & VASCONCELOS, S. S. 2010. Effects of water
1835 and nutrient availability on fine root growth in eastern Amazonian forest
1836 regrowth, Brazil. *New Phytologist* 187:622–630.
- 1837 LINGER, E., HOGAN, J. A., CAO, M., ZHANG, W. F., YANG, X. F. & HU, Y. H.
1838 2020. Precipitation influences on the net primary productivity of a tropical
1839 seasonal rainforest in Southwest China: A 9-year case study. *Forest Ecology and
1840 Management* 467:118153. Elsevier.
- 1841 LIU, X., CHEN, S., LI, X., YANG, Z., XIONG, D., XU, C., WANEK, W. & YANG,
1842 Y. 2022. Soil warming delays leaf litter decomposition but exerts no effect on
1843 litter nutrient release in a subtropical natural forest over 450 days. *Geoderma*
1844 427:116139.
- 1845 MA, N., JI, Y., YUE, K., PENG, Y., LI, C., ZHANG, H., MA, Y., WU, Q. & LI, Y.
1846 2023. Effect of the seasonal precipitation regime on shrub litter decomposition in
1847 a subtropical forest. *Forest Ecology and Management* 548:121423.
- 1848 MALAVOLTA, E. 2006. Manual de nutrição mineral de plantas (1st edition). Editora
1849 Agronômica Ceres, São Paulo. 638 pp.
- 1850 MARTORANO, L. G., NECHET, D. & PEREIRA, L. C. 1993. Tipologia climática
1851 do Estado do Pará: adaptação do método de Köppen. *Boletim de Geografia
1852 Teorética* 23:45–46.
- 1853 MO, Q., LI, Z., SAYER, E. J., LAMBERS, H., LI, Y., ZOU, B., TANG, J., HESKEL,
1854 M., DING, Y. & WANG, F. 2019. Foliar phosphorus fractions reveal how
1855 tropical plants maintain photosynthetic rates despite low soil phosphorus
1856 availability. *Functional Ecology* 33:503–513.
- 1857 OELMANN, Y., POTVIN, C., MARK, T., WERTHER, L., TAPERON, S. &
1858 WILCKE, W. 2010. Tree mixture effects on aboveground nutrient pools of trees
1859 in an experimental plantation in Panama. *Plant and Soil* 326:199–212.
- 1860 OLIVEIRA, P. T. S., DE FARIA GODOI, R., COLMAN, C. B., MOTTA, J. S.,
1861 SONE, J. S. & ALMAGRO, A. 2022. Agricultural Land Degradation in Brazil.
1862 Pp. 97–127 *Impact of Agriculture on Soil Degradation*.
- 1863 PEREIRA, D. N., MARTINS, W. B. R., ANDRADE, V. M. S. & OLIVEIRA, F. A.
1864 2017. Influência da remoção de serapilheira no teor de fósforo e potássio na
1865 Amazônia Oriental. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal
1866 of Agricultural Sciences* 12:380–385.

- 1867 QUEIROZ, M. G., DA SILVA, T. G. F., ZOLNIER, S., DE SOUZA, C. A. A., DE
1868 SOUZA, L. S. B., NETO, S., DE ARAÚJO, G. G. L. & FERREIRA, W. P. M.
1869 2019. Seasonal patterns of deposition litterfall in a seasonal dry tropical forest.
1870 *Agricultural and Forest Meteorology* 279:107712. Elsevier.
- 1871 QUESADA, C. A., LLOYD, J., ANDERSON, L. O., FYLLAS, N. M., SCHWARZ,
1872 M. & CZIMCZIK, C. I. 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the
1873 RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8:1415–1440.
- 1874 RALHAN, P. K. & SINGH, S. P. 1987. Dynamics of Nutrients and Leaf Mass in
1875 Central Himalayan Forest Trees and Shrubs. *Ecology* 68:1974–1983.
- 1876 RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T., ZARIN, D. J., CARVALHO, C. J. R.,
1877 SANTOS, M. M. L. S., VASCONCELOS, S. S. & OLIVEIRA, F. A. 2005.
1878 Carbono, nitrogênio e atividade da biomassa microbiana de um solo sob
1879 vegetação secundária de diferentes idades na Amazônia oriental. *Revista de*
1880 *Ciências Agrárias* 44:49–63.
- 1881 RAZA, A., CHARAGH, S., ABBAS, S., HASSAN, M. U., SAEED, F., HAIDER, S.,
1882 SHARIF, R., ANAND, A., CORPAS, F. J., JIN, W. & VARSHNEY, R. K. 2023.
1883 Assessment of proline function in higher plants under extreme temperatures.
1884 *Plant Biology* 25:379–395.
- 1885 REICHERT, T., RAMMIG, A., FUCHSLUEGER, L., LUGLI, L. F., QUESADA, C.
1886 A. & FLEISCHER, K. 2022. Plant phosphorus-use and -acquisition strategies in
1887 Amazonia. *New Phytologist* 234:1126–1143.
- 1888 ROCHA, F. I., JESUS, E. DA C., TEIXEIRA, W. G., LUMBRERAS, J. F.,
1889 CLEMENTE, E. DE P., DA MOTTA, P. E. F., BORSANELLI, A. C., DUTRA,
1890 I. DOS S. & DE OLIVEIRA, A. P. 2023. Soil type determines the magnitude of
1891 soil fertility changes by forest-to-pasture conversion in Western Amazonia.
1892 *Science of The Total Environment* 856:158955.
- 1893 ROUSSEAU, G., BURGOS-GUERRERO, J., HERNÁNDEZ-GARCÍA, L.,
1894 GÓMEZ-CARDOZO, E., TRIANA, S., MEDINA, J., DA SILVA, K. &
1895 CELENTANO, D. 2022. Potential of slash-and-mulch system with legumes to
1896 conserve soil attributes and macrofauna diversity in Eastern Amazon.
1897 *Pedobiologia* 95:150840.
- 1898 SCALON, M. C., OLIVERAS MENOR, I., FREITAG, R., PEIXOTO, K. S., RIFAI,
1899 S. W., MARIMON, B. S., MARIMON JUNIOR, B. H. & MALHI, Y. 2022.
1900 Contrasting strategies of nutrient demand and use between savanna and forest
1901 ecosystems in a neotropical transition zone. *Biogeosciences* 19:3649–3661.
- 1902 SHABBIR, R., JAVED, T., HUSSAIN, S., AHMAR, S., NAZ, M., ZAFAR, H.,
1903 PANDEY, S., CHAUHAN, J., SIDDIQUI, M. H. & PINGHUA, C. 2022.
1904 Calcium homeostasis and potential roles in combatting environmental stresses in
1905 plants. *South African Journal of Botany* 148:683–693.
- 1906 SMITH, C. C., ESPÍRITO-SANTO, F. D. B., HEALEY, J. R., YOUNG, P. J.,
1907 LENNOX, G. D., FERREIRA, J. & BARLOW, J. 2020. Secondary forests offset
1908 less than 10% of deforestation-mediated carbon emissions in the Brazilian
1909 Amazon. *Global Change Biology* 26:7006–7020.
- 1910 SMITH, P., HOUSE, J. I., BUSTAMANTE, M., SOBOCKÁ, J., HARPER, R., PAN,

- 1911 G., WEST, P. C., CLARK, J. M., ADHYA, T., RUMPEL, C., PAUSTIAN, K.,
1912 KUIKMAN, P., COTRUFO, M. F., ELLIOTT, J. A., MCDOWELL, R.,
1913 GRIFFITHS, R. I., ASAKAWA, S., BONDEAU, A., JAIN, A. K.,
1914 MEERSMANS, J. & PUGH, T. A. M. 2016. Global change pressures on soils
1915 from land use and management. *Global Change Biology* 22:1008–1028.
- 1916 SUN, F., SONG, C., WANG, M., LAI, D. Y. F., TARIQ, A., ZENG, F., ZHONG, Q.,
1917 WANG, F., LI, Z. & PENG, C. 2020. Long-term increase in rainfall decreases
1918 soil organic phosphorus decomposition in tropical forests. *Soil Biology and*
1919 *Biochemistry* 151:108056.
- 1920 TAIZ, L., ZEIGER, E., MØLLER, I. M. & MURPHY, A. 2017. *Fisiologia e*
1921 *Desenvolvimento Vegetal*. P. Biochemical Education (6th edition). Artmed,
1922 Porto Alegre. 722 pp.
- 1923 TENÓRIO, A. R. D. M., GRAÇA, J. J. D. C., GÓES, J. E. M., MENDEZ, J. G. R.,
1924 GAMA, J. R. M. F., SILVA, P. R. O. D. A., CHAGAS, P. S. M. D. A. S.,
1925 SILVA, R. N. P. D. A., AMÉRICO, R. R. & PEREIRA, W. L. M. 1999.
1926 Mapeamento dos solos da estação de piscicultura de Castanhal, PA. *FCAP*
1927 *Informe Técnico* 25:5–26.
- 1928 THOMAZ, E. L., NUNES, D. D. & WATANABE, M. 2020. Effects of tropical forest
1929 conversion on soil and aquatic systems in southwestern Brazilian Amazonia: A
1930 synthesis. *Environmental Research* 183:1–11. Elsevier Inc.
- 1931 TRIPLER, C. E., KAUSHAL, S. S., LIKENS, G. E. & TODD WALTER, M. 2006.
1932 Patterns in potassium dynamics in forest ecosystems. *Ecology Letters* 9:451–466.
- 1933 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ARAÚJO, M. M. & MIRANDA, I. DE S.
1934 2012. Aboveground net primary productivity in tropical forest regrowth
1935 increases following wetter dry-seasons. *Forest Ecology and Management*
1936 276:82–87. Elsevier B.V.
- 1937 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ARAÚJO, M. M., RANGEL-
1938 VASCONCELOS, L. G. T., DE CARVALHO, C. J. R., STAUDHAMMER, C.
1939 L. & OLIVEIRA, F. D. A. 2008. Effects of seasonality, litter removal and dry-
1940 season irrigation on litterfall quantity and quality in eastern Amazonian forest
1941 regrowth, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 24:27–38.
- 1942 VASCONCELOS, S. S., ZARIN, D. J., ROSA, M. B. S. DA, OLIVEIRA, F. DE A.
1943 & CARVALHO, C. J. R. DE. 2007. Leaf Decomposition in a Dry Season
1944 Irrigation Experiment in Eastern Amazonian Forest Regrowth. *Biotropica*
1945 35:593–600.
- 1946 VELDKAMP, E., SCHMIDT, M., POWERS, J. S. & CORRE, M. D. 2020.
1947 Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nature Reviews*
1948 *Earth & Environment* 1:590–605.
- 1949 VITOUSEK, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical
1950 forests. *Ecology* 65:285–298.
- 1951 WARING, B. G., BECKNELL, J. M. & POWERS, J. S. 2015. Nitrogen, phosphorus,
1952 and cation use efficiency in stands of regenerating tropical dry forest. *Oecologia*
1953 178:887–897.

- 1954 WHITE, R. E. 2009. Principles and Practice of Soil Science: The Soil as a Natural
1955 Resource (4th edition). Wiley. 384 pp.
- 1956 WRIGHT, S. J., YAVITT, J. B., WURZBURGER, N., TURNER, B. L., TANNER, E.
1957 V. J., SAYER, E. J., SANTIAGO, L. S., KASPARI, M., HEDIN, L. O., HARMS,
1958 K. E., GARCIA, M. N. & CORRE, M. D. 2011. Potassium, phosphorus, or
1959 nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland
1960 tropical forest. *Ecology* 92:1616–1625.
- 1961 YAVITT, J. B., WRIGHT, S. J. & WIEDER, R. K. 2004. Seasonal drought and
1962 dry-season irrigation influence leaf-litter nutrients and soil enzymes in a moist,
1963 lowland forest in Panama. *Austral Ecology* 29:177–188.
- 1964 ZHANG, H., YUAN, W., DONG, W. & LIU, S. 2014. Seasonal patterns of litterfall
1965 in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity* 20:8. Elsevier B.V.
- 1966 ZHANG, X., GUAN, D., LI, W., SUN, D., JIN, C., YUAN, F., WANG, A. & WU, J.
1967 2018. The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-
1968 analysis. *Forest Ecology and Management* 429:36–43.
- 1969 ZHU, X., JIANG, X., KUMAR SINGH, A., ZENG, H., CHEN, C., LU, E. & LIU, W.
1970 2022. Reduced litterfall and decomposition alters nutrient cycling following
1971 conversion of tropical natural forests to rubber plantations. *Ecological Indicators*
1972 138:108819.
- 1973

1974 **Considerações finais**

1975 Tornou-se evidente a importância milenar da agricultura itinerante para as
1976 comunidades amazônicas, embora alerta de impactos negativos sublinhem a
1977 necessidade de práticas sustentáveis. Os efeitos do experimento MANFLORA,
1978 mesmo após 16 anos do encerramento, proporcionou *insights* cruciais para o
1979 entendimento dinâmica dos ecossistemas de florestas secundárias na Amazônia. Os
1980 resultados indicaram que o suprimento hídrico pode influenciar na produtividade do
1981 ecossistema, sobretudo beneficiando as características químicas do solo. Por outro
1982 lado, a remoção de serapilheira inicialmente resulta em perda de nutrientes, mas o
1983 ecossistema compensa ao longo do tempo, reforçando a resiliência e capacidade de
1984 adaptação de ecossistemas sucessionais.