



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICA
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

CAROLINA MELO DA SILVA

Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na Amazônia

Belém
2023

CAROLINA MELO DA SILVA

Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na Amazônia

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito para obtenção do título de Doutora em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia
Linha de Pesquisa: Ecologia de Paisagens.

Orientadora: Dra. Joice Ferreira
Coorientador: Dr. Fernando Elias

Belém
2023

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

S586p Silva, Carolina Melo da.
Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na
Amazônia / Carolina Melo da Silva. — 2023.
97 f. : il. color.

Orientador(a): Profª. Dra. Joice Ferreira
Coorientador(a): Prof. Dr. Fernando Elias
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de
Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Belém, 2023.

1. Ecologia de paisagem. 2. Restauração da paisagem. 3.
Amazônia. 4. Regeneração florestal. 5. Arecaceae. I. Título.

CDD 574.5264

CAROLINA MELO DA SILVA

Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na Amazônia

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr. Marcelo Tabarelli

Universidade Federal de Pernambuco

Dra. Ana Catarina Conte Jakovac

Universidade Federal de Santa Catarina

Dra. Grazielle S. Teodoro

Universidade Federal do Pará

Dra. Letícia Couto Garcia

Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

Dra. Priscila Sanjuan de Medeiros

Instituto Tecnológico Vale

Dr. Divino Vicente Silvério

Universidade Federal Rural da Amazônia

Aprovada em: 25 de outubro de 2023.

Local de defesa: Defesa por parecer.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela saúde e por me fortalecer para estar aqui hoje.

À minha família, pelo apoio e por serem meus principais incentivadores, em especial, ao meu marido, Alberto Cruz, meu principal incentivador e aos meus pais, que priorizaram os meus estudos para que eu pudesse chegar tão longe na minha carreira profissional.

À minha orientadora, Joice Ferreira, pelo apoio incondicional, pela empatia e pela expertise fantástica (sou sua fã).

Ao meu coorientador, Fernando Elias, pelo aprendizado, incentivo e compreensão nos momentos difíceis, que foi fundamental para a elaboração dessa tese.

Aos colaboradores, Leonardo Miranda, pelas valiosas contribuições para a elaboração do segundo artigo dessa tese, e Rodrigo Nascimento, pelo apoio e amizade no decorrer do curso.

À Erika Berenguer por ceder os dados para a pesquisa e a equipe da RAS, Rede Amazônia Sustentável, pelas valiosas sugestões no decorrer da elaboração dos artigos.

Aos professores do PPGECO que contribuíram muito para o meu crescimento profissional, meu muito obrigado, Leandro Brasil, Paula Omena, Raphael Ligeiro, Thiago Bernardi, Karina, Grazi e tantos outros.

À UFRA, Universidade Federal Rural da Amazônia, por incentivar e apoiar a qualificação dos servidores, em especial a minha como qualificação enquanto docente.

À Marcela, secretária do PPGECO, por me ajudar, sempre.

E a todos que de alguma forma me ajudaram a chegar até aqui.

Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na Amazônia

RESUMO

A restauração da paisagem florestal (RPF) é a intervenção intencional na paisagem florestal com objetivo de recuperar a diversidade biológica, as funções do ecossistema e melhorar o bem-estar humano em paisagem alteradas. O objetivo geral dessa tese foi compreender o potencial de restauração da paisagem florestal na Amazônia e subsidiar novos programas de restauração na região. Nesse contexto, o presente trabalho é composto por uma introdução geral sobre o tema da restauração florestal na região amazônica e duas sessões com análise de dados (Sessão I e Sessão II). Na sessão I, foi realizado um estudo bibliométrico a partir de uma ampla revisão bibliográfica sobre a restauração florestal de paisagem na Amazônia com o objetivo de compreender o estado da arte sobre o potencial de RPF nos diferentes países amazônicos e estados brasileiros. Foi realizada uma revisão da literatura nas bases de dados da Web of Science de 2000-2020, na qual foram selecionados 362 artigos de um total de 1.205 encontrados. O Brasil, seguido pelo Peru, Colômbia e Equador são os países com maior número de artigos publicados sobre RPF. Agrofloresta (37,88%) e Regeneração Natural (30,35%) são as estratégias de RPF mais comuns registradas nos estudos em todos os países e estados brasileiros. A maioria das pesquisas abordou o funcionamento ecológico (33%), a estrutura da vegetação (31%), e a diversidade arbórea (15,5%). Recomendamos que os estudos futuros avancem no conhecimento sobre os impactos dos projetos de RPF em componentes ainda negligenciados como diversidade de fauna e o componente socioeconômico na escala local e regional. Na sessão II, foi escolhida a Regeneração Natural - um dos cinco tipos de RPF abordados na sessão anterior- para compreender fatores ecológicos e ambientais que influenciam em seu sucesso. Nesse estudo, foi avaliada a ocorrência e distribuição de palmeiras e a influência dessas plantas na regeneração natural de florestas da Amazônia Oriental. Foram apresentadas evidências da associação de palmeiras com a intensidade da degradação, especialmente de palmeiras mais adaptadas a áreas degradadas como *A. speciosa* e *A. maripa*. Foi mostrado que a abundância das palmeiras parece ser mais relacionada com as características autoecológicas de cada espécie e com os drivers de abundância a nível local. Esse estudo foi inovador ao mostrar a influência negativa de quatro palmeiras acaule sobre a regeneração na Amazônia, independente da classe florestal. Espera-se com esse trabalho compreender melhor as evidências científicas sobre a restauração da paisagem florestal praticada na região, contribuir com conhecimento científico sobre alternativas para aperfeiçoar a regeneração natural como estratégia de restauração, e assim, apoiar futuros esforços de restauração na Amazônia.

Palavras-chave: Atributos ecossistêmicos, palmeiras, regeneração natural, recuperação florestal e sistemas agroflorestais.

Potential for Restoring Forest Landscapes in the Amazon

ABSTRACT

Forest landscape restoration (RPF) is the intentional intervention in the forest landscape with the aim of recovering biological diversity, ecosystem functions and improving human well-being in altered landscapes. The general objective of this thesis was to understand the potential for restoring the forest landscape in the Amazon and subsidize new restoration programs in the region. In this context, the present work consists of a general introduction on the topic of forest restoration in the Amazon region and two sessions with data analysis (Session I and Session II). In session I, a bibliometric study was carried out based on a broad bibliographic review on forest landscape restoration in the Amazon with the aim of understanding the state of the art on the potential of RPF in different Amazonian countries and Brazilian states. A literature review was carried out in the Web of Science databases from 2000-2020, in which 362 articles were selected from a total of 1,205 found. Brazil, followed by Peru, Colombia and Ecuador are the countries with the highest number of articles published on RPF. Agroforestry (37.88%) and Natural Regeneration (30.35%) are the most common RPF strategies recorded in studies in all Brazilian countries and states. Most research addressed ecological functioning (33%), vegetation structure (31%), and tree diversity (15.5%). We recommend that future studies advance knowledge about the impacts of RPF projects on components that are still neglected, such as fauna diversity and the socioeconomic component at the local and regional scale. In session II, Natural Regeneration was chosen - one of the five types of RPF covered in the previous session - to understand ecological and environmental factors that influence its success. In this study, the occurrence and distribution of palm trees and the influence of these plants on the natural regeneration of forests in the Eastern Amazon were evaluated. Evidence was presented of the association of palm trees with the intensity of degradation, especially palm trees more adapted to degraded areas such as *A. speciosa* and *A. maripa*. It was shown that the abundance of palm trees seems to be more related to the autoecological characteristics of each species and to the drivers of abundance at the local level. This study was innovative in showing the negative influence of four palm trees on regeneration in the Amazon, regardless of forest class. This work is expected to better understand the scientific evidence on the restoration of the forest landscape practiced in the region, contribute with scientific knowledge on alternatives to improve natural regeneration as a restoration strategy, and thus support future restoration efforts in the Amazon.

Keywords: Ecosystem attributes, palm trees, natural regeneration, forest recovery and agroforestry systems.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	18
2 SESSÃO I.....	27
The potential for Forest landscape restoration in the Amazon: state of the art of restoration strategies	27
ABSTRACT.....	28
Implications for practice:	29
Introduction.....	29
Methods.....	32
WoS Literature Search.....	32
Inclusion Criteria and Data Extraction.....	33
Characterization of FLR Strategies and Focus of Forest Restoration in the Amazon Restoration Strategies.....	33
Ecosystem Attributes	34
Data Analysis	35
Results.....	36
Database Summary	36
Restoration Studies in the Amazon.....	37
Tables.....	40
Temporal Variation in Assessments of Ecosystem Attributes.....	44
Discussion.....	48
FRL Strategies Across the Amazon.....	48
Amazonian Area Versus Publication Number.....	49
Research Capacity Across the Countries	50
From Studies to Implementation: Restoration Strategies and Attributes.....	50
Acknowledgments.....	53
LITERATURE CITED	53
3 SESSÃO II.....	58
Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na Amazônia: O Papel das Palmeiras	58
Resumo.....	59
Introdução	60
Material e métodos.....	62
Área de estudo.....	62
Tabelas e figuras	63
Idade das florestas secundárias	64
Censo da vegetação.....	64
Análise de dados	64
Resultados	66
Determinantes da abundância de palmeiras	66
Efeito da abundância de palmeiras sobre a regeneração de indivíduos arbóreos	68
Discussão	70
Padrão encontrado: florestas primárias mais degradadas apresentam maior abundância de palmeiras	70
Mecanismos que explicam o padrão: preditores da abundância de palmeiras em florestas sucessionais	71
Implicações do padrão: palmeiras impactam negativamente a regeneração arbórea.....	73
Conclusão.....	75
Referências.....	75

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	89
5. REFERÊNCIAS	91
6. ARTIGOS PUBLICADOS DURANTE O DOUTORADO.....	97

1 INTRODUÇÃO GERAL

Importância das florestas tropicais e aspectos históricos do desflorestamento

Florestas tropicais representam os ecossistemas mais produtivos do planeta e abrigam mais de um bilhão de pessoas e culturas diversas (FAO AND UNEP, 2020; FORESTPLOTS.NET et al., 2021). Essas florestas comportam mais de 50% da biodiversidade do planeta (BARLOW et al., 2018), auxiliam na mitigação das mudanças climáticas ao reduzir a concentração de CO₂ da atmosfera (HOUGHTON; BYERS; NASSIKAS, 2015), na regulação climática (ARTAXO et al., 2022) e segurança alimentar (JANSEN et al., 2020). Apesar dos importantes serviços ecossistêmicos que fornecem à sociedade, essas florestas estão sendo impactadas pelo desmatamento, fragmentação, exploração madeireira (HANSEN et al., 2020), incêndios florestais (EDUARDO et al., 2021) e mudanças climáticas (DE FARIA et al., 2021).

Estimativas recentes indicam que ~17% das florestas tropicais úmidas tenham desaparecido desde 1990 (área remanescente de 1.071 milhões de hectares em 2019), sendo que destas, 10% estão degradadas (VANCUTSEM et al., 2021). As emissões de carbono pelo desmatamento de florestas primárias (10.521 Tg C) e degradação (2.916 Tg C) são bem maiores do que a quantidade de carbono absorvida através da recuperação de florestas secundárias e degradadas (3.560 Tg C) (HEINRICH et al., 2023). Essa pressão negativa sobre as florestas tropicais somada às mudanças climáticas pode levar a degradação severa das florestas tropicais, impactando negativamente comunidades e serviços ecossistêmicos globais (LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015).

As florestas tropicais úmidas, como conhecemos, podem desaparecer até 2050, se não forem tomadas medidas para reduzir as atuais taxas de desmatamento e degradação (VANCUTSEM et al., 2021). A tendência é de aumento da fragmentação das florestas em função d contínuo desmatamento (FISCHER et al., 2021). A reversão desta tendência depende da restauração da cobertura florestal de áreas altamente fragmentadas e conservar a floresta (HANSEN et al., 2020). A proteção de florestas antigas deve ser uma prioridade, também é necessário investir em conservação e recuperação de florestas, para garantir o potencial destas florestas como sumidouros de carbono (HEINRICH et al., 2023). A restauração florestal é fundamental para mitigar as consequências negativas da ação do homem sobre as florestas tropicais (LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015).

O bioma Amazônia abrange nove países: Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Peru, Suriname, Venezuela e Guiana Francesa (TIGRE, 2019). O Brasil é o país com a maior área deste bioma (60%) (SMITH et al., 2021). A comparação entre a perda florestal e a recuperação florestal nas fronteiras nacionais e subnacionais da Amazônia apresenta grandes disparidades (Rodrigues 2021). Países como o Equador demonstram níveis de recuperação muito mais elevados do que o bioma Amazônico, enquanto o Brasil tem a menor área de floresta em recuperação natural e o maior desmatamento (SMITH et al., 2021). Esse desmatamento acumulado na Amazônia brasileira é de aproximadamente 20% (MATRICARDI et al., 2020). Além do desmatamento, a degradação das florestas ainda existentes na Amazônia é bastante preocupante (LAPOLA et al., 2023) porque ultrapassam em termos de área a taxa de desmatamento corrente (MATRICARDI et al., 2020).

A perturbação das florestas tropicais, seja por desmatamento, queima ou exploração madeireira, e em especial da Amazônia, tem inúmeros efeitos negativos, como a perda da riqueza de espécies e diversas implicações negativas para as relações ecológicas (HAWES et al., 2020), alteração no padrões de precipitação e a dinâmica de rios e córregos na região (ALBERT et al., 2023) e outros. Além disso, o desmatamento generalizado observado na Amazônia é responsável pelo estresse no ecossistema, modificação no clima regional, aumento das emissões de CO₂, perda irreversível da biodiversidade e perdas de produtividade das terras (DAVIDSON et al., 2012; GATTI et al., 2021; LOVEJOY; NOBRE, 2018). A perda da biodiversidade tem maior efeito negativo sobre espécies com alto valor funcional, isso evidencia a necessidade urgente de intervenções políticas para proteger a diversidade dos ecossistemas das florestas tropicais (BARLOW et al., 2016), em especial da Amazônia.

A conservação dos serviços ambientais depende da redução do desmatamento e da diminuição dos incêndios florestais (que muitas vezes ocorrem depois que árvores são derrubadas) (BARNI et al., 2021) e para mitigar as mudanças climáticas. As mudanças no uso da terra na Amazônia modificam a dinâmica do vapor d'água na atmosfera, com consequências para o regime de chuva local e regional, somando isso às mudanças climáticas e a queimadas, as consequências são alarmantes (LOVEJOY; NOBRE, 2018), como a maior severidade das secas e inundações (THOMPSON et al., 2013).

Não há um limite seguro de desmatamento para evitar o colapso da floresta (MATRICARDI et al., 2020). Porém, discussões recentes sobre o limite do desmatamento sugerem um certo limiar onde as florestas podem não conseguir sustentar seu clima e o bioma poderia entrar em colapso, chamado de “tipping point” (MARENGO et al., 2018). O “tipping point” corresponde a um ponto crítico no qual o

estado futuro do sistema é qualitativamente alterado (LENTON et al., 2008), e seria caracterizado por baixa cobertura de árvores e alta cobertura de vegetação herbácea, especialmente gramíneas (DE FARIA et al., 2021). Considerando os distúrbios na floresta causados pelo desmatamento, mudanças climáticas e uso do fogo de forma indiscriminada, o ‘tipping point’ da Amazônia para se transformar em ecossistemas não florestais seria entre 20 e 25% de desmatamento na maior parte da Amazônia (LOVEJOY; NOBRE, 2018). De acordo com esses autores, o “tipping point” já estaria acontecendo, daí a urgência de ações para evitar um desastre em grande escala (LOVEJOY; NOBRE, 2019).

A grande preocupação hoje é sobre a resiliência da floresta à combinação de desmatamento e mudanças climáticas (MARENGO et al., 2018), ou seja, sobre como as florestas se adaptam às perturbações ao longo do tempo (COLE; BHAGWAT; WILLIS, 2014). A resiliência da floresta depende de como o clima futuro afetará o crescimento das árvores e as taxas de recuperação diante dos ciclos de queimadas (BERENGUER et al., 2021). O aumento da frequência e da intensidade do fogo pode empurrar grandes áreas da Floresta Amazônica para um “tipping point” (DE FARIA et al., 2021).

A degradação da floresta também ameaça a Amazônia, especialmente o fogo, que em grande parte ocorre quando os incêndios escapam ao controle e se espalham das áreas de pastagem para a floresta (REIS et al., 2021). Grande parte da Amazônia, em especial o sul e sudeste, está sob forte risco de invasão de capim pós-fogo, pois o aumento da vulnerabilidade à invasão de gramíneas está relacionado a climas futuros mais secos e quentes, favorecendo incêndios florestais mais fortes nos anos de seca (DE FARIA et al., 2021). O fogo é mais frequente na área conhecida como “arco do desmatamento” nas porções sul e leste da Amazônia, onde a mudança no uso da terra e na cobertura é mais intensa. O desmatamento histórico observado nessa região tem resultado em uma taxa de emissão de gás carbônico maior do que a taxa de absorção de carbono pela floresta (GATTI et al., 2021).

Restauração da paisagem florestal

A restauração da paisagem florestal corresponde a uma abordagem com objetivo de aumentar a integridade ecológica, o funcionamento de florestas e paisagens degradadas, e melhorar o bem estar e subsistência das populações humanas (FAO, 2020). A restauração tem como objetivo reconstruir as estruturas ecológicas que foram perdidas pela degradação ambiental, tendo como meta a sustentabilidade dos ecossistemas (CHOI, 2007), de forma a reparar os danos causados pela atividade humana (WEHI; LORD, 2017). O termo inclui não apenas a restauração de florestas, mas todo o

mosaico de usos da terra na paisagem, desde áreas agrícolas, reservas, florestas e outros (MINNEMEYER et al., 2011). Essa abordagem engloba diferentes estratégias de restauração – da reabilitação, aos sistemas agroflorestais, à regeneração natural, entre outros. Dependendo do estado de degradação inicial do ecossistema, as abordagens de restauração podem restaurar níveis de biodiversidade e serviços ecossistêmicos de acordo com o tempo e investimento de tempo e trabalho investidos (CHAZDON, 2008). No entanto, o retorno da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos é reduzido quando comparado com a restauração ecológica das florestas (BARLOW et al., 2021; CHAZDON, 2008).

A restauração florestal é uma ramificação da restauração ecológica, que pode ser aplicada para qualquer ecossistema (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015) com o objetivo de recuperar um ecossistema a partir da intervenção antrópica intencional, de forma a otimizar a sucessão ecológica, criando condições para atingir um ambiente similar ao que existia na paisagem original (CÉSAR et al., 2021). A restauração florestal pode resgatar diversas funções do ecossistema e componentes da biodiversidade original. Isso pode ocorrer através da regeneração natural não assistida, processo de sucessão, e da regeneração natural assistida, direcionada pelo homem (CHAZDON, 2008). A maioria dos projetos de restauração ecológica de florestas tropicais tem como objetivo o restabelecimento de espécies vegetais nativas para favorecer o estabelecimento de florestas viáveis biologicamente e os processos ecológicos (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2009).

A regeneração natural das florestas, normalmente, apresenta o melhor custo-benefício do que outras práticas de restauração florestal (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CROUZEILLES et al., 2020), embora ainda tenha pouco interesse por parte de proprietários rurais e tomadores de decisão por essa estratégia de restauração. A restauração ecológica através da regeneração natural alcança melhores níveis de biodiversidade e estrutura da vegetação do que a restauração ativa (CROUZEILLES et al., 2017), dependendo da paisagem onde está inserida. Além disso, regenerar florestas secundárias tropicais para sequestrar carbono e fornecer habitats para espécies tropicais tem implicações profundas para a mudança climática global e a conservação da biodiversidade (ELIAS et al., 2020).

A capacidade das florestas secundárias de mitigar as mudanças climáticas e o limite de perda de biodiversidade também pode ser afetada de forma negativa pelo desmatamento e mudanças climáticas (ELIAS et al., 2020). É mais difícil aumentar a cobertura de florestas secundárias em paisagens com baixa cobertura de florestas nativas, isso reforça a importância das intervenções políticas direcionadas para aumentar a cobertura florestal (SMITH et al., 2021). A recuperação de florestas degradadas e a restauração florestal melhoram a conectividade entre as florestas remanescentes e ameniza

os efeitos de borda, porém, para as perdas de biodiversidade é preciso evitar novas perturbações nessas áreas já alteradas (BARLOW et al., 2016).

A restauração florestal é um processo de longo prazo e requer esforços ambiciosos, que já estão sendo realizados para restaurar florestas, serviços ecossistêmicos e biodiversidade em todo o mundo, além de restaurar novos relacionamentos entre as pessoas e a floresta (CHAZDON, 2008). A redução da perturbação antropogênica da floresta requer esforços de vários atores sociais e intervenções que abordem paisagens e regiões inteiras, essas ações são urgentes e necessárias na Amazônia (BARLOW et al., 2016).

A Amazônia na Década da Restauração 2021 - 2030

A restauração ecológica tem avançado no mundo, contribuindo para as práticas de recuperação de ecossistemas degradados e processos ecológicos básicos (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). O Brasil conta com robusto aparato legal e instrumentos para a proteção do meio ambiente (BUSTAMANTE et al., 2019). Entre essas políticas, se destacam o Novo Código Florestal (BRASIL, 2021) a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Proveg (BRASIL, 2017a) e seu instrumento principal de implementação o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa - Planaveg (BRASIL, 2017b).

Em março de 2019, a Assembleia Geral das Nações Unidas declarou o período de 2021-2030 como a Década da Restauração dos Ecossistemas, observando que em relação a área florestal a diminuição foi de mais de 30% da área global entre 1990 e 2015. Nessa declaração, reconhece-se a importância das florestas, assim como outros ecossistemas, para o desenvolvimento sustentável, redução da pobreza e melhoria do bem-estar humano (UNITED NATIONS, 2019). O primeiro compromisso global formal com a recuperação de florestas e paisagens degradadas foi a adoção das “Aichi Biodiversity Target” na Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica (COP-10), e depois outros grandes compromissos de restauração de paisagens florestais degradadas foram firmados como o “Bonn Challenge” e o “New York Declaration on Forests” que objetivam restaurar 350 milhões de hectares até 2030 (FAO, 2020).

A década da restauração é também o prazo final para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável e o período em que a ciência identificou como última chance de evitar mudanças climáticas catastróficas. A proposta de ação dessa iniciativa foi assinada por mais de 70 países, com liderança do

Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) onde o objetivo é acelerar a restauração rumo a sustentabilidade (<https://www.decadeonrestoration.org/pt-br>). O Brasil assumiu metas relacionadas a recuperação dos ecossistemas brasileiros, com o compromisso de restaurar, reflorestar e induzir a regeneração de 12 milhões de hectares de florestas até 2030, e de implantar 5 milhões de ha de sistemas agrícolas integrados (lavoura-pecuária-floresta) (BRASIL, 2017b).

O Brasil exibe regiões com grande potencial para restauração em todas as escalas geográficas, sendo possível cumprir os compromissos firmados. Porém, na Amazônia as áreas com maior potencial para restauração em grande escala são as que tem menor quantidade de recuperação natural (SMITH et al., 2021). Mudar essa realidade é um desafio para os formuladores de políticas, e fazer isso é essencial para que a seja possível que este bioma alcance o seu potencial de restauração. Para isso são necessários incentivos e medidas regulamentares para melhorar a sustentabilidade da silvicultura e práticas agrícolas (BARLOW et al., 2016). Além disso, são necessária a adoção de práticas sustentáveis como: diminuição do uso do fogo, criação de mais áreas protegidas, monitoramento eficaz, especialmente em áreas mais vulneráveis como o sudeste da Amazônia (DE FARIA et al., 2021). Para garantir que o bioma Amazônia atinja seu potencial de restauração é necessário que seja incentivada a restauração em grande escala, principalmente em regiões altamente desmatadas, a proteção de florestas secundárias e que novos desmatamentos sejam impedidos (SMITH et al., 2021).

Porém, é preciso enfatizar que fazer restauração de paisagens florestais não é uma tarefa fácil. Faltam metodologias para identificar as “oportunidades” de restauração, além disso, a restauração precisa ser resultado de ação conjunta dos governos com atores sociais (comunidades, pesquisadores, ONGs) (MANSOURIAN et al., 2017). A participação ativa da comunidade é considerada fundamental para o sucesso do planejamento e implementação da restauração (INDRAJAYA et al., 2022).

Outras dificuldades são relatadas em projetos de restauração, como: falta de envolvimento das partes interessadas, duração curta dos projetos e financiamentos, dificuldades técnicas, negligência no monitoramento, condições socioeconômicas, entre outros (HÖHL et al., 2020).

A restauração da Amazônia pode gerar milhões de empregos e promover a geração de renda, principalmente em comunidades rurais, mas são necessários mais incentivos para que isso aconteça. A condução da regeneração natural como estratégia de restauração florestal somente começou a ser fomentada nos últimos anos, antes a meta era o plantio de mudas, sem monitoramento, resultando em muitas experiências de fracasso (BENINI; ADEODATO, 2017). A restauração na Amazônia deve ocorrer de forma ativa e passiva de acordo com a realidade local e com os objetivos da restauração, de

forma a aumentar os benefícios e minimizar os impactos dos diferentes métodos de restauração (ALIANÇA PELA RESTAURAÇÃO NA AMAZÔNIA, 2020).

Limitações Ecológicas para Regeneração florestas da Amazônia: o papel das palmeiras

Apesar das grandes alterações sofridas, as florestas tropicais apresentam grande capacidade de regeneração natural (CHAZDON et al., 2016). A abrangência espacial das florestas secundárias aliada à sua elevada capacidade de acumular carbono -- até 8 vezes mais do que florestas primárias (POORTER et al., 2016). Assim, a regeneração natural como estratégia de restauração em macroescala desponta como uma opção factível nessas florestas (CROUZEILLES et al., 2017). Entretanto, a recuperação florestal nessas áreas é complexa, onde a atuação simultânea de fatores determinísticos e estocásticos garantem diferentes trajetórias sucessionais a depender das condições ambientais (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017).

O sucesso do processo de restauração da biodiversidade e estrutura da vegetação depende de diversos fatores, a exemplo do tempo após o distúrbio, da precipitação anual (CROUZEILLES et al., 2017) e da cobertura florestal da paisagem ao redor (CROUZEILLES et al., 2021). Alguns estudos demonstram que características ambientais edáficas (POORTER et al., 2016), climáticas (ELIAS et al., 2020; POORTER et al., 2021), histórico de uso da terra (JAKOVAC et al., 2016a, 2016b) e configuração da paisagem (ELIAS et al., 2020; MAGNAGO et al., 2017) podem influenciar no processo de recuperação florestal. Por exemplo, sob solos de baixa fertilidade e umidade a recuperação florestal é mais lenta quando comparada a solos férteis e úmidos (POORTER et al., 2016). Da mesma forma, o clima mais seco altera o balanço de carbono durante a recuperação florestal pela redução do recrutamento e aumento da mortalidade (ELIAS et al., 2020). Tais fatores também podem alterar as relações de dominância entre as espécies nos fragmentos --como lianas e palmeiras -- ao modificar a estrutura, diversidade e composição florística, retardando a recuperação florestal (INGWELL et al., 2010; MESQUITA et al., 2015; TYMEN et al., 2016). Nesse cenário a regeneração pode ser impactada negativamente ou até mesmo ser impedida (ELIAS et al., 2020, 2022; TYMEN et al., 2016). Perturbações antrópicas favorecem a substituição de muitas espécies sensíveis por poucas espécies resistentes, favorecendo a homogeneização biótica (SOLAR et al., 2015) de ambientes alterados (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

Florestas infestadas de lianas reduzem a absorção de carbono e a alocação de carbono vai para

folhas ao invés do tecido lenhoso, levando a redução do crescimento e recrutamento (VAN DER HEIJDEN; POWERS; SCHNITZER, 2015). Nessas florestas, as árvores hospedeiras são submetidas a estresse mecânico e competitivos, o que resulta em aumento da mortalidade das árvores (INGWELL et al., 2010). As palmeiras exibem estratégias competitivas para se adaptar a ambientes estressantes, a forma de crescimento, tamanho da folha e fruto são positivamente correlacionados com a fertilidade do solo (TRUJILLO; RIVERA-RONDÓN; BALSLEV, 2021). Em resposta à seca mais extrema já registrada na Amazônia as palmeiras exibiram aumento na taxa de recrutamento, sem mudança na taxa de mortalidade (SOUSA et al., 2020). A dominância do espaço pelas palmeiras dificulta o estabelecimento de outras plantas, o babaçu, por exemplo, ocupa o espaço de crescimento de outras árvores, em uma provável exclusão competitiva, e ganha vantagem pois melhora o ambiente ao seu redor com o aumento da serrapilheira (GEHRING et al., 2020). A monodominância de uma espécie específica de palmeira cria um tipo de vegetação conhecido como palmeirais (e.g., açaiçais, babaçuais, buritizais, carnaubais; Ribeiro e Walter, 2008). Por exemplo, os babaçuais são [*Attalea speciosa*] bastante comuns na Amazônia (GEHRING et al., 2020), especialmente em áreas perturbadas pelo fogo (MITJA; FERRAZ, 2001). O fogo quebra a dormência dos frutos e provoca a germinação massiva dessa espécie (DE SOUSA; MORAES; GEHRING, 2016). Ainda, essa espécie aloca biomassa acima da média para as raízes finas, o que favorece a sua adaptação a solos pobres em nutrientes (DE SOUSA; MORAES; GEHRING, 2016). A compreensão dos processos que influenciam na regeneração de espécies, como a competição e facilitação, durante a sucessão florestal, pode favorecer o aprimoramento de técnicas de manejo que beneficiem a diversidade de espécies ao longo do tempo (MAZZOCHINI; CAMARGO, 2020).

Embora o grupo das palmeiras (Arecaceae) seja bastante diverso e apresente ampla distribuição na Amazônia (SVENNING et al., 2008; TER STEEGE et al., 2013), os efeitos diretos de sua abundância durante a recuperação florestal são pouco conhecidos. As palmeiras estão entre as famílias botânicas mais importantes do bioma e presentes em toda a sua extensão e nas diferentes formações fisionômicas (SMITH, 2015; ZAPPI et al., 2015). A compreensão dos processos que influenciam na regeneração de espécies, como a competição e facilitação, durante a sucessão florestal, pode favorecer o aprimoramento de técnicas de manejo que beneficiem a diversidade de espécies ao longo do tempo (MAZZOCHINI; CAMARGO, 2020).

Integração dos capítulos

Esta tese é composta por uma introdução geral e dois artigos interligados sobre o tema da restauração da paisagem florestal na Amazônia. Na introdução foi apresentado o tema da restauração florestal da paisagem para permitir a compreensão do problema de pesquisa abordado e as principais lacunas de conhecimento que o trabalho visa a contribuir. Na primeira sessão (primeiro artigo) é apresentada uma análise das estratégias de restauração desenvolvidas na Amazônia no período de 2000 a 2020, a partir de uma revisão sistemática da literatura que resultou em um banco dados de 1205 artigos sobre restauração. Foram analisadas as estratégias de restauração aplicadas na Amazônia descritas em estudos científicos, onde e como tem sido feita a restauração. Na segunda sessão, foi escolhido um tipo de restauração específico, a regeneração natural, para o qual foram avaliadas condições e fatores potenciais que podem dificultar esse processo. A partir de um banco de dados da Rede Amazônia Sustentável (RAS), foi avaliada a ocorrência e distribuição de palmeiras e a influência dessas plantas na regeneração arbórea de florestas sucessionais de duas grandes regiões da Amazônia Oriental. Várias espécies desse grupo se desenvolvem com mais facilidade em ambientes degradados, podendo ser superdominantes em alguns casos. Porém, o comportamento ecológico das palmeiras na restauração e regeneração das florestas amazônicas ainda não é bem compreendido. O objetivo desta sessão é investigar se a regeneração natural é impactada negativamente pelas palmeiras. Isso tem uma aplicação prática importante para orientar estratégias de restauração florestal. Espera-se com a integração do conhecimento entre os dois capítulos melhorar o entendimento das evidências científicas existentes sobre a restauração da paisagem florestal praticada na região, contribuir com conhecimento científico novo sobre alternativas para aperfeiçoar a regeneração natural como estratégia de restauração e assim apoiar futuros esforços de restauração na Amazonia.

2 Sessão I

The potential for Forest landscape restoration in the Amazon: state of the art of restoration strategies

Artigo científico publicado na revista Restoration Ecology. Disponível em:
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/rec.13955>

The potential for Forest landscape restoration in the Amazon: state of the art of restoration strategies

ABSTRACT

Forest landscape restoration (FLR) is an intentional intervention in the forest landscape to recover biological diversity and ecosystem functions, and improve human well-being in altered landscapes. The general objective of the present study was to understand the state-of-the-art research that potentially contributes to FLR practices in the Amazon. We carried out a comprehensive literature review using the Web of Science platform, considering papers published between 2000 and 2020 to understand the state of knowledge on restoration strategies that support FLR in the nine Amazonian countries and the nine states of the Brazilian Amazon. We selected 362 articles that met our inclusion criteria after analyzing 1,205 articles. We found that Brazil, followed by Peru, Colombia, and Ecuador, has the largest number of published articles on FLR. Agroforestry (37.88%) and natural regeneration (30.35%) were the most common FLR strategies across all countries and Brazilian states. Most studies investigated ecological functioning (33%), vegetation structure (31%), and tree diversity (15.5%). Forest restoration strategies (forest plantation, natural regeneration, or silviculture) have been reported in most studies (57.23%), in comparison to restoration strategies for agricultural lands (agroforestry systems or improved fallow; 42.77%). We found an increase in publications describing restoration strategies over time in the Amazon, especially from 2012 onwards, with a peak in 2018. Future studies in the Amazon region should address socioeconomic issues and expand the geographic scope within the Amazon, as well as investigate FLR strategies and ecosystem attributes.

Key words: agroforestry, altered landscapes, forest planting, landscape restoration, secondary forests, silviculture

Implications for practice:

- The existing knowledge in the published articles, particularly for natural regeneration and agroforestry practices, should be applied to support large-scale restoration plans in Amazonian countries.
- Forest landscape restoration strategies involving the restoration of degraded forests and the role of faunal diversity should be explored in future studies.
- More knowledge about the socioeconomic components of FLR strategies in the Amazon could help identify and remove barriers to restoration strategies implemented in this biome.

INTRODUCTION

Forest landscape restoration (FLR) aims to improve the ecological integrity and ecosystem functions of degraded forests and landscapes, as well as the human well-being (FAO 2020; Mansourian 2021). The term includes not only forest restoration but also the entire mosaic of land uses in the landscape, including agricultural areas (Minemeyer et al. 2011). FLR encompasses different restoration strategies, namely rehabilitation, agroforestry, natural regeneration, among others. These strategies vary widely depending on the initial degradation state and especially in the ability to restore levels of biodiversity and ecosystem services (Chazdon 2008). The recovery of agricultural areas, such as agroforestry systems (AFS) and fallows, plays an important social and environmental role, for example, promoting food security or corridors for fauna. However, the return of biodiversity and ecosystem services is reduced when compared to the ecological restoration of forests (Chazdon 2008; Barlow et al. 2021). Previous literature reviews have helped to better understand the FLR, its mechanisms, advances, and gaps (Mansourian & Vallauri 2014; Noulèkoun et al. 2021; Wiegant et al. 2022). These studies have shown that progress is still needed to expand ecological knowledge (Noulèkoun et al. 2021), address governance issues (Wiegant et al. 2022), and monitor and incorporate local socioeconomic interests to guide FLR (César et al. 2020; Noulèkoun et al. 2021).

Large-scale forest restoration in the Amazon contributes substantially to meeting national and global restoration commitments, such as the Paris Agreement and the Sustainable Development Goals linked to the security of food, climate, water, health, and biological diversity (Bustamante et al. 2019; Brasil 2021; United Nations Environment Programme 2021). However, the current pace of forest restoration in the Amazon is much slower than required, given the current rates of ecosystem destruction (Gatti et al. 2021; Smith et al. 2021). By 2017, the Amazon biome had lost 13% of old-growth forest through deforestation, resulting in the direct emission of 23.22 Pg of CO₂ (Smith et al. 2021). This has affected not only the climate, but also biodiversity, ecological processes, and human well-being (Davidson et al. 2012). A better governance is critical to revert forest loss and achieve large-scale restoration, including institutional action, as well as the involvement of local actors in decision-making.

The Amazon biome is shared among nine countries: Bolivia, Brazil, Colombia, Ecuador, Guyana, Peru, Suriname, Venezuela, and French Guyana (Tigre 2019). Brazil has the largest area of the biome (60%; Smith et al. 2021). Patterns of forest

loss and recovery are well known for the Brazilian Amazon, but these patterns are much less well known for other Amazonian countries (Smith et al. 2021). Comparison between forest loss and forest recovery across national and subnational Amazonian borders exhibit large disparities (Rodrigues 2021). Countries like Ecuador demonstrate much higher levels of recovery than for the Amazon biome as a whole, while Brazil has the smallest area of naturally recovering forest (Smith et al. 2021).

There are three major gaps in our knowledge in relation to restoration in the Amazon. First, the existing literature review covers only part of the region. Recent studies have sought to quantify and map restoration initiatives in the Brazilian Amazon and have demonstrated distinct restoration strategies (Guerra et al. 2020; da Cruz et al. 2021). However, there are no scientific studies encompassing all countries in the Amazon basin. Integrated, transnational efforts between Amazonian countries are

critical to ensure the success of large-scale conservation and restoration (Val et al. 2021). Second, literature reviews have had a narrow focus on single or few taxonomic groups. Most studies have focused on the restoration of only one group of organisms, mainly plants, to the detriment of faunal groups (Wortley et al. 2013; Kollmann et al. 2016; Guerra et al. 2020). This information is extremely relevant for management and conservation actions, as each biodiversity group may respond differently to forest degradation (Barlow et al. 2016; Ferreira et al. 2018). Moreover, the analysis of fauna is of particular importance as animals can drive positive feedbacks in ecosystem restoration, via plant–animal interactions (e.g. seed dispersal, pollination, decomposition; Paolucci et al. 2019). Third, there is a lack of information on which ecosystem (e.g. biodiversity, vegetation structure, and ecosystem functions) and socioeconomic attributes have received more attention in restoration initiatives in the Amazon. The neglect of some attributes follows a global pattern, often related to the difficulty of data collection, evaluation scale, or funding such long-term programs (Mansourian & Vallauri 2014). Thus, knowledge of which ecosystem attributes should be prioritized during forest restoration could be useful for direct investment in research and restoration actions in different Amazonian countries.

In this study, we evaluated for the first time the bibliometrics aspects of restoration strategies that potentially contribute to FLR across all nine Amazonian countries. We analyzed 1,205 articles published in the time series from 2000 to 2020 and compiled them from the Web of Science (WoS) platform. We mapped and classified these articles into seven general restoration strategies defined by the IUCN and WRI (2014), which encompasses three types of land cover/use where restoration is carried out or expected (forests, agricultural lands, and protected areas). FLR, therefore, go beyond the ecological restoration, as defined by the Society for Ecological Restoration (2004), as it comprises a restorative gradient, including increased sustainability in areas of primary economic production (Gann et al. 2019).

We posed the following questions: (1) Which Amazon FRL strategies have been described in scientific articles and where are they located? (2) Are Amazonian area and deforestation rates in each country correlated with publication activity (i.e. the number of published studies at national scale)? (3) Does the research capacity, as estimated by the number of research institutions involved in the articles, differ between Amazonian countries? (4) What categories of restoration strategies have been studied (e.g. assisted and non-assisted categories within natural regeneration)? (5) What attributes of the ecosystem have been examined, and how do the studies of these attributes vary over time? Finally, we discuss the main advances, gaps, and challenges for supporting FLR in the Amazon.

METHODS

WoS Literature Search

We performed a literature search to gather primary studies from academic databases. Our searches resulted in a total of 1,205 scientific articles published in English from 2000 to 2020. We searched the ISI WoS platform using 28 keywords in the following databases: SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, and ESCI. Only 1 search was conducted, with the following 27 terms included in “TOPIC,” we use the Boolean operator “OR”: “ecological restorat*” or “ethnorestaur” or “ecological engineering” or “rehabilitation” or “reclamation” or “bioremediation” or “reforestation” or “revegetation” or “tree planting” or “passive restoration” or “seedling transplanting” or “direct sowing” or “transposition of soil” or “soil transposition” or “seed rain translocation” or “bird perches” or “agroforest* system” or “agroforest*” or “forest restoration” or “forest recovery” or “recovery of degraded area” or “landscape restorat*” or “forest landscape restoration” or “natural regeneration” or “forest planting” or “forestry” or “mangrove restoration.” We added one row with the Boolean operator “AND” before the term “Amazon*” included in “TOPIC.” The search was performed in October 2020

from the Portal of Periodicals of the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior in Brazil.

All article abstracts were analyzed (when necessary, the full article was read) to identify articles that described FLR strategies (as classified by IUCN and WRI 2014; explained below) carried out in the Amazon, irrespective of study design or sample size.

Inclusion Criteria and Data Extraction

The decision process of data extraction is presented as a flow diagram using Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses - PRISMA (Page et al. 202; Fig. 1). The flow diagram shows the number of manuscripts after each step of the selection process and the reasons for removing or retaining a manuscript (Fig. 1). After the literature search, we initially excluded duplicate manuscripts. After reading the abstract, we next removed articles that violated the following requirements: manuscripts should be related to (1) FLR; (2) forest restoration in the Amazon biome; and (3) primary research, that is, no reviews. The articles for which the abstracts were read, but access to full text in any database was not possible, were also removed. Upon analyzing the articles, a final screening step was performed, excluding those that addressed restoration strategies in the Amazon biome, but did not describe them correctly, or lacked important information for inclusion in our analysis (see “Characterization of FLR Strategies and Focus of Forest Restoration in the Amazon” section). Automation tools were not used to support the exclusion of articles.

Characterization of FLR Strategies and Focus of Forest Restoration in the Amazon Restoration Strategies

We classified the final selection of articles into seven general FLR strategies as defined by IUCN and WRI (2014). In the case where forests are intended to be the predominant land cover category, if it is currently a deforested area, the FLR strategies are forest plantation (1) or natural regeneration (2). If the area is forested, but the forest is degraded, the strategies are the removal of disturbance factors

to allow natural regeneration. This can be done by planting and enhancement of existing forests which is called silviculture (3). If agricultural areas will be managed for food production permanently, they can be restored by planting trees in agricultural or AFS (4) or by managing fallow areas, for example, by extending the rest period or planting trees, known as improved fallow (5). Interventions in protected areas and buffer zones may involve mangrove restoration (6) or watershed protection and erosion control (7).

Our study focused on the first five restoration strategies cited above, which were the most common in our analyses. After a more detailed evaluation of the methods described in the selected articles, we performed additional divisions for each of the restoration strategies, dividing them into the following categories: (1) forest plantation, the planting of native or exotic species, or both; (2) natural regeneration, regeneration without management or assistance; (3) silviculture, the planting for enrichment in altered forests, or the natural regeneration of gaps in the forest (spontaneous regeneration in open forest gaps); (4) AFS, agrosilvicultural systems made up of a consortium of trees and agricultural crops, agrosilvopastoral systems made up of a consortium of animals, as well as agricultural crops and trees, or silvopastoral systems of intentional combinations of trees, pastures, and livestock; and (5) improved fallow, intermittent management, over a period of ≤ 5 years, from 5 to 10 years, and >10 years.

Ecosystem Attributes

All selected articles were further classified into four categories in terms of ecosystem attributes, according to Ruiz-Jaen and Aide (2005): flora diversity, fauna diversity, ecological processes, vegetation structure, and socioeconomic status. Flora diversity includes articles on species richness, abundance, species composition, and genetics. Fauna diversity included the same variables as above, related to microbes, arthropods, insects, fungi, reptiles, birds, mammals, and others. Vegetation structure included canopy cover, population density, biomass, litterfall production, basal area.

Ecological processes refer to biological interactions, seed dispersal, soil nutrient, and environmental filters. Socioeconomy includes articles on quality of life, economy, and lato sensu social variables.

Data Analysis

To map the spatial distribution of the studies on forest restoration strategies within Amazonian countries, as well as for the nine Amazonian Brazilian states, we extracted information from the geographic coordinates of the sampling points of the articles analyzed. To better understand forest restoration practices in the Brazilian Amazon, we also discriminated the number of publications for each of the states of the Brazilian Amazon (Amazonas, Acre, Rondônia, Roraima, Pará, Maranhão, Amapá, Tocantins, and Mato Grosso).

We used Pearson's linear correlation to assess the relationship of the number of publications on forest restoration strategies and the deforestation estimated estimates of Smith et al. (2021) for all nine Amazonian countries, as well as for the nine Brazilian Amazon states. To analyze the temporal trends of articles published in each forest restoration strategy, we fitted generalized linear models with Poisson distributions (Zuur et al. 2009). To compare the institutional capacity among countries, we used the number of institutions cited in the authorship of each article as a proxy. Institutions were directly exported from the WoS platform. Then, we counted the number of institutions and calculated the average by country. We graphically evaluated and compared the number of articles among the five forest restoration strategies evaluated. Finally, we graphically analyzed the temporal trends of what ecosystem attributes are researched: flora diversity, fauna diversity, ecological processes, vegetation structure, and socioeconomy in relation to different forest restoration strategies. The map was generated in QGIS version 3.16 (QGIS Development Team 2022), while the other graphical analyses were performed in R version 4.1.3 (R Core Team 2020), using the packages ggplot2 (Wickham 2016) and dplyr (Wickham et al. 2022).

RESULTS

Database Summary

After carrying out the screening steps proposed by the PRISMA citation, we selected 362 manuscripts for our analyses. The results generated are presented in the PRISMA flow-diagram (Fig. 1).

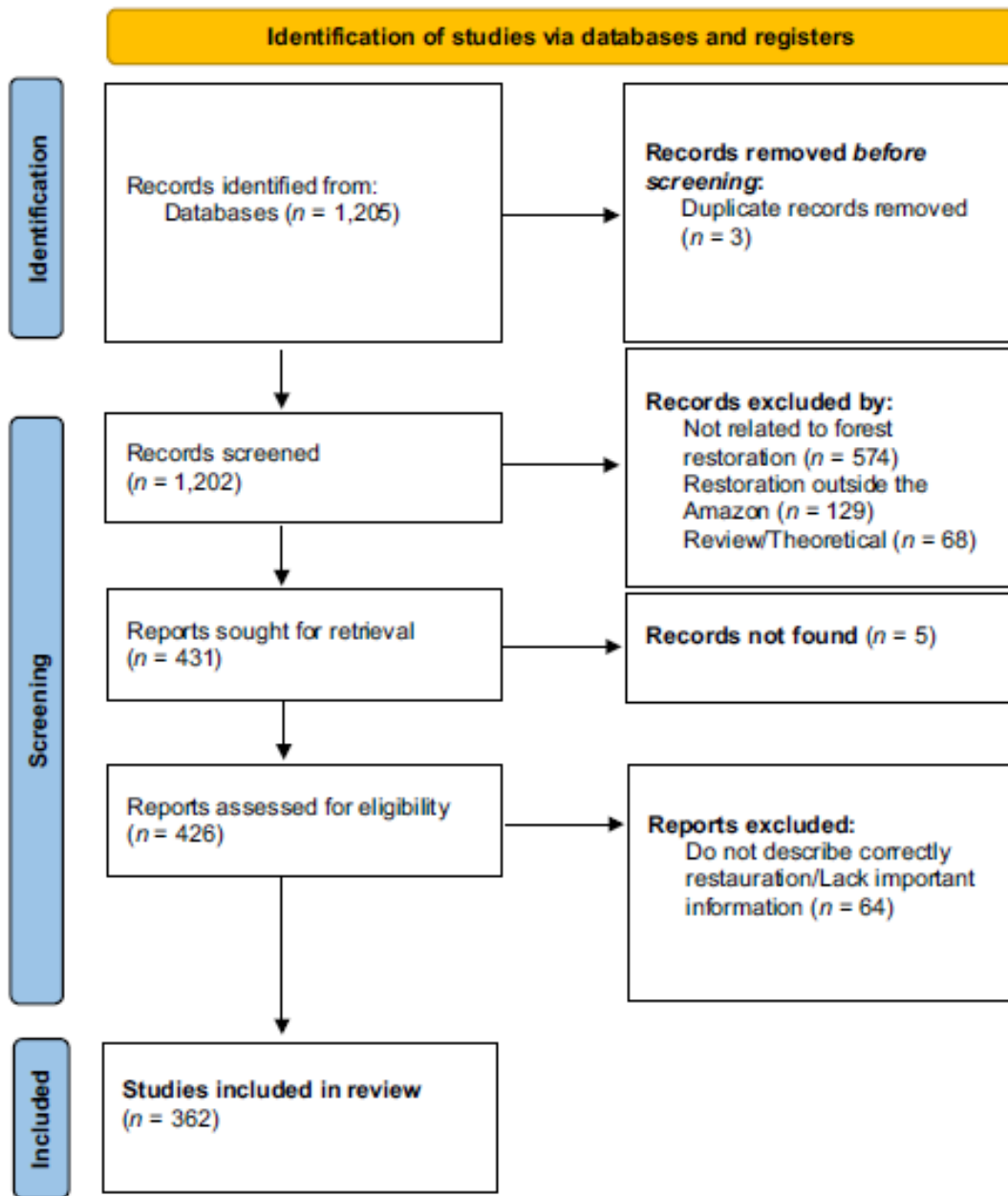


Figure 1. PRISMA fluxogram for manuscripts selection, searched in ISI WoS database.

Restoration Studies in the Amazon

The map of the spatial distribution of the sampling points reveals large areas of the biome where it was not possible to identify FLR strategies (Fig. 2). Brazil was the target of the largest number of studies on forest restoration in the Amazon (Table 1), followed by Peru, Colombia, Ecuador, Bolivia,

Venezuela, French Guiana, Guyana, and Suriname (Fig. 2). The Brazilian Amazon states were the target of the largest number of articles published on forest restoration: Pará, Amazonas, Rondônia, Mato Grosso, Acre, Amapá, Maranhão, Roraima, and Tocantins.

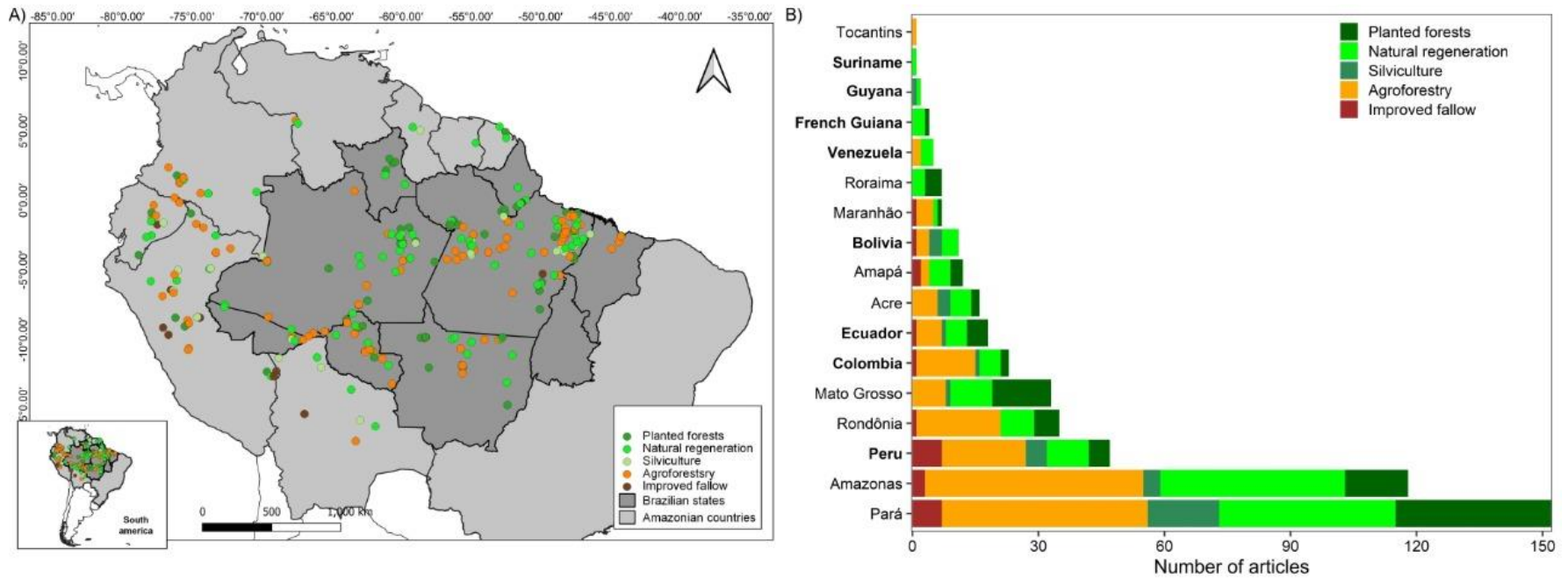


Figure 2. (A) Spatial distribution of restoration strategies in the countries of the Amazon biome and in the Brazilian states of the Amazon (bold lines). Different colors represent the different restoration strategies implemented in the region. (B) Number of articles describing restoration strategies in the Amazon biome in horizontal bars.

TABLES

Table 1. Number of forest landscape restoration publications and percentage of deforestation estimated by Smith et al. (2021) for Amazonian countries and Brazilian Amazon states.

Amazonian	Number of publications	Percentage of deforested area (%)	Percentage of the Amazon (%)
Amazonian Countries			
Brazil	279	18.48	61,9
Ecuador	13	12.72	1,5
Colombia	15	7.62	7,4
Peru	37	6.90	11,5
Bolivia	7	3.21	5,2
Guyana	1	2.96	3
Suriname	1	2.08	2,1
Venezuela	5	2.08	6,1
French Guiana	4	0.15	1,3
Brazilian States			
Tocantins	1	82.85	0,4
Maranhão	5	66.74	1,6
Rondônia	23	41.39	3,6
Mato Grosso	28	37.01	7,3
Pará	118	22.67	18,4
Acre	12	13.70	2,6
Roraima	4	7.04	2,7
Amapá	5	4.00	1,8
Amazonas	83	2.51	23,6

The area of the Amazon occupied per country was positively correlated with the number of articles published on FLR strategies in that country ($R = 0.81$; $p > 0.05$; Fig. 3A). On the other hand,

the percentage of deforestation of the Amazon area in each country was not correlated with the number of publications after removing Brazil that was an outlier (Fig. 3B). There was not statistically significant correlation for the Brazilian Amazon states, although it showed a negative trend (Fig. 3B). The states of Tocantins and Maranhão had the highest proportions of deforested area and the smallest numbers of publications on FLR, while Amazonas had the lowest proportion of deforested area and ranked second in the number of studies on FLR. The average number of institutions involved in each article did not differ among countries (range = 2.9–4.6; Fig. 4). However, international institutions (>30 countries outside the Amazon) accounted for more than half of the total number of institutions involved across all studies.

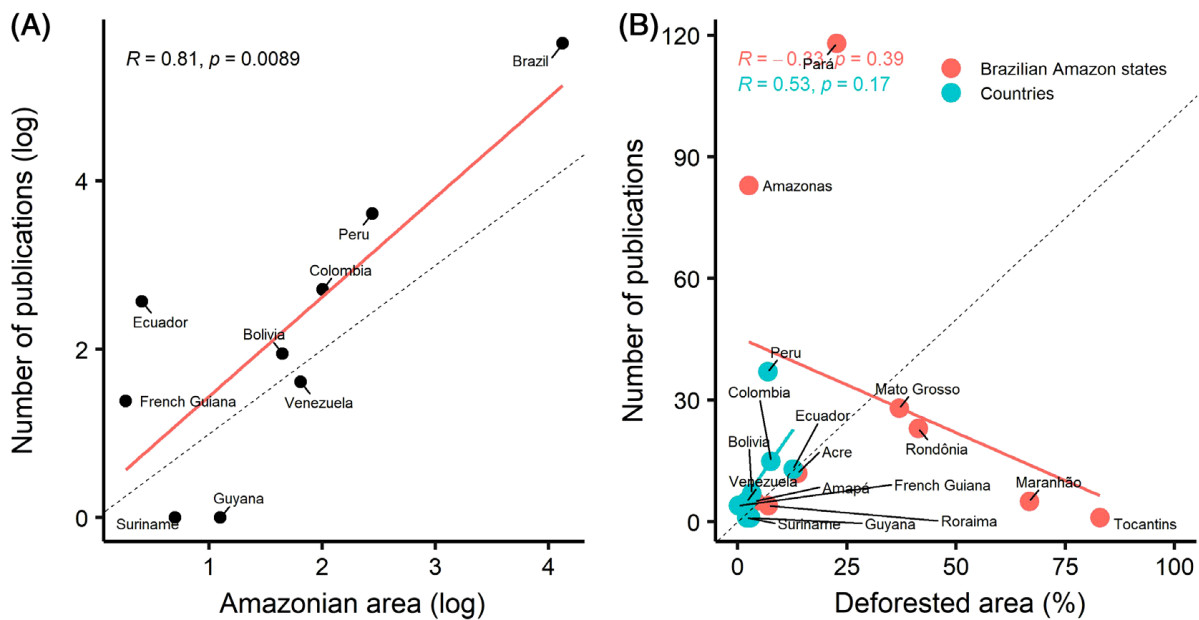


Figure 3. (A) Correlation between the number of publications and occupied area estimated by Smith et al. (2021) between Amazonian countries. (B) Pearson’s linear correlation between the number of

publications and deforested area estimated by Smith et al. (2021) between Amazonian countries and Brazilian Amazon states. Dashed line indicates 1:1 ratio.

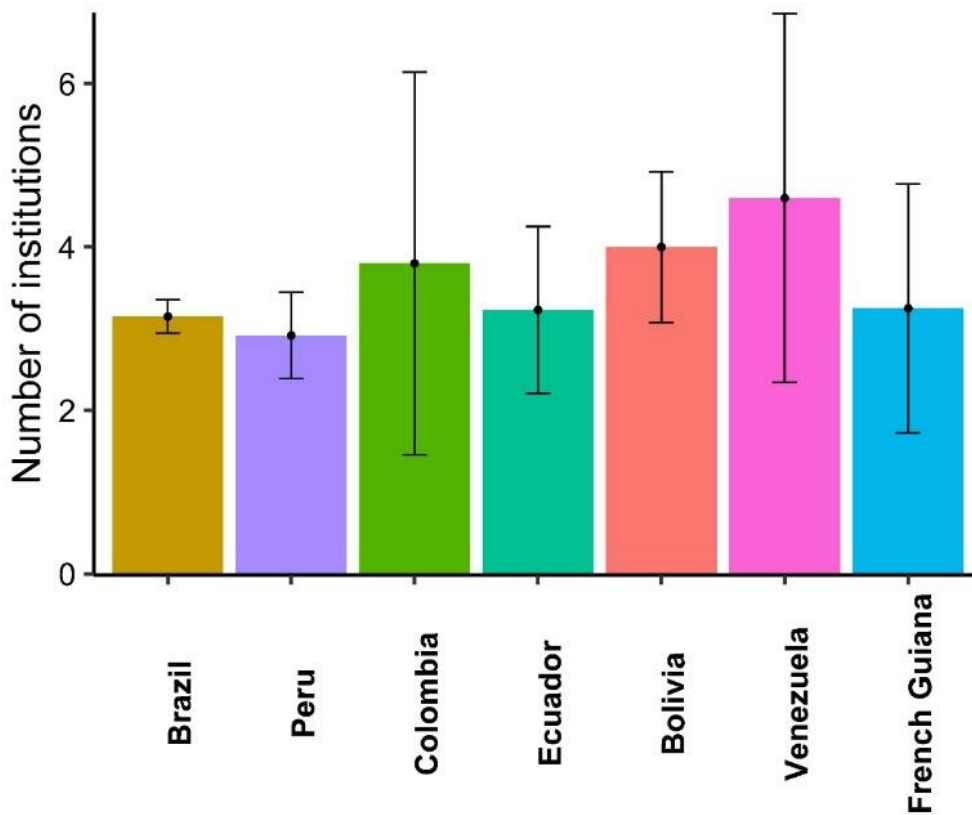


Figure 4. Average number (95% CI) of institutions that participated in the publication of articles by country. Guyana and Suriname are not shown in the figure because they have only one published article.

Agroforestry was the most common FLR strategy (37.88%), followed by natural regeneration (30.35%), forest plantation (19.55%), silviculture (7.33%), and improved fallows (4.89%; Fig. 2). Of the strategies evaluated, 55% varied significantly from its reference ecosystem (baseline). We found that AFS strategies followed by natural regeneration were the most common strategies across most Amazonian countries and Brazilian Amazon states. Most AFS strategies described in the studies were agrosilvicultural system (86%), followed by silvopastoral (8.6%), and agrosilvopastoral (4.9%), respectively (Fig. 5).

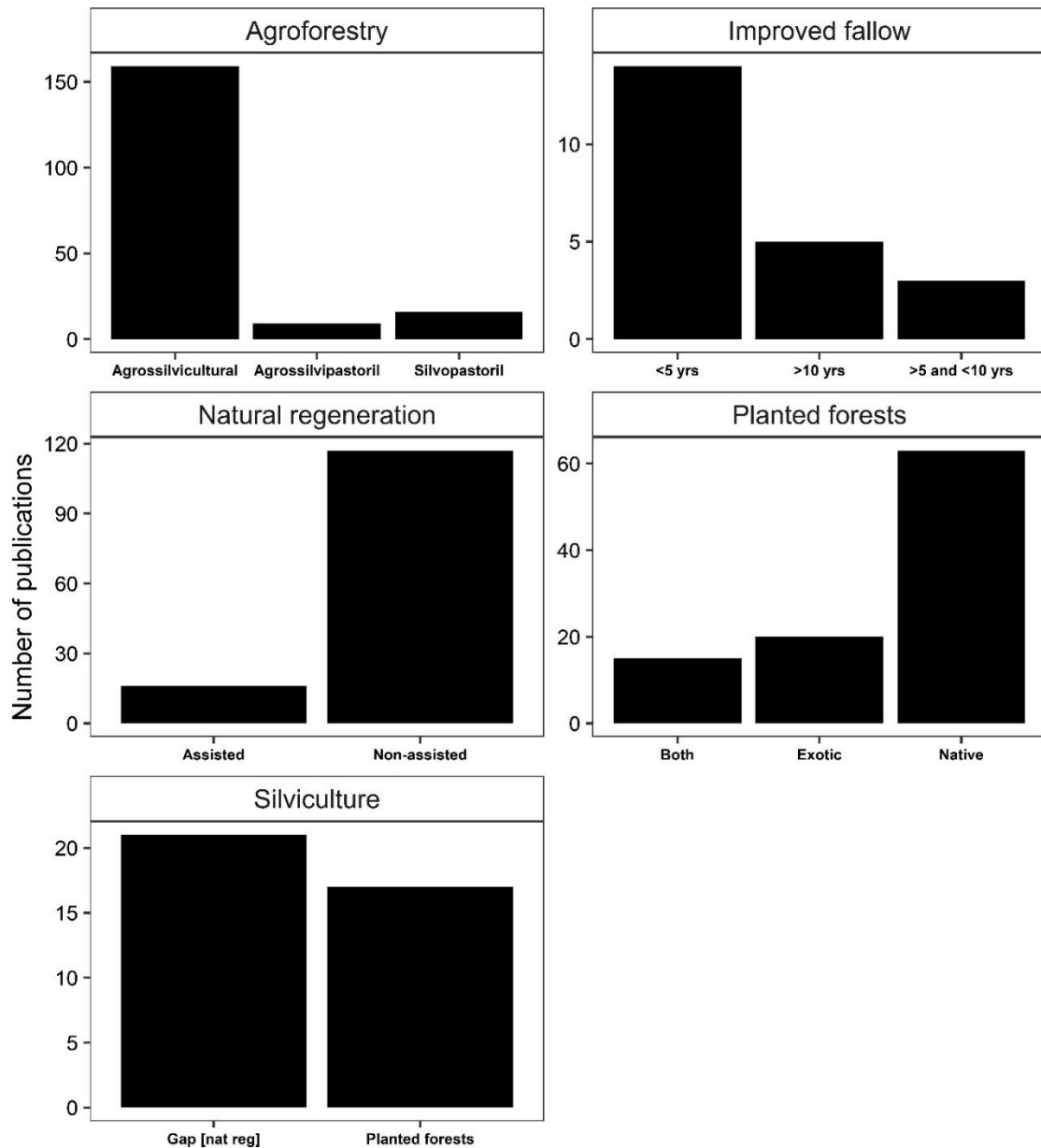


Figure 5. Number of publications among the categories of forest landscape restoration strategies in the Amazon biome. Most of the studies involved natural regeneration without management (87.8%). Forest plantation most commonly involved the planting of native species (63.9%), followed by exotic species (20.6%), while the planting of both was less common (15.5%; Fig. 5). Regarding silviculture, 55.3% of the articles described natural regeneration of gaps, while the lowest percentage corresponds to forest plantation. Of the 4.89% of studies on fallow lengths, 63.6% described fallow periods of no more than 5 years, while 22.7% described periods of more than 10 years. Finally, the generalized linear models

indicated a significant increase in the number of publications over time for all forest restoration strategies (forest planting, natural regeneration, AFS, and silviculture; R^2 0.18– 0.63; $p < 0.05$; Fig. 6), except for improved fallow ($p > 0.05$).

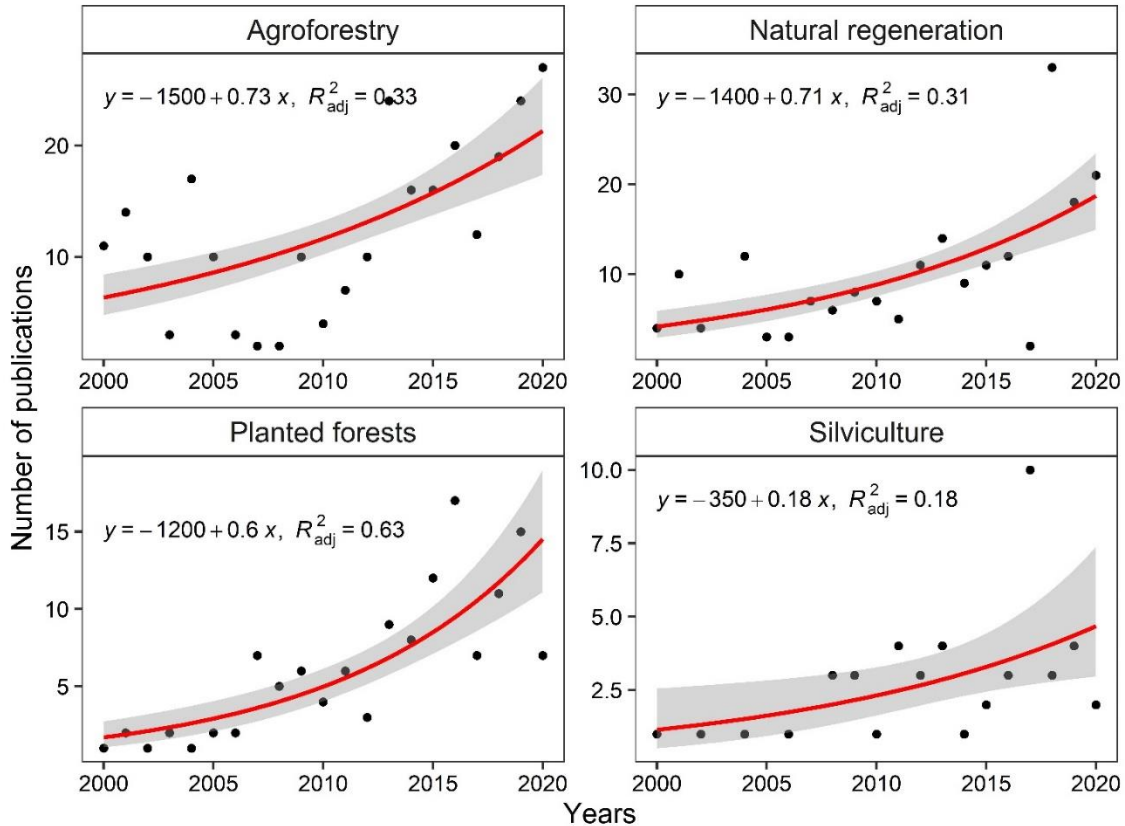


Figure 6. Adjustment by generalized linear models of the temporal relations of the number of publications of the main strategy of forest restoration in the Amazon biome. Shades indicate 95% CI.

TEMPORAL VARIATION IN ASSESSMENTS OF ECOSYSTEM ATTRIBUTES

Among the ecosystem attributes, most articles assessed ecological processes (33%), followed by vegetation structure (31%), and flora diversity (15.5%). In terms of restoration strategy, we observed a greater number of publications on AFS from 2012 onwards, which focused mainly on ecological processes and vegetation structure (Fig. 7). Regarding natural regeneration, there was a considerable increase in publications from 2018 onwards, accounting for the largest number of publications among all strategies in 2018, which mainly addressed vegetation structure and ecological processes.

Publications on forest planting increased since 2007, with peaks in 2016 and 2019; while the number of studies on improved fallow FLR strategies remained small during the analyzed period, with the greatest number being published in 2001 and from 2013 to 2016 (Fig. 6). In general, the generalized linear models indicated a significant increase over time in the assessments of the temporal relations of the number of publications and the ecosystem and socioeconomic attributes analyzed, although with low values of R^2 (ranging from 0.041 to 0.46), considering all the ecosystem attributes evaluated in this study (diversity of fauna, flora, vegetation structure, ecological processes, and socioeconomy; Fig. 8).

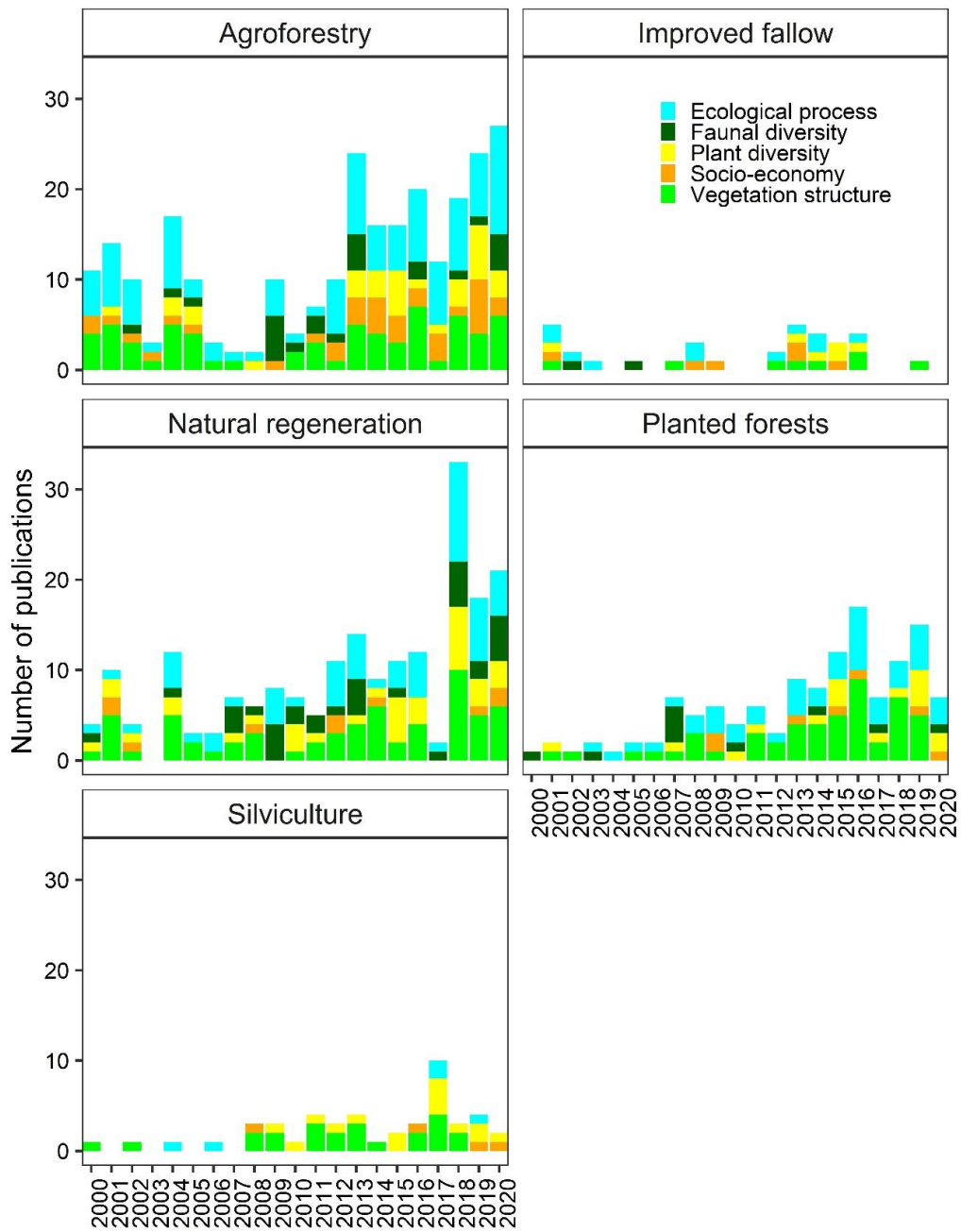


Figure 7. Temporal variation in the number of publications between ecosystem attributes from 2000 to 2020 for each strategy of restoration of the forest landscape in the Amazon.

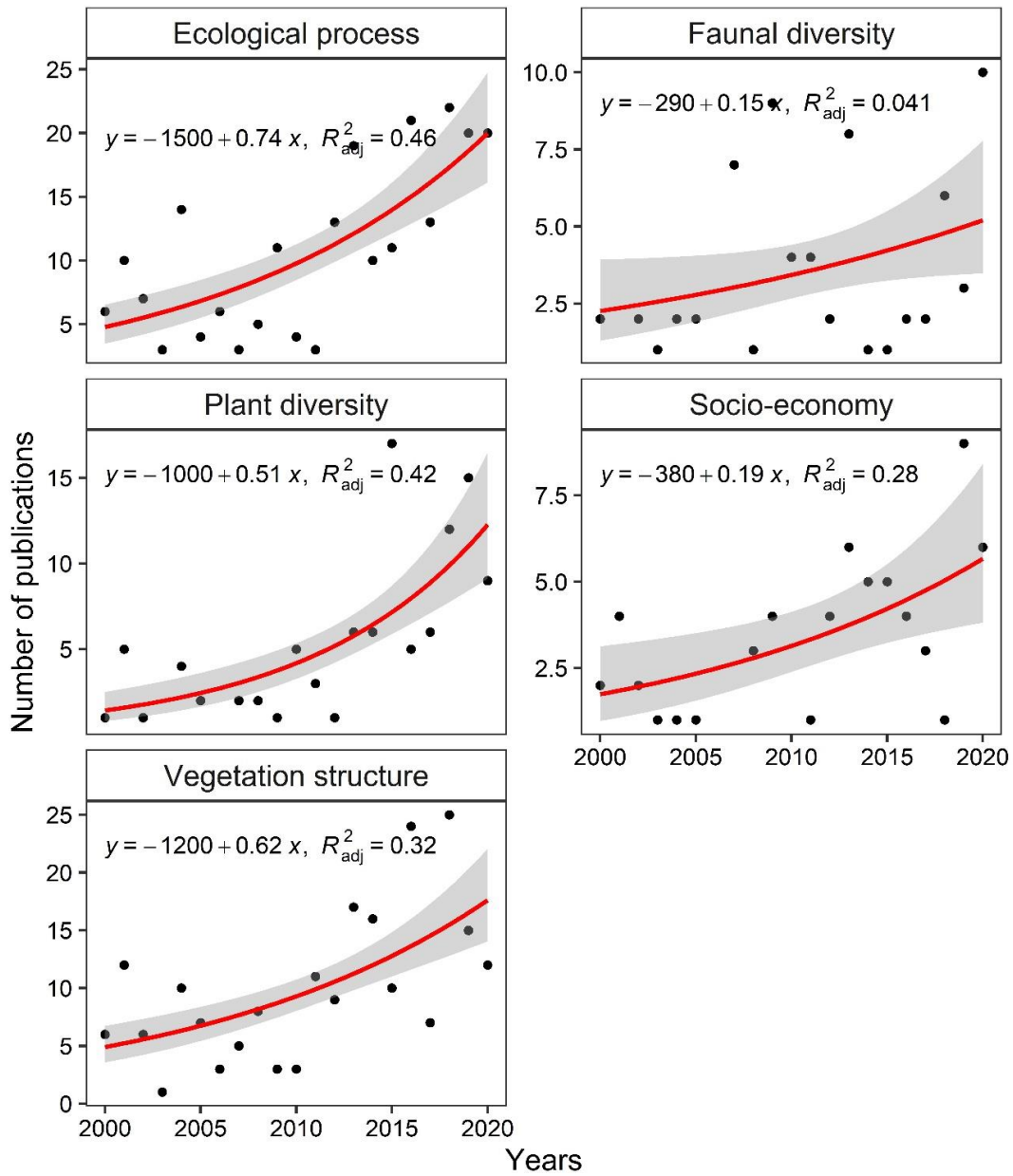


Figure 8. Adjustment by generalized linear models of the temporal relations of the number of publications and the ecosystem and socioeconomic attributes analyzed in the articles on restoration in the Amazon biome. Shades indicate 95% CI.

DISCUSSION

We characterize the bibliometric trends during two decades (2000–2020) regarding different restoration strategies suitable for FLR in the Amazon biome, analyzing the main restoration strategies implemented, ecosystem attributes, as well as advances and gaps in our knowledge on this topic. We observed a significant increase in the number of publications on FLR strategies and their associated ecosystem attributes over time.

FRL Strategies Across the Amazon

Among the countries analyzed, Brazil had the largest number of publications (77%), which may be a response to the greater area of the Brazilian Amazon, its increased investments in research in previous decades (Brasil 2022), and greater deforestation rates within the Brazilian territory (Smith et al. 2021). Our study shows a certain balance between the number of studies on the restoration of areas with forest (Natural Regeneration, Forest Plantations, and Silviculture Combined) and restoration of areas with agricultural land uses (AFS and improved fallows). On the other hand, AFS represent the majority of studies among the five FLR strategies investigated. AFS have been practiced in Amazonian countries since pre-Columbian times (Miller & Nair 2006). These systems have received support because they integrate food production, conservation, and restoration of ecosystem services, although they still need to be scaled up to provide more economic benefits (Porro et al. 2012).

Roughly one third of the studies on FLR in the Amazon described natural regeneration, which is an important result if we consider the relevance of this strategy for large-scale restoration goals. It is unlikely that the ambitious goals of FLR (e.g. the Paris Agreement) will be achieved without a broad global effort to enable natural regeneration (Chazdon & Guariguata 2016). Therefore, from the scientific viewpoint, the Amazon regional ready has a certain framework of knowledge with the potential to support restoration plans that encompass natural regeneration.

Natural regeneration is the most cost-effective approach to ecological restoration, especially in little impacted areas, considering the speed and intensity of the process (Crouzeilles et al. 2019). This strategy has a much lower cost compared to planting trees and therefore can be applied in large-scale restoration (Chazdon & Uriarte 2016). Natural regeneration plays an important role as it can restore several ecosystem functions and attributes of the original biodiversity (Lennox et al. 2018; Elias et al. 2020) and rescue an ecosystem from a completely altered or degraded state to a scale level of restoration (Chazdon 2008). However, despite these advantages, the strategy of natural regeneration is still not widely accepted by society, and is infrequently implemented by governmental and non-governmental agencies. This is mainly due to the unpredictability and uncertainties related to this restoration strategy, which has mostly occurred unintentionally, driven by socioeconomic forces such as rural emigration (Chazdon & Guariguata 2016).

Although agriculture is a cause of environmental degradation, ecological restoration on agricultural lands offers opportunities to reconcile agricultural production with improved biodiversity and ecosystem services, in addition to increasing economic activities and providing a source of green employment (Rey Benayas & Bullock 2012). Restoring productive ecosystems is essential to support food security (2021). There is growing recognition that social and human aspects need to be at the forefront of restoration initiatives to ensure long-term benefits (Gann et al. 2019). The significant number of studies on AFS we found across the Amazon suggests that we are moving in this direction, even though they still do not translate to practical applications on a large scale (Porro et al. 2012).

Amazonian Area Versus Publication Number

We found that the area of the countries covered by Amazonian Forest was related to the number of articles published on FLR. This pattern suggests that restoration studies might not be located in regions where they are most needed (Wortley et al. 2013; Gatica-Saavedra et al. 2017). In the Brazilian Amazon, Pará State holds the most scientific articles published; nevertheless, it has the highest

deforestation rates and cumulative deforested area. This state has seen more deforestation than other Amazon countries combined (Smith et al. 2021). However, several areas of the Brazilian Amazon have only a few, if any, publications. Thus, there is still much to be explored about the restoration of this biome. The most striking gaps in studies on FLR were found in the states of Tocantins and Maranhão, which are located in the transitional zone between the Amazon and Cerrado biomes and have been suffering great losses of forest ecosystems, mainly due to agricultural expansion (Silva Junior et al. 2020). Recent studies have indicated this region as a restoration hotspot, that is, the potential for great socioenvironmental benefits from restorative practices (e.g. biodiversity conservation, climate change mitigation, and water security), and with the viability to carry out restoration practices (Brancalion et al. 2019).

Research Capacity Across the Countries

Previous reviews showed a mismatch on a global scale between the need for restoration and the number of studies on this topic, whereby countries with greater economic power dominate the scientific production on restoration (Wortley et al. 2013; Gatica-Saavedra et al. 2017). Yet, this pattern does not seem to hold for research on FLR in Amazonian countries. Several factors contribute to the amount of research carried out in a given location, such as economic power and local institutional capacity (Heng et al. 2020). In fact, the average number of institutions involved in each article did not seem to differ significantly among countries, while international institutions might have an important supporting role to developing studies on restoration. Therefore, further investigation would be necessary to understanding the relative role of national and international partnerships in supporting the knowledge on restoration produced by Amazonian institutions.

From Studies to Implementation: Restoration Strategies and Attributes

Three major research and policy priorities are considered to drive natural regeneration as a restoration strategy: identification of ecological and socioeconomic conditions in which natural

regeneration is viable, development of monitoring protocols in partnership with local communities, in addition to governance, incentives, and regulation to promote the management of forest regeneration (Chazdon & Guariguata 2016). Despite the importance of the socioeconomic aspects observed in these priority areas, we observed that the number of socioeconomic studies had not increased, as had studies on ecosystem attributes. Finally, we also noted that the vast majority of studies were on unassisted natural regeneration, which most likely reflects the scarcity of implementation of natural regeneration management in practice. This gap in science and implementation is important due to the low probability of complete recovery of carbon and biodiversity from secondary forests under increasingly unfavorable conditions, such as climate change and the loss and fragmentation of native vegetation (Elias et al. 2020, Elias et al. 2022). Enrichment planting in these areas can also increase the interest of landowners in natural regeneration by adding commercial value to restoration (Chazdon & Guariguata 2016).

The proportion of studies on silviculture, which involves the restoration of degraded primary forests, was extremely low (<7% of the total). Furthermore, few attributes have been studied to date, being basically restricted to vegetation. These findings may reflect the uncommon implementation of this restoration strategy and its neglect by public policies (Silva Junior et al. 2021). Recent studies have revealed that the area of the Amazon forest that has been degraded exceeds that which has been deforested (Matricardi et al. 2020), which significantly contributes to biodiversity loss (Barlow et al. 2016), as well as carbon emissions and loss of ecosystem services (Berenguer et al. 2014; Silva Junior et al. 2021). Similar to natural regeneration, silviculture presents a cost-effective FLR strategy. Silviculture is less costly, encompasses techniques such as fire prevention (Barlow et al. 2012) and silvicultural treatments in logged forests (Neves et al. 2019). Considering the efforts to expand such initiatives, more studies and a wider range of topics need to be encouraged to leverage silviculture as an FLR strategy.

We found an increase in publications describing restoration strategies over time in the Amazon, especially from 2012 onwards, with a peak in 2018. These findings can be explained by the growing concern, at a global level, with increasing deforestation levels in the Amazon, and possibly the political scenario with the various multilateral initiatives such as the Bonn Challenge and the Paris Agreement, among others (Bonn Challenge 2022), in addition to the UN's Decade of Restoration (United Nations 2019). At least in the case of Brazil, the increase in investments in science prior to this period have also contributed. The budget of the Ministry of Science in Brazil increased from 1.3 billion reais (about US\$575 million) in 2002 to 12.7 billion reais (around US\$5.6 billion) in 2013 (Massarani 2013). The budget decreased again in the following years (Brasil 2022); however, the greater investments in the past had a positive impact on scientific production observed in recent years (Fernandes et al. 2017).

Despite the general increase in studies over time, we observed that the attributes evaluated did not grow homogeneously. Vegetation structure and ecological processes accounted for the largest proportion of studies in our results, following the pattern also found by other reviews carried out only in Brazil (Guerra et al. 2020). On the other hand, faunal diversity and socioeconomy had only a small increase compared to the other attributes. In our study, we found that socioeconomy is a restoration component still neglected in scientific publications in the Amazon, with <10% of studies evaluating this attribute. This pattern also occurs in global studies (Wortley et al. 2013). However, it is very important that researchers place more emphasis on the social issues of ecological restoration in the future, as local inhabitants are affected by restoration projects (Guan et al. 2019).

Faunal diversity has also received little attention in the FLR studies evaluated by other authors (Ruiz-Jaen & Aide 2005; Guerra et al. 2020). This gap is very important if we consider the key role of frugivorous animals as seed dispersers, and consequently facilitators of forest restoration (Paolucci et al. 2019). Understanding the recovery of the multiple functions of the forest ecosystem involves a holistic view to direct policies that benefit nature and people at local to global scales (Poorter et al.

2021). Thus, future studies in the Amazon should expand not only the geographic scope, but also the FLR strategies addressed, as well as the ecosystem and socioeconomic attributes investigated.

In summary, our findings have shown an increasing number of publications on FLR across Amazonian countries in the last two decades, carried out by a significant number of local and international institutions. Many articles were found to potentially support large-scale restoration plans, especially natural regeneration and AFS practices. However, there are important gaps to be filled in terms of geographic scope, restoration strategies and ecosystem attributes. The restoration of degraded primary forests, studies on faunal diversity, and socioeconomics are among the major topics that need further attention in future studies and public policies.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are grateful for the following for financial support: the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (PELD-RAS CNPq, 441659/2016-0 and 441573/2020-7), BNP Paribas Foundation's Climate and Biodiversity Initiative (Project Bioclimate). FE was supported by postdoctoral fellowship funded by the BJT-FAPESPA Program (Process No. 2021/658588) at PPGECO Universidade Federal do Pará. RON was supported by doctoral fellowship funded by CNPq (process no. 140731/2021-0) at PPGECO-Federal University of Pará.

LITERATURE CITED

Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, Mac NR, et al. (2016) Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* 535:144–147. <https://doi.org/10.1038/nature18326>

Barlow J, Parry L, Gardner TA, Ferreira J, Aragão LEOC, Carmenta R, Berenguer E, Vieira ICG, Souza C, Cochrane MA (2012) The critical importance of considering fire in REDD+ programs. *Biological Conservation* 154:1–8. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.034>

- Barlow J, Sist P, Almeida R, Arantes C, Berenguer E, Caron P, et al. (2021) Chapter 28: Restoration options for the Amazon. In: Amazon Assessment Report 2021. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. <https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/https://doi.org/10.55161/OSPD2912>
- Berenguer E, Ferreira J, Gardner TA, Aragão LEOC, De Camargo PB, Cerri CE, Durigan M, De Oliveira RC, Vieira ICG, Barlow J (2014) A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology* 20:3713–3726. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>
- Bonn Challenge (2022) Bonn Challenge. <https://www.bonnchallenge.org/>
- Brancalion PHS, Niamir A, Broadbent E, Crouzeilles R, Barros FSM, Almeyda Zambrano AM, et al. (2019) Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances* 5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>
- BRASIL (2021) Lei n.12.651, de 25 maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.
- Brasil (2022) Portal da Transparência. <https://www.portaltransparencia.gov.br/funcoes/19->
- Bustamante MMC, Silva JS, Scariot A, Sampaio AB, Mascia DL, Garcia E, et al. (2019) Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 24:1249–1270. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9837-5>
- César RG, Belei L, Badari CG, Viani RAG, Gutierrez V, Chazdon RL, Brancalion PHS, Morsello C (2020) Forest and landscape restoration: a review emphasizing principles, concepts, and practices. *Land* 10:28. <https://doi.org/10.3390/land10010028>
- Chazdon RL (2008) Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458–1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Chazdon RL, Guariguata MR (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48: 716–730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Chazdon RL, Uriarte M (2016) Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48:709–715. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>
- Crouzeilles R, Barros FSM, Molin PG, Ferreira MS, Junqueira AB, Chazdon RL, Lindenmayer DB, Tymus JRC, Strassburg BBN, Brancalion PHS (2019) A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. *Journal of Applied Ecology* 56: 2675–2686. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13501>
- da Cruz DC, Benayas JMR, Ferreira GC, Santos SR, Schwartz G (2021) An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. *New Forests* 52:1–16. <https://doi.org/10.1007/s11056-020-09777-3>
- Davidson EA, de Araújo AC, Artaxo P, Balch JK, Brown IF, Bustamante MMC, et al. (2012) The Amazon basin in transition. *Nature* 481:321–328. <https://doi.org/10.1038/nature10717>
- Elias F, Ferreira J, Lennox GD, Berenguer E, Ferreira S, Schwartz G, et al. (2020) Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. *Ecology* 101:703. <https://doi.org/10.1002/ecy.2954>
- Elias F, Ferreira J, Resende AF, Berenguer E, França F, Smith CC, et al. (2022) Comparing contemporary and lifetime rates of carbon accumulation from secondary forests in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 508:120053. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120053>
- FAO (2020) Restoring the Earth – The next decade. Unasylva No. 252 - Vol. 71 2020/1. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb1600en>
- Fernandes GW, Vale MM, Overbeck GE, Bustamante MMC, Grelle CEV, Bergallo HG, et al. (2017) Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15:239–243. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.004>

Ferreira J, Lennox GD, Gardner TA, Thomson JR, Berenguer E, Lees AC, et al. (2018) Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. *Nature Climate Change* 8:744–749. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0225-7>

Gann GD, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson CR, Jonson J, et al. (2019) International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

Gatica-Saavedra P, Echeverría C, Nelson CR (2017) Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology* 25:850–857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>

Gatti LV, Basso LS, Miller JB, Gloor M, Gatti Domingues L, Cassol HLG, et al. (2021) Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature* 595:388–393. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>

Guan Y, Kang R, Liu J (2019) Evolution of the field of ecological restoration over the last three decades: a bibliometric analysis. *Restoration Ecology* 27:647–660. <https://doi.org/10.1111/rec.12899>

Guerra A, Reis LK, Borges FLG, Ojeda PTA, Pineda DAM, Miranda CO, et al. (2020) Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management* 458:117802. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>

Heng K, Hamid MO, Khan A (2020) Factors influencing academics' research engagement and productivity: a developing countries perspective. *Issues in Educational Research* 30:965–987. <https://doi.org/10.3316/informit.465283943914964>

IUCN, WRI (2014) A guide to the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM): assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level.

IUCN, Gland, Switzerland Kollmann J, Meyer ST, Bateman R, Conradi T, Gossner MM, de Souza Mendonça M, et al. (2016) Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. *Restoration Ecology* 24: 722–730. <https://doi.org/10.1111/rec.12422>

Lennox GD, Gardner TA, Thomson JR, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, et al. (2018) Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. *Global Change Biology* 24: 5680–5694. <https://doi.org/10.1111/gcb.14443>

Mansourian S (2021) From landscape ecology to forest landscape restoration. *Landscape Ecology* 36:2443–2452. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01175-6>

Mansourian S, Vallauri D (2014) Restoring forest landscapes: important lessons learnt. *Environmental Management* 53:241–251. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0213-7>

Massarani L (2013) Brazil's science investment reaches record high. *Nature* 2012–2013. <https://doi.org/10.1038/nature.2013.13495>

Matricardi EAT, Skole DL, Costa OB, Pedlowski MA, Samek JH, Miguel EP (2020) Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* 369:1378–1382. <https://doi.org/10.1126/science.abb3021>

Miller RP, Nair PKR (2006) Indigenous agroforestry systems in Amazonia: from prehistory to today. *Agroforestry Systems* 66:151–164. <https://doi.org/10.1007/s10457-005-6074-1>

Minnemeyer S, Laestadius L, Sizer N, Carole SL, Potapov P (2011) A world of opportunity—a world of opportunities for forest and landscape restoration. *World Resources Institute*

Neves RLP, Schwartz G, Lopes JCA, Leão FM (2019) Post-harvesting silvicultural treatments in canopy logging gaps: medium-term responses of commercial tree species under tending and enrichment planting. *Forest Ecology and Management* 451:117521. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117521>

Noulèkoun F, Mensah S, Birhane E, Son Y, Khamzina A (2021) Forest landscape restoration under global environmental change: challenges and a future roadmap. *Forests* 12:1–13. <https://doi.org/10.3390/f12030276>

Paolucci LN, Pereira RL, Rattis L, Silvério DV, Marques NCS, Macedo MN, Brando PM (2019) Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica* 51:245–252. <https://doi.org/10.1111/btp.12627>

Poorter L, Rozendaal DMA, Bongers F, de Almeida JS, Álvarez FS, Andrade JL, et al. (2021) Functional recovery of secondary tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2003405118>

Porro R, Miller RP, Tito MR, Donovan JA, Vivian JL, Trancoso R, Van Kantem RF, Grijalva JE, Ramirez BL, Gonçalves AL (2012) Agroforestry in the Amazon region: a pathway for balancing conservation and development. *Advances in Agroforestry* 391–428. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4676-3_20

QGIS Development Team (2022) QGIS geographic information system developers manual. Open Source Geospatial Foundation Project R Core Team (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>

Rey Benayas JM, Bullock JM (2012) Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15:883–899. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9552-0>

Rodrigues M (2021) Forest recovery in the Amazon is a slow process. *Eos* 102. <https://doi.org/10.1029/2021EO163121>

Ruiz-Jaen MC, Aide TM (2005) Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13:569–577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>

Silva Junior CHL, Carvalho NS, Pessôa ACM, Reis JBC, Pontes-Lopes A, Doblaz J, et al. (2021) Amazonian forest degradation must be incorporated into the COP26 agenda. *Nature Geoscience* 14:634–635. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00823-z>

Silva Junior CHL, Celentano D, Rousseau GX, de Moura EG, van Deursen Varga I, Martinez C, Martins MB (2020) Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão state. *Brazil. Land Use Policy* 97:104806. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104806>

Smith CC, Healey JR, Berenguer E, Young PJ, Taylor B, Elias F, Espírito-Santo F, Barlow J (2021) Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. *Environmental Research Letters* 16:085009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1701>

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004) *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson, Society for Ecological Restoration International.

Tigre MA (2019) Building a regional adaptation strategy for Amazon countries. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics* 19:411–427. <https://doi.org/10.1007/s10784-019-09443-w>

United Nations Environment Programme (2021) *Becoming #GenerationRestoration: ecosystem restoration for people, nature and climate*. Nairobi. Production United Nations (2019) *United Nations decade on ecosystem restoration (2021– 2030)*. Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019. UN 03519:1–6

Val P, Figueiredo J, Melo G, Flantua S, Quesada CA, Reinfelder YF, Albert JS, Guayasamin JM, Hoorn C (2021) Chapter 1: Geology and geodiversity of the Amazon: Three billion years of history. In: *Amazon Assessment Report 2021*. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. <https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/>, <https://doi.org/10.55161/POFE6241>

Wickham H (2016) *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>

Wickham H, François R, Henry L, Müller K (2022) *dplyr: a grammar of data manipulation*. <https://dplyr.tidyverse.org>, <https://github.com/tidyverse/dplyr>

Wiegant D, van Oel P, Dewulf A (2022) Scale-sensitive governance in forest and landscape restoration: a systematic review. *Regional Environmental Change* 22. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01889-0>

Wortley L, Hero JM, Howes M (2013) Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 21:537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>

Zuur AF, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA, Smith GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Statistics for Biology and Health, New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

3 Sessão II

Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na Amazônia: O Papel das Palmeiras

**Esta sessão ainda será
submetida para
publicação.**

Potencial para Restauração de Paisagens Florestais na Amazônia: O Papel das Palmeiras

RESUMO

Diversos fatores ambientais ligados ao tipo de distúrbio, condições do solo, da paisagem e climáticas, com maior ou menor intensidade, conduzem o processo de sucessão durante a restauração florestal. No início da sucessão, a dominância de pioneiras dependentes de luz, de rápido crescimento e ciclo de vida curto é esperada. Com o avanço da sucessão, essas espécies são substituídas gradualmente por espécies tolerantes à sombra e crescimento lento. Contudo, em alguns casos, espécies oportunistas, como palmeiras e lianas, podem se estabelecer nessas comunidades e permanecer por longos períodos. Apesar disso, pouco se sabe acerca dos fatores responsáveis pela dominância de palmeiras em microescala espacial, bem como dos seus efeitos durante a recuperação florestal. Nesse estudo nós investigamos os fatores relacionados com a dominância de palmeiras (acaule e com caule) e seus efeitos sobre a regeneração arbórea natural em 218 parcelas permanentes distribuídas entre diferentes classes florestais (florestas primárias não-perturbadas, com extração madeireira, com extração madeireira e queimada, e florestas secundárias) nas regiões de Santarém e Paragominas na Amazônia Oriental. Nós perguntamos: [i] Como a variação nas condições edafoclimáticas, da paisagem e as classes florestais afeta a abundância de palmeiras acaule e com caule entre as classes florestais nas regiões avaliadas? [ii] A abundância de palmeiras acaule afeta a regeneração arbórea florestal? Nossos resultados indicam que a abundância de palmeiras é influenciada pela intensidade de degradação, entre os três tipos de variáveis investigadas (edafoclimáticas, paisagem e classes florestais), os resultados mais consistentes foram observados para as classes florestais: as classes florestais mais alteradas exibiram maior abundância de palmeiras. A maior abundância de palmeiras nas florestas secundárias e florestas com extração e queimadas em comparação com florestas menos perturbadas é uma evidência de associação da dominância de palmeiras com a intensidade de degradação. Além disso, demonstramos que a abundância de palmeiras acaule foi relacionada negativamente com a regeneração arbórea, independente da classe florestal avaliada. Isto mostra um padrão sugestivo de que o efeito negativo das palmeiras acaules sobre a regeneração arbórea relaciona-se com a forte competição por espaço, luz e nutrientes.

Palavras-chave: Arecaceae, abundância, regeneração impedida, florestas secundárias.

INTRODUÇÃO

O desmatamento e a degradação já atingiu mais de trezentos milhões de hectares de florestas tropicais úmidas nos últimos 30 anos (VANCUTSEM et al., 2021). As projeções de desflorestamento para as próximas décadas apontam para consequências graves para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos desempenhados por essas florestas (FISCHER et al., 2021). O desmatamento acumulado da Amazônia brasileira é de aproximadamente 20% (AMIGO, 2020; SMITH et al., 2021). As áreas sujeitas a vetores de degradação florestal, por exemplo, expansão da fronteira agrícola, extração de madeira, fontes agrícolas que inicial incêndios florestais (LAPOLA et al., 2023) atualmente superam as áreas desflorestadas nessa região (MATRICARDI et al., 2020). Esse cenário fomenta as discussões acerca da necessidade de desenvolver ações de restauração para contornar essas tendências.

Apesar das grandes alterações sofridas, as florestas tropicais apresentam grande capacidade de regeneração natural (CHAZDON et al., 2016). O sucesso do processo de restauração da biodiversidade e estrutura da vegetação depende de diversos fatores, a exemplo do tempo após o distúrbio, da precipitação anual (CROUZEILLES et al., 2017) e da cobertura florestal da paisagem ao redor (CROUZEILLES et al., 2021). Ou seja, a sucessão florestal é influenciada por variáveis diretas e indiretas que atuam a nível local, como propriedades do solo, microclima e interações bióticas; de paisagem, como cobertura florestal, borda da floresta e histórico de uso; e regional como clima, topografia e distúrbios naturais, podendo interagir entre as escalas alterar a regeneração florestal (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). A modificação nessas variáveis devido á perturbações antrópicas favorecem a substituição de muitas espécies sensíveis por poucas espécies resistentes, favorecendo a homogeneização biótica (SOLAR et al., 2015) de ambientes alterados (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Podendo impactar negativamente a regeneração ou até mesmo ser impedir (ELIAS et al., 2020, 2022; TYMEN et al., 2016). Por exemplo, a presença massiva de algumas espécies de lianas e palmeiras durante a sucessão, desfavorecem a regeneração natural, i.e., impedem a colonização e o estabelecimento de novas espécies, modificando o curso natural da restauração da estrutura, diversidade e composição florística (INGWELL et al., 2010; MESQUITA et al., 2015).

As palmeiras se dividem em grupos com ecologias diferentes, há espécies de sub-bosque sensíveis a perturbação, e espécies heliófilas, que respondem positivamente a perturbação antrópica. Essas palmeiras exibem algumas estratégias competitivas para se adaptar aos ambientes, por exemplo, folhas e frutos grandes em solos férteis significam são uma vantagem competitiva para maximizar o crescimento (TRUJILLO; RIVERA-RONDÓN; BALSLEV, 2021). Enquanto isso, em situações de estresse como em secas extremas, a mortalidade das palmeiras é menor do que de outros

grupos funcionais (SOUSA et al., 2020). Essas características favorecem um comportamento oportunista das palmeiras em áreas com perturbações, o que garante o aumento populacional de algumas palmeiras nos ambientes degradados. A monodominância de uma espécie específica de palmeira cria um tipo de vegetação conhecido como palmeirais (Arecaceae) (e.g., açazais, babaçuais, buritizais, carnaubais; Ribeiro e Walter, 2008). Por exemplo, os babaçuais [*Attalea speciosa*] são bastante comuns na Amazônia (GEHRING et al., 2020), especialmente em áreas perturbadas pelo fogo (MITJA; FERRAZ, 2001). O fogo quebra a dormência dos frutos e provoca a germinação massiva dessa espécie após esses eventos (DE SOUSA; MORAES; GEHRING, 2016). Ainda, essa espécie aloca biomassa acima da média para as raízes finas, o que favorece a sua adaptação a solos com baixa fertilidade (DE SOUSA; MORAES; GEHRING, 2016).

No contexto amazônico, a família Arecaceae apresenta ampla distribuição no bioma e nas suas diferentes formações fisionômicas (SMITH, 2015; ZAPPI et al., 2015). O grupo é bastante relevante no contexto econômico e cultural (SMITH, 2015), com inestimável valor de subsistência, com uso direto na construção civil, artesanato, fins medicinais, dentre outros. Algumas espécies representam a base da alimentação de muitas comunidades tradicionais, com importância consolidada nacional e internacionalmente, a exemplo do buriti [*Mauritia flexuosa* L.f.] e açaí [*Euterpe oleracea* Mart.] (CLEMENT; LLERAS; VAN LEEUWEN, 2005; SMITH, 2015). Apesar disso, pouco sabemos acerca dos efeitos diretos da abundância de palmeiras durante a recuperação florestal, bem como dos fatores ambientais relacionados à sua monodominância local.

A característica das palmeiras de apresentar duas formas de vida durante o seu desenvolvimento, i.e., com a presença ou ausência de caule (acaulescente) (KAHN; DE GRANVILLE, 1992) é pouco investigada na literatura, especialmente durante a recuperação florestal. Algumas espécies são acaulescentes apenas na fase juvenil (KAHN, 1986), enquanto outras exibem essa forma de vida permanentemente (BALSLEV et al., 2011). A forma acaule é uma adaptação à falta de condições para construção do caule (KAHN, 1986), por exemplo, pouca luminosidade (KAHN; DE GRANVILLE, 1992; TRUJILLO et al., 2022), economia de água e carboidratos em condições de estresse, como seca e em incêndios (CÁSSIA-SILVA et al., 2022; NOBLICK, 2017). Essa característica pode beneficiar as palmeiras durante a recuperação florestal, permitindo um maior tempo de permanência dessas espécies nas áreas perturbadas.

A compreensão dos processos que influenciam a regeneração de espécies durante a sucessão florestal, como a competição e facilitação, pode favorecer o aprimoramento de técnicas de manejo que beneficiem a diversidade de espécies ao longo prazo. Dentre os métodos de manejo visando a restauração florestal mais promissora para aplicação em larga escala, destaca-se a restauração por regeneração natural (CHAZDON et al., 2020). Entretanto, ainda se faz necessária a

identificação de condições ecológicas e econômicas onde esta prática possa ser uma opção viável de restauração (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). O aproveitamento da natureza para restauração [regeneração natural assistida] é um método simples e de baixo custo, mas precisa ser melhor compreendido e difundido (FAO, 2020). Novos estudos devem ser desenvolvidos para melhor compreender o processo de regeneração natural, buscando técnicas que reduzam o tempo de restauração florestal, a exemplo do comportamento biológico de espécies que aceleram ou comprometem esse processo.

Nesse estudo nós avaliamos variações na abundância de palmeiras acaule e com caule entre diferentes classes florestais (florestas primárias não-perturbadas, florestas degradadas pelo fogo e extração seletiva e florestas secundárias) nas regiões de Santarém e Paragominas na Amazônia Oriental. Nós também modelamos a relação entre a abundância de palmeiras acaule, estas palmeiras apresentaram abundância expressiva nas áreas (maior do que o dobro das palmeiras com caule), e a abundância de indivíduos arbóreos jovens – um indicativo para regeneração arbórea natural. Nós perguntamos: [i] Como a variação nas condições edafoclimáticas, da paisagem e as classes florestais de degradação afeta a abundância de palmeiras acaule e com caule? [ii] A abundância de palmeiras acaule afeta a regeneração arbórea florestal? Finalmente, nós discutimos os impactos da abundância de palmeiras durante a sucessão florestal e para o manejo de florestas no contexto de restauração florestal no bioma Amazônia.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado em 218 parcelas estabelecidas em florestas primárias não-perturbadas, com extração madeireira, com extração madeireira e queimada, e florestas secundárias nas regiões de Santarém, compreendendo os municípios de Santarém e Belterra e Mojuí dos campos, e Paragominas na Amazônia Oriental (Figura 1; Tabela SI 1). Essas parcelas foram distribuídas entre 18 microbacias, ao longo de um gradiente de cobertura florestal. As parcelas foram estabelecidas em florestas de terra-firme e distanciavam-se pelo menos 1.500 m entre si. Em cada bacia hidrográfica, o número e a localização das parcelas de estudo seguiram um padrão estratificado-aleatório do desenho amostral, com o número de parcelas sendo proporcional à cobertura florestal de cada bacia hidrográfica de estudo, mas sem conhecimento prévio da história de perturbação induzida pelo homem ou limpeza dos locais (detalhes em BERENGUER et al., 2014).

TABELAS E FIGURAS

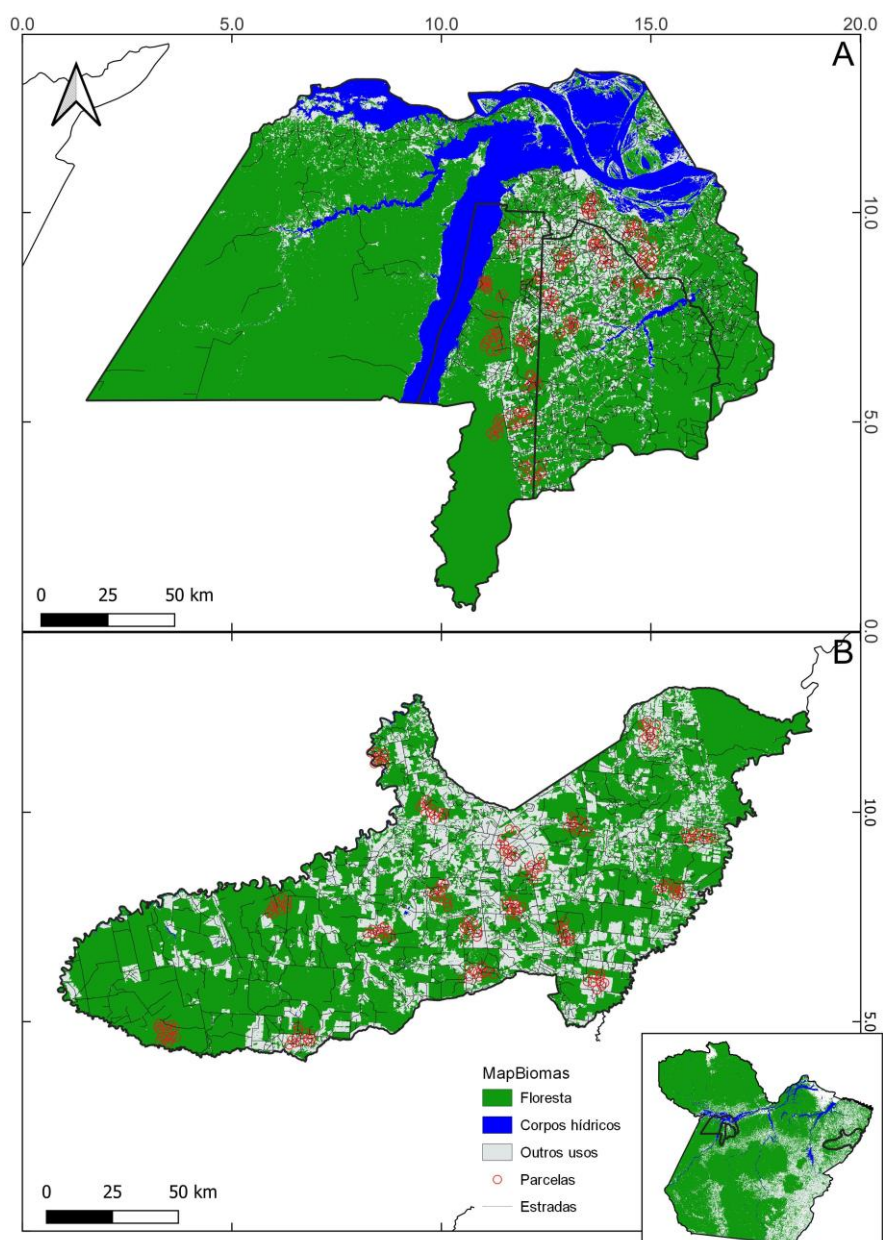


Figura 1. Mapa de uso e cobertura do solo e distribuição geográfica das parcelas avaliadas nas regiões de Santarém (A) e Paragominas (B).

As regiões de estudo, Santarém e Belterra e Paragominas estão em áreas com vegetação original composta por florestas de terra firme e ambas tem sido submetidas a aumento do desmatamento a partir de dos anos 2000 (BERENGUER et al., 2014). Paragominas experimenta uma ocupação mais recente, fundada na segunda metade do século XX (COSTA BASTOS et al., 2021). A região de Santarém se caracteriza por clima quente e úmido, temperatura e precipitação média anual média em torno de 25,5 °C e 2.000 mm, respectivamente e predominância de Latossolos

Amarelos Distróficos (RODRIGUES et al., 2001). A região de Paragominas também se caracteriza por clima quente e úmido, temperatura e precipitação média anual em torno de 26,5 °C e 1800 mm e predominância de Latossolos Amarelos textura média a muito argilosa (RODRIGUES et al., 2003). Além disso, o clima de Paragominas é classificado como Af e Santarém como Am, na classificação de Köppen (COSTA BASTOS et al., 2021).

Idade das florestas secundárias

A idade das florestas secundárias variou de 6 a 22 anos e foi definida a partir de entrevistas durante o estabelecimento das parcelas e confirmadas a partir da análise de imagens de alta resolução (detalhes em GARDNER et al., 2013).

Censo da vegetação

A amostragem foi realizada em parcelas permanentes de 0,25 ha (10 x 250 m) estabelecidas entre os anos de 2010 e 2019 pela equipe da Rede Amazônia Sustentável (rasnetwork.org). Em cada parcela mensuramos o diâmetro à altura do peito (DAP) e altura total de todos os indivíduos lenhosos vivos adultos (árvores, lianas e palmeiras com caules), com o diâmetro a 1.3 m do solo (DAP) ≥ 10 cm. Dentro de cada parcela estabelecemos cinco subparcelas de 20 x 5 m, onde mensurados os indivíduos jovens, com DAP de 2 a 9,9 cm. Nós também amostramos as palmeiras acaule que atingiam o ponto de corte de no mínimo 3 m de comprimento da folha mais nova em toda a área amostral da parcela; e com o comprimento da folha mais nova variando entre 2 m a 2.9 m nas subparcelas. Todos os indivíduos receberam uma plaqueta de alumínio para facilitar a identificação nas remedições posteriores. A identificação botânica foi feita em campo com o auxílio de paratômicos ou por meio de comparações com exsicatas do Herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental. A nomenclatura dos táxons foi checada pelo site Flora do Brasil (BFG, 2018) seguindo o APG IV (CHASE et al., 2016).

Análise de dados

Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente R (R CORE TEAM, 2022) a 5% de significância. Primeiro, selecionamos as quatro espécies de palmeiras mais abundantes em nosso banco de dados para fazer as análises, as espécies foram: *Astrocaryum gynacanthum* Mart., *Attalea maripa* (Aubl.) Mart., *Attalea speciosa* Mart. ex Spreng., *Attalea spectabilis* Mart. Por falta de réplicas suficientes as espécies *A. gynacanthum* acaule e *A. spectabilis* na forma acaule e com caule não foram modeladas. Para avaliar o efeito das classes florestais, de variáveis ambientais e de variáveis relacionadas a degradação, sobre a abundância de palmeiras, nós ajustamos Modelos

Lineares Generalizados de Efeito Misto (GLMM), com distribuições de Poisson (ZUUR et al., 2009), usando o pacote ‘*glmmTMB*’, versão 1.1.7 (BROOKS et al., 2017), foi testada a dispersão dos resíduos do modelo com o pacote DHARMA (HARTIG F, 2022). O efeito aleatório foi representado pelas regiões avaliadas (Santarém e Paragominas). Para as palmeiras que só ocorrem na região de Santarém (*A. speciosa* e *A. spectabilis*) foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLM) (ZUUR et al., 2009) utilizando o pacote ‘*stats*’ (R CORE TEAM, 2022). Os pressupostos dos modelos foram aferidos pela análise gráfica dos resíduos, utilizando o pacote DHARMA (HARTIG F, 2022). Também foi testada a multicolinearidade entre as variáveis, com o pacote ‘*performance*’ versão 0.10.4 (LÜDECKE et al., 2021) e foi realizado teste de significância. As variáveis com alta colinearidade foram excluídas da análise, a seleção dessas variáveis foi feita com a função ‘*check_collinearity*’ do pacote ‘*performance*’, que analisa os modelos de regressão quanto à multicolinearidade calculando o fator de incremento de variância (VIF) (LÜDECKE et al., 2021).

Nos modelos, nós utilizamos variáveis que refletem as classes florestais, variáveis ambientais e variáveis ligadas a degradação. As variáveis ambientais foram construídas a partir de dados de campo obtidos pela RAS (ver GARDNER et al., 2013), bancos de dados do Mapbiomas coleção 7 (MAPBIOMAS, 2022), PRODES, SILVA JUNIOR et al., 2020 e NASA (Tabela SI 2). Os modelos foram construídos a partir das camadas ambientais com resolução espacial de 100 m x 100 m. Dessa forma, foram utilizadas 16 variáveis: (a) classes florestais – [3] florestas primárias com extração madeireira, com extração madeireira e queimada, e florestas secundárias; (b) variáveis ambientais – [5] pH total, argila total, elevação, média da temperatura e da precipitação, distância para um corpo d’água; c) variáveis relacionadas a degradação – [10] distância para estrada, porcentagem de floresta primária degradada ao redor do pixel, distância da célula que a parcela está até a borda da floresta, porcentagem de borda na paisagem (em buffer de 1 km), idade média da floresta secundária na paisagem, porcentagem de floresta secundária ao redor do pixel (considerando buffer de 100 m), total de florestas ao redor do pixel, porcentagem de floresta primária não-degradada na paisagem, tempo médio desde a última degradação na paisagem. Estas variáveis foram padronizadas para uma média igual a 0 e um desvio padrão igual a 1 (z-score). Avaliamos o tamanho do efeito dos preditores para responder as perguntas de pesquisa.

Nós também utilizamos GLMM com distribuição exponencial de Poisson para avaliar o efeito da abundância de palmeiras acaule sobre a regeneração arbórea florestal. O modelo foi aninhado com o transecto dentro de região. Os pressupostos dos modelos foram aferidos pela análise gráfica dos resíduos. Os modelos foram selecionados a partir do menor AICc.

RESULTADOS

Abundância de palmeiras

As espécies com maior abrangência espacial e abundância entre as parcelas foram *Attalea speciosa* com 1768 indivíduos, seguida por *Astrocaryum gynacanthum* com 786 indivíduos e *Attalea maripa* com 668 indivíduos (Tabela SI 3). As florestas com extração de madeira e queimadas exibiram maior abundância de *A. speciosa* na sua forma acaule e com caule; e *A. maripa* acaule quando comparadas com as outras classes florestais. Por sua vez, as florestas secundárias apresentaram maior abundância *A. gynacanthum* com caule, de *A. maripa* e *A. speciosa* com caule em detrimento das demais classes (Figura 2).

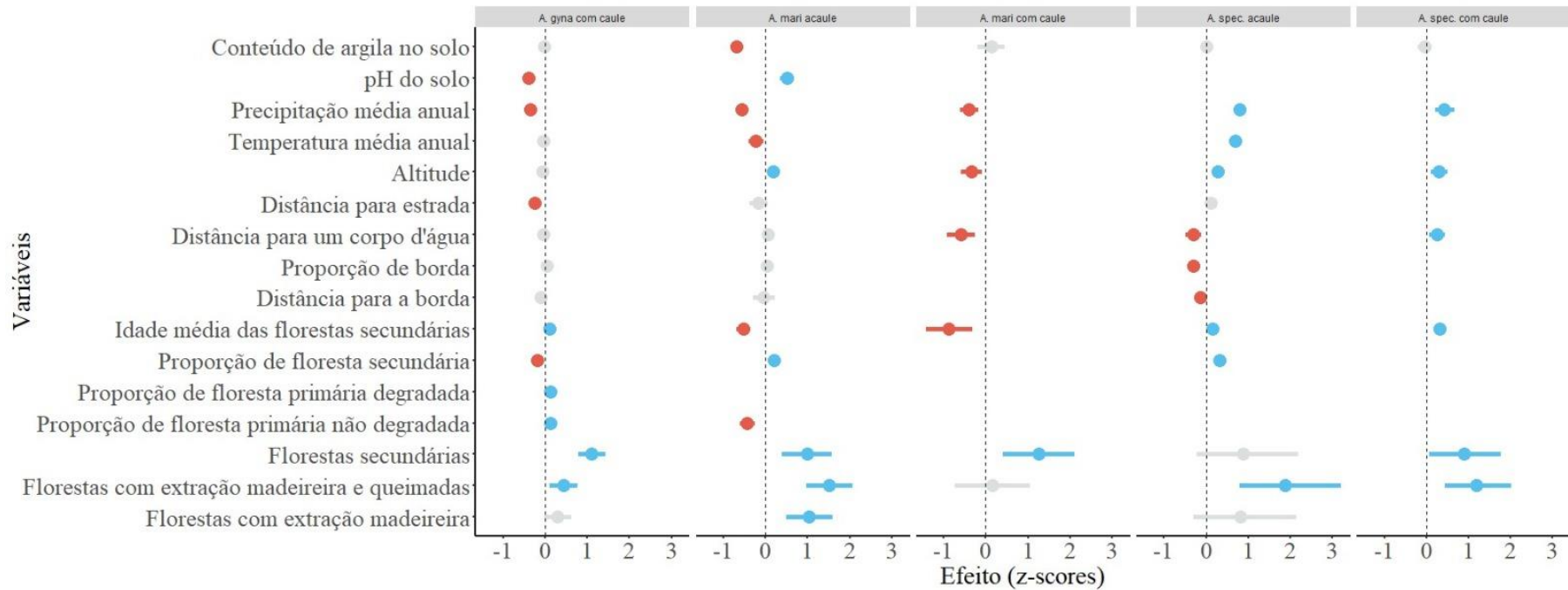


Figura 2. Ajuste por Modelos Lineares Generalizados das relações entre abundância de espécies de palmeiras acaule e com caule e variáveis **edafoclimáticas** (pH total, argila total, elevação, média da temperatura e da precipitação), **de degradação da paisagem** (distância para um corpo d'água, distância para estrada, porcentagem de floresta primária degradada ao redor do pixel, distância até a borda, porcentagem de borda na paisagem, média da idade da floresta secundária na paisagem, porcentagem de floresta secundária ao redor do pixel, total de florestas ao redor do pixel, porcentagem de floresta primária não-degradada na paisagem, tempo médio desde a última degradação na paisagem) e entre as **classes florestais** (florestas primárias com extração madeira, com extração madeira e queimada, e florestas secundárias) a comparação dos modelos foi feita com florestas primárias. Círculos vermelhas indicam relação negativa e azuis indicam relação positiva. Espécies avaliadas: *Astrocayum gynacanthum* (*A. gyna* com caule), *Attalea maripa* (*A. mari* acaule e com caule), *Attalea speciosa* (*A. spec* acaule e com caule). Os modelos foram testados ao nível alfa de 5%.

Nós observamos que as variáveis relacionadas à degradação (Tabela SI 4), como a menor distância para estrada, maior proporção de borda e menor distância da borda tiveram maior relação com o aumento da abundância de palmeiras, mas com efeito variável entre as espécies (Figura 2). A abundância de *A. gynacanthum* esteve relacionada negativamente apenas com a distância para estrada, *A. speciosa* acaule com a proporção de borda e distância da borda. Em contraste, a distância para o rio influenciou *A. maripa* com caule e *A. speciosa* acaule de forma negativa e *A. speciosa* com caule de forma positiva. A idade média das florestas secundárias do entorno afetou de forma negativa *A. maripa* acaule e com caule (ou seja, quanto mais jovem a floresta secundária, maior a abundância). A proporção de florestas secundárias só afetou, de forma negativa, *A. gynacanthum*; e a proporção de florestas primárias degradadas só afetou *A. gynacanthum*, de forma positiva (Figura 2).

A precipitação média anual teve efeito positivo sobre a abundância da maioria das espécies avaliadas, afetando de forma negativa apenas *A. gynacanthum* com caule, *A. maripa* acaule e com caule. Da mesma forma, a elevação e temperatura estiveram relacionadas negativamente apenas com *A. maripa* com caule e acaule, respectivamente. O teor de argila e pH estiveram negativamente relacionados com *A. maripa* acaule e *A. gynacanthum*, e positivamente com *A. maripa* acaule (Figura 2).

Efeito da abundância de palmeiras sobre a regeneração de indivíduos arbóreos

Nossos modelos indicam uma associação entre o aumento da abundância de palmeiras acaule e a menor regeneração de indivíduos arbóreos em todas as classes florestais (Figura 3). O maior efeito foi observado nas florestas não perturbadas onde mais de 40% da variação dos dados da abundância de indivíduos regenerantes é explicada pela abundância de palmeiras acaule (mais informações sobre os modelos em Tabela SI 4 e Tabela SI 5).

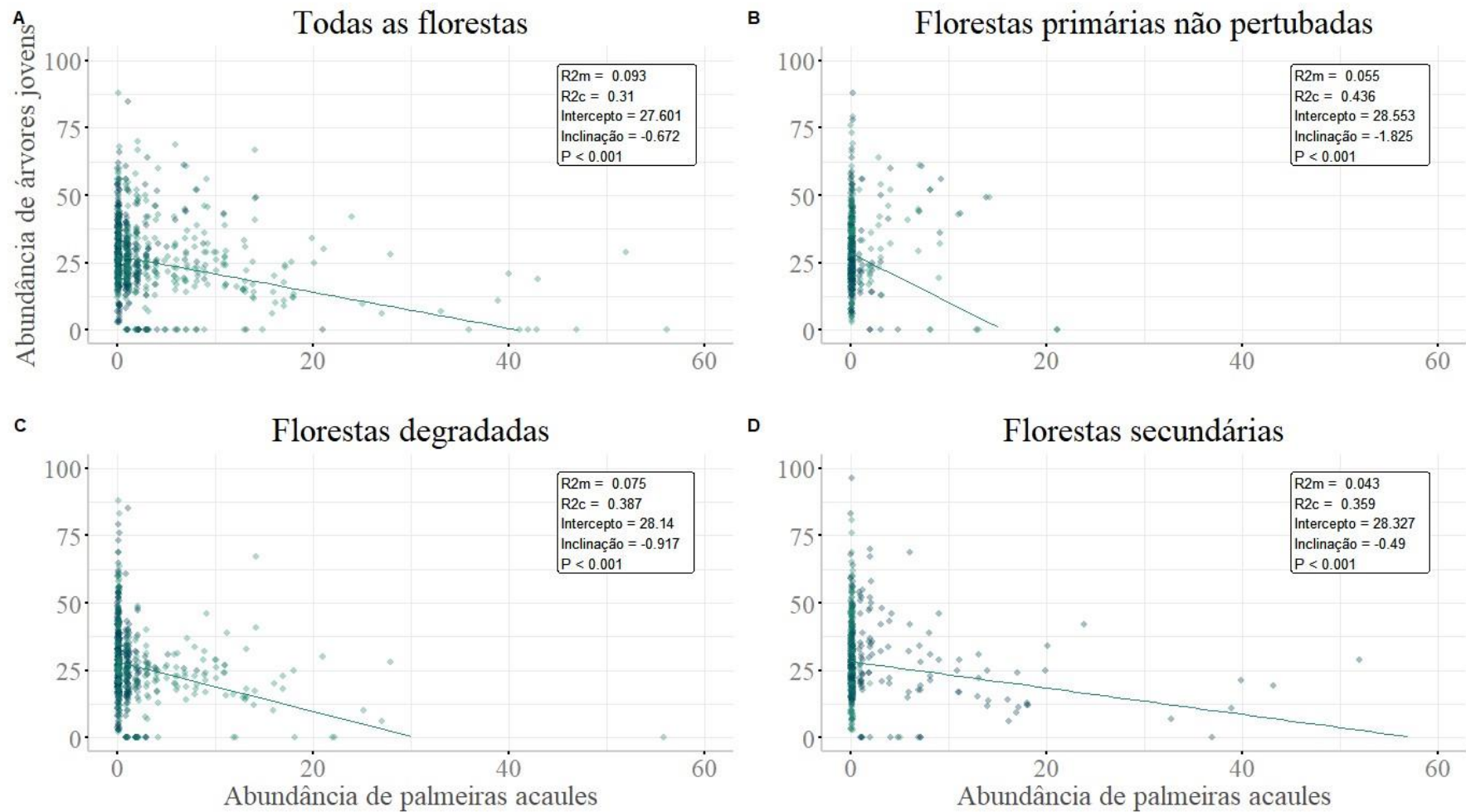


figura 3. Ajuste por modelos lineares generalizados das relações entre abundância de espécies de palmeiras acaule e abundância de indivíduos jovens em todas as classes florestais avaliadas, nas florestas primárias, nas florestas degradadas e nas florestas secundárias.

DISCUSSÃO

Padrão encontrado: florestas primárias mais degradadas apresentam maior abundância de palmeiras

Entre os três tipos de variáveis investigadas (edafoclimáticas, paisagem e classes florestais), os resultados mais consistentes foram observados para as classes florestais. As classes ‘floresta secundária’ e ‘floresta explorada e queimada’ influenciaram positivamente a abundância de palmeiras. A maior abundância de palmeiras nas florestas secundárias e florestas com extração de madeira e queimadas é uma evidência de associação da dominância de palmeiras com a intensidade de degradação, uma vez que as áreas submetidas apenas a extração madeireira apresentou menor abundância de palmeiras. Áreas de florestas secundárias sofreram corte raso para a implantação de outro uso da terra, com mudanças significativas na estrutura, biomassa, e biodiversidade das florestas (LENNOX et al., 2018). Essas mudanças e mais os impactos no solo atuam como filtros ambientais importantes determinando a nova composição de espécies da área em regeneração (JAKOVAC et al., 2016b) e consequentemente a abundância de palmeiras, que se adaptam bem a áreas degradadas.

A variável ‘Idade média das florestas secundárias na paisagem’ apresentou relação negativa com a abundância das palmeiras *A. maripa* e relação positiva com a abundância das palmeiras *A. speciosa*, isso pode refletir respostas diferentes ao período sucessional de transição, em que a floresta é recuperada. Na sucessão, algumas espécies vão desaparecendo e dando lugar a espécies de estágios sucessionais mais tardios. O que pode explicar essa variação, mesmo que as duas espécies sejam associadas a ambientes mais degradados, é que uma pode permanecer mais tempo na sucessão florestal secundária ou as espécies têm exigências por luz ou ciclo de vida distintos. Por exemplo, modelos descrevendo mudanças populacionais em florestas tropicais mostraram um gradiente de aumento da taxa de crescimento populacional de palmeiras em áreas perturbadas, diminuindo até a estabilidade em florestas antigas (OTÁROLA; AVALOS, 2014). Resultados semelhantes foram encontrados para a palmeira *Euterpe precatoria* Mart., que exibiu aumento do crescimento e abundância em função do aumento da perturbação em comparação com florestas primárias, isso porque essa palmeira é favorecida pelo aumento da incidência de luz (AVALOS; OTÁROLA; ENGELN, 2013).

Por outro lado, a variação observada para *A. gynacanthum*, com maior ocorrência em sua forma com caule nas florestas secundárias, pode estar relacionada a uma janela de oportunidade durante a sucessão florestal. Essa palmeira não é comumente associada a áreas degradadas, como as demais espécies avaliadas em nosso estudo. A associação dela com degradação nas áreas estudadas parece ser uma novidade ainda não descrita nas publicações sobre palmeiras. *A. gynacanthum* é

geralmente encontrada com maior abundância em áreas em estágios sucessionais mais avançados (DA ROCHA; DA SILVA, 2005). Estudos realizados em unidades de conservação na Amazônia, por exemplo, mostram alta abundância de indivíduos jovens e adultos dessa espécie em áreas de florestas primárias (CINTRA et al., 2005; CLAUDINO et al., 2015), mas muitos trabalhos não analisam o estágio de degradação das florestas primárias (CARVALHO; RESENDE; BARLOW, 2023).

A variação interespecífica na abundância de palmeiras entre as variáveis edafoclimáticas é uma evidência de que cada espécie de palmeira responde de forma diferente às características de cada ambiente. Por exemplo, a maior abundância de *A. speciosa* acaule e com caule em áreas com maior precipitação, temperatura média anual e altitude mostrou o padrão contrário do observado nas outras espécies avaliadas, que diminuíram a sua abundância sob essas condições. Isso pode ser explicado pois o babaçu apresenta alta resiliência a mudanças microclimáticas, por exemplo, esta espécie é capaz de manter suas taxas de recrutamento mesmo quando submetida a condições de seca ou altas temperaturas (DOS SANTOS et al., 2022).

As características ecológicas dessa palmeira que podem explicar essa adaptação a situações de estresse são: presença de estipe subterrâneo que favorece seu desenvolvimento e sobrevivência, mesmo durante eventos de incêndios (DOS SANTOS et al., 2022) e alta distribuição de biomassa de raízes, que confere alta competitividade e adaptação a solos pobres em nutrientes (DE SOUSA; MORAES; GEHRING, 2016). Mas além disso, essa espécie molda o seu entorno, com a deposição de matéria orgânica no solo, que favorece a disponibilidade de nutrientes e melhora as propriedades físicas do solo (GEHRING et al., 2020).

Mecanismos que explicam o padrão: preditores da abundância de palmeiras em florestas sucessionais

A relação negativa das variáveis vinculadas à borda (i.e., distância para estrada, proporção de borda e distância da borda) com a abundância da espécie de palmeira *A. speciosa* acaule e da variável distância para estrada com a espécie *A. ginacanthum* é uma evidência de que essas espécies são favorecidas pelas modificações ambientais provocadas pelo efeito de borda. Isto porque ambientes mais próximos da borda são mais degradados e apresentam maior entrada de luminosidade, maior temperatura e mortalidade de árvores (LAURANCE, 2004). Essas características podem estar favorecendo a ocorrência de algumas espécies de palmeiras oportunistas e heliófilas, como o caso da *A. speciosa* acaule em nosso estudo, que apresentam preferência por esse tipo de hábitat. Esse padrão não é observado em relação a *A. speciosa* com caule, que pode se adaptar tão bem a essas condições de estresse. Em contrapartida, a ausência de relação com *A. maripa* indica que esse efeito é variável entre as palmeiras, considerando a variação autoecológica

entre elas. Há palmeiras que são restritas aos ambientes sombreados, característicos do interior florestal (ALVAREZ-CLARE; AVALOS, 2007), as palmeiras apresentam alta eficiência no armazenamento de carbono, especialmente nas folhas, isso faz com que elas sejam mais resistentes ao estresse (MA et al., 2015).

De qualquer forma, as respostas das palmeiras foram mais consistentes quando se considerou a degradação no próprio local (i.e. florestas secundárias, florestas com extração e queimadas), em comparação às variáveis da paisagem ao redor (i.e. distância de borda e estradas, Figura 2). A forma de dispersão dessas palmeiras pode nos ajudar a compreender melhor porque a abundância de palmeiras está mais relacionada a fatores locais do que a nível de paisagem. Essas palmeiras apresentam dispersão secundária, ou seja, por mecanismos como vertebrados, roedores, água e outros (OROZCO-SEGOVIA et al., 2003), tendo grande participação dos animais (KAHN; DE GRANVILLE, 1992). As sementes de *A. maripa* em comparação com outra espécie de palmeira (por exemplo *Astrocaryum aculeatum*) são menores, apresentam menor reserva de nutrientes, têm ampla dispersão (por invertebrados, roedores e outros) e, além disso, as plântulas de *A. maripa* ficam mais densamente agrupadas em torno das árvores reprodutivas sugerindo um chuva de sementes mais localizada (SALM, 2005). A dispersão da *A. speciosa* acontece por gravidade em local próximo das árvores e comumente germinam nesse mesmo local (MITJA; FERRAZ, 2001). Frutos grandes de *A. speciosa* também podem ser dispersos por animais silvestres, como cutia (*Dasyprocta spp.*) e paca (*Cuniculus spp.*) e pela água, porém, os mecanismos que levam a proliferação do babassu ainda não estão totalmente elucidadas (DOS SANTOS et al., 2022)

A comunidade de palmeiras na Amazônia, mostra um padrão parcialmente dissociado de associações positivas em escalas espaciais (local, de paisagem e continental), sendo mais influenciada pela amplitude de nicho topográfico [ou seja, preferência de habitat, como de terra firme; amplitude de nicho, ou seja, dispersão altitudinal e porcentagem de ocorrência), e, em menor importância, as relações entre a comunidade e características ecológicas (altura, volume do caule, forma de crescimento) (KRISTIANSEN et al., 2009). A abundância de palmeiras apresenta maior correlação com variáveis ambientais medidas na escala local, como topografia, declive e abertura dossel do que variáveis medidas na escala de paisagem, como tamanho do fragmento ou cobertura florestal), porém, outros fatores podem ter influência como química do solo, hidrologia, interações entre as espécies e dispersão (BROWNE; KARUBIAN, 2016).—Por exemplo, a abundância de *A. maripa* responde negativamente à média de precipitação, enquanto *A. speciosa* responde positivamente a essa variável. O mesmo ocorre com a idade da floresta secundária, a resposta é por espécie, independe de ser acaule ou com caule. Apesar das palmeiras apresentarem ampla distribuição na Amazônia, a sua distribuição não é homogênea (KAHN; DE GRANVILLE, 1992).

As características funcionais das palmeiras são variáveis ao longo de gradientes do solo, na escala regional, sendo associadas de forma positiva a solos férteis (TRUJILLO; RIVERA-RONDÓN; BALSLEV, 2021) e também a solos mais pobres (EMILIO et al., 2014; MUSCARELLA et al., 2020; OTÁROLA; AVALOS, 2014). A relação das palmeiras com as variáveis analisadas é melhor explicada na escala local, variando de acordo com as espécies. A floresta amazônica pode apresentar uma rápida regeneração, levando o solo a apresentar estoque de carbono e nitrogênio semelhante em florestas primárias e secundárias (DURIGAN et al., 2017), especialmente em idades mais avançadas, o que pode facilitar a ocupação das palmeiras na Amazônia. Até mesmo a degradação das florestas, através da exploração madeireira, por exemplo, pode ter pouca influência sobre as características físicas e químicas do solo com maior efeito de natureza biótica como limitação de sementes e menor regeneração de árvores de madeira dura (DARRIGO; VENTICINQUE; SANTOS, 2016). Obviamente os efeitos vão depender da intensidade do distúrbio, para compreender a complexa variabilidade e interação das palmeiras com as variações ambientais observadas na Amazônia é necessário avaliar também os aspectos morfológicos e fisiológicos das palmeiras (TRUJILLO; RIVERA-RONDÓN; BALSLEV, 2021).

A relação significativa da altitude com a abundância da maioria das espécies avaliadas pode estar indicando um efeito do gradiente de umidade entre as nossas parcelas. Essa variável tem grande influência na diversidade das palmeiras, visto que a maioria das palmeiras amazônicas ocorre nas florestas úmidas em baixas altitudes (KAHN; DE GRANVILLE, 1992). O efeito do gradiente tem sido observado em outros estudos, onde fragmentos localizados em diferentes altitudes abrigam comunidades distintas de palmeiras adultas e juvenis (BROWNE; KARUBIAN, 2016). Neste caso, o efeito da altitude relaciona-se com mudanças nas condições climáticas e do solo a nível local, influenciando os padrões de distribuição das espécies em cada nível do gradiente altitudinal. Por exemplo, áreas com altitudes diferentes apresentam grandes variações anuais e sazonais de precipitação anual e interanual (GARCÍA-MARTINÓ et al., 1996), nas concentrações de cátions (POULSEN; TUOMISTO; BALSLEV, 2006) e na textura do solo (EISERHARDT et al., 2011).

Implicações do padrão: palmeiras impactam negativamente a regeneração arbórea

A relação negativa das palmeiras acaules com a abundância de regenerantes nas diferentes classes florestais avaliadas, inclusive as florestas primárias não perturbadas (Tabela SI 5), pode sugerir de que a presença de palmeiras pode retardar a regeneração natural das florestas. O efeito negativo das palmeiras acaules sobre a regeneração arbórea relaciona-se com a forte competição por espaço, luz e nutrientes. As palmeiras acaulescentes têm folhas largas e com comprimento entre 4 a 8 m e são próximas do solo (BALSLEV et al., 2011). A maioria das palmeiras avaliadas nesse estudo

tem grande comprimento de folha, chegando a 14,5 m, como a espécie *A. speciosa* -- espécie mais abundante em nossas parcelas e comumente encontrada em aglomerados. O sombreamento de mudas e sementes ocasionados pelo rápido estabelecimento dessas palmeiras, tendem a reduzir as taxas de recrutamento e aumentar a mortalidade de outras espécies regenerantes. O efeito negativo de palmeiras sobre a flora arbórea já foi relatado, por exemplo, *Attalea oleifera* Barb. Rodr., mostrou efeito negativo no banco de plântulas, com redução de até 50% da abundância e riqueza devido ao empobrecimento da chuva de sementes (atrai poucos frugívoros vertebrados, como pássaros e primatas), e aumento da mortalidade de plantas pela competição direta por recursos (AGUIAR; TABARELLI, 2010). Do ponto de vista prático, nossos resultados trazem um importante alerta acerca dos impactos das palmeiras acaule durante a recuperação da biodiversidade em florestas degradadas. Isto é mais evidente, tendo em vista que áreas de florestas degradadas são consideradas como trunfos nas políticas de mitigação das mudanças climáticas (ELIAS et al., 2022; LEWIS, 2023; LEWIS et al., 2019). Considerando o efeito negativo das palmeiras sobre a regeneração arbórea nessas florestas, torna-se necessário considerá-las nas estratégias de manejo da biodiversidade e dos estoques de carbono a longo-prazo.

A análise da dinâmica sucessional em florestas secundárias mostrou que nos primeiros anos a abundância de palmeiras de dossel e sub-bosque aumenta e diminui a de cipós e árvores, mas, após uma média de 30 anos ocorre certa estabilidade e os parâmetros de riqueza e uniformidade de espécies das FS se comparam com as florestas mais antigas (CAPERS et al., 2005). Não ocorre o mesmo com a composição de espécies, que é mais afetada pelas diferentes intensidades de uso da terra, as condições do solo no início da sucessão, por exemplo, pode selecionar as espécies que conseguirão sobreviver e se perpetuar nesse novo ambiente (JAKOVAC et al., 2016b).

A melhor compreensão dos fatores que levam a proliferação das palmeiras acaule em florestas em regeneração, especialmente das mais abundantes como o babassu, que parece ser a mais agressiva entre as palmeiras avaliadas, permitirá que seja feito o aprimoramento de técnicas de manejo tanto nas fases adulta quanto iniciais (DOS SANTOS et al., 2022). No entanto, os estudos realizados até o momento tem encontrado dificuldade em encontrar maior nível de explicação da variação na abundância de palmeiras (EISERHARDT et al., 2011) e de suas consequências. Além disso, os mecanismos funcionais que influenciam a adaptação das palmeiras aos gradientes ambientais, apesar de importantes do ponto de vista ecológico, ainda não são bem compreendidos (AVALOS et al., 2022).

Precisamos ressaltar as limitações de alguns achados. O desenho experimental do nosso trabalho trata de dados observacionais e sem experimentação em campo, para comprovar, efetivamente, o efeito negativo das palmeiras sobre a regeneração florestas. A avaliação do processo

de inibição exercido pelas palmeiras, no entanto, precisa ser estudado, experimentalmente, para isso mais estudos ainda são necessários para orientar estratégias de restauração nas florestas tropicais.

CONCLUSÃO

Em resumo, apresentamos evidências da associação de palmeiras com a intensidade da degradação, especialmente de palmeiras mais adaptadas a áreas degradadas como *A. speciosa* e *A. maripa*. Mostramos que a abundância das palmeiras parece ser mais relacionada com as características autoecológicas de cada espécie e com os drivers de abundância a nível local. A compreensão mais holística dos fatores que determinam a abundância das palmeiras depende de uma ampla investigação com a associação variável-escala, abrangendo as escalas local, de paisagem e regional. Nosso estudo foi inovador ao mostrar a influência negativa de quatro palmeiras acaule sobre a regeneração na Amazônia, independente da classe florestal. A influência negativa até nas áreas de floresta primária sugere que as palmeiras, mesmo reduzindo a regeneração, podem ter uma relação de equilíbrio com a sucessão. Concluimos que a perturbação antrópica favorece a proliferação de palmeiras e que isso foi relacionado com a dinâmica florestal, estando associada com a diminuição da regeneração das florestas, porém, não é possível afirmar quais são as implicações a longo prazo para a dinâmica sucessional. Para estabelecer recomendação de práticas de manejo em relação as palmeiras acaules são necessárias mais estudos que avaliem se a diminuição das palmeiras durante a sucessão trará benefícios ou não para parâmetros além da abundância de espécies.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A. V.; TABARELLI, M. Edge effects and seedling bank depletion: The role played by the early successional palm *Attalea oleifera* (Arecaceae) in the Atlantic forest. **Biotropica**, v. 42, n. 2, p. 158–166, 2010.
- ALVAREZ-CLARE, S.; AVALOS, G. Light Interception Efficiency of the Understory Palm *Calypstrogyne Ghiesbreghtiana* Under Deep. **Ecotropica**, v. 13, n. January, p. 57–65, 2007.
- AMIGO, I. When will the Amazon hit a tipping point? **Nature**, v. 578, n. 7796, p. 505–507, 27 fev. 2020.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017.
- AVALOS, G. et al. Editorial: Functional ecology and conservation of palms. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 5, 2022.
- AVALOS, G.; OTÁROLA, M. F.; ENGELN, J. T. Successional stage, fragmentation and exposure to extraction influence the population structure of *Euterpe precatoria* (Arecaceae).

Revista de biologia tropical, v. 61, n. 3, p. 1415–24, set. 2013.

BALSLEV, H. et al. Species Diversity and Growth Forms in Tropical American Palm Communities. **Botanical Review**, v. 77, n. 4, p. 381–425, 2011.

BERENQUER, E. et al. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, 2014.

BFG. **Flora e Funga do Brasil**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>.

BROOKS, M. E. et al. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. **R Journal**, v. 9, n. 2, p. 378–400, 2017.

BROWNE, L.; KARUBIAN, J. Diversity of palm communities at different spatial scales in a recently fragmented tropical landscape. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 182, n. 2, p. 451–464, 2016.

CAPERS, R. S. et al. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1071–1084, dez. 2005.

CARVALHO, R. L.; RESENDE, A. F.; BARLOW, J. Pervasive gaps in Amazonian ecological research Pervasive gaps in Amazonian ecological research. **Current Biology**, v. 33, p. 1–9, 2023.

CÁSSIA-SILVA, C. et al. Acaulescence promotes speciation and shapes the distribution patterns of palms in Neotropical seasonally dry habitats. **Ecography**, v. 2022, n. 3, p. 1–13, 2022.

CHASE, M. W. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1–20, 1 maio 2016.

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, 2016.

CHAZDON, R. L. et al. Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 4, 2020.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 1 nov. 2016.

CINTRA, R. et al. Forest spatial heterogeneity and palm richness, abundance and community composition in Terra Firme forest, Central Amazon. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 1, p. 75–84, mar. 2005.

CLAUDINO, W. V. et al. Análise Fitossociológica Da Vegetação Na Região Do Arco Do Desmatamento. **Revista de Ciências Agroambientais**, n. 2005, p. 43–52, 2015.

CLEMENT, C. R.; LLERAS, E.; VAN LEEUWEN, J. O Potencial Das Palmeiras Tropicais No Brasil : Acertos E Fracassos Das Últimas Décadas Summary the Potential of Brazilian Tropical Palms : **Agrociencia**, v. IX, n. 1, p. 67–71, 2005.

COSTA BASTOS, R. et al. Morphological and phylogenetic factors structure the distribution of damselfly and dragonfly species (Odonata) along an environmental gradient in Amazonian streams. **Ecological Indicators**, v. 122, 2021.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11, 3 nov. 2017.

CROUZEILLES, R. et al. Associations between socio-environmental factors and landscape-scale biodiversity recovery in naturally regenerating tropical and subtropical forests. **Conservation Letters**, v. 14, n. 2, p. 1–9, 2021.

DA ROCHA, A. E. S.; DA SILVA, M. F. F. Aspectos fitossociológicos, florísticos e etnobotânicos das palmeiras (Arecaceae) de floresta secundária no município de Bragança, PA, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 657–667, 2005.

DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; SANTOS, F. A. M. DOS. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and**

Management, v. 360, p. 52–59, 2016.

DE SOUSA, J. T. R.; MORAES, F. H. R.; GEHRING, C. Root biomass in a shifting cultivation system in the eastern periphery of Amazonia, and contribution of the babassu palm. **Agroforestry Systems**, v. 90, n. 2, p. 351–360, 2016.

DOS SANTOS, A. M. et al. What is the influence of anthropogenic impact on the populatiostructure of *Attalea speciosa* Mart. ex Spreng. in the Brazilian Amazonian region? **Acta Botanica Brasilica**, v. 36, p. 1–14, 2022.

DURIGAN, M. R. et al. Soil organic matter responses to anthropogenic forest disturbance and land use change in the eastern Brazilian Amazon. **Sustainability (Switzerland)**, v. 9, n. 3, 2017.

EISERHARDT, W. L. et al. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): Determinants of diversity and distributions across spatial scales. **Annals of Botany**, v. 108, n. 8, p. 1391–1416, 2011.

ELIAS, F. et al. Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. **Ecology**, v. 101, n. 3, p. 703, mar. 2020.

ELIAS, F. et al. Comparing contemporary and lifetime rates of carbon accumulation from secondary forests in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 508, n. February, p. 120053, mar. 2022.

EMILIO, T. et al. Soil physical conditions limit palm and tree basal area in Amazonian forests. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 215–229, 2014.

FAO. **Restoring the Earth - The next decade**. [s.l.] Unasyuva No. 252 - Vol. 71 2020/1. Rome., 2020. v. 71

FISCHER, R. et al. Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science Advances**, v. 7, n. 37, 10 set. 2021.

GARCÍA-MARTINÓ, A. R. et al. Rainfall, runoff and elevation relationships in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, v. 32, n. 4, p. 413–424, 1996.

GARDNER, T. A. et al. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: The Sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 2013.

GEHRING, C. et al. Babassu palm (*Attalea speciosa* Mart.) super-dominance shapes its surroundings via multiple biotic, soil chemical, and physical interactions and accumulates soil carbon: a case study in eastern Amazonia. **Plant and Soil**, v. 454, n. 1–2, p. 447–460, 2020.

HARTIG F. **_DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models_**. , 2022.

INGWELL, L. L. et al. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 879–887, 2010.

JAKOVAC, C. C. et al. Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 6, p. 1104–1116, 1 nov. 2016.

KAHN, F. Life Forms of Amazonian Palms in Relation to Forest Structure and Dynamics. **Biotropica**, v. 18, n. 3, p. 214, set. 1986.

KAHN, F.; DE GRANVILLE, J.-J. **Palms in Forest Ecosystems of Amazonia**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1992. v. 95

KRISTIANSEN, T. et al. Commonness of Amazonian palm (Arecaceae) species: Cross-scale links and potential determinants. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 4, p. 554–562, 2009.

LAPOLA, D. M. et al. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. **Science**, v. 379, n. 6630, 27 jan. 2023.

LAURANCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 345–352, 2004.

LENNOX, G. D. et al. Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 24, n. 12, p. 5680–5694, dez. 2018.

LEWIS, S. L. et al. Comment on “The global tree restoration potential”. **Science**, v. 366, n. 6463, p. 5–8, 18 out. 2019.

LEWIS, S. L. Realizing the potential of restoration science. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, p. 12–15, 2023.

LÜDECKE, D. et al. performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 60, p. 3139, 21 abr. 2021.

MA, R. Y. et al. Convergent evolution towards high net carbon gain efficiency contributes to the shade tolerance of palms (Arecaceae). **PLoS ONE**, v. 10, n. 10, p. 1–17, 2015.

MAPBIOMAS. **Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra na Amazônia - Coleção 7**. Disponível em: <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MapBiomass_AMAZÔNIA_Setembro_2022_03092022.pdf>.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 11 set. 2020.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450–453, 1999.

MESQUITA, R. D. C. G. et al. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 849–861, 2015.

MITJA, D.; FERRAZ, I. D. K. Establishment of Babassu in Pastures in Pará, Brazil. **Palms Journal**, v. 45, n. 3, p. 138–147, 2001.

MUSCARELLA, R. et al. The global abundance of tree palms. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 9, p. 1495–1514, set. 2020.

NOBLICK, L. R. A revision of the genus *Syagrus* (Arecaceae). **Phytotaxa**, v. 294, n. 1, p. 1, 1 fev. 2017.

OROZCO-SEGOVIA, A. et al. Seed Biology of Palms: A Review. **PALMS**, v. 47, n. 2, p. 79–94, 2003.

OTÁROLA, M. F.; AVALOS, G. Demographic variation across successional stages and their effects on the population dynamics of the neotropical palm *Euterpe precatoria*. **American Journal of Botany**, v. 101, n. 6, p. 1023–1028, 2014.

POULSEN, A. D.; TUOMISTO, H.; BALSLEV, H. Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. **Biotropica**, v. 38, n. 4, p. 468–478, 2006.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. URL . **R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.**, 2022.

RODRIGUES, T. E. et al. Caracterização e classificação dos solos da área do planalto de Belterra, município de Santarém, PA. **Embrapa Amazônia Oriental**, n. 1, p. 57, 2001.

RODRIGUES, T. E. et al. Caracterização e Classificação dos Solos do Município de Paragominas, Estado do Pará. **Embrapa**, v. ISSN 1517-, p. 55, 2003.

SALM, R. Arborescent palm seed morphology and seedling distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 4, p. 711–716, nov. 2005.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 269, 14 ago. 2020.

SMITH, C. C. et al. Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 8, p. 085009, ago. 2021.

SMITH, N. **Palms and People in the Amazon**. [s.l.: s.n.].

SOLAR, R. R. DE C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, out. 2015.

SOUSA, T. R. et al. Palms and trees resist extreme drought in Amazon forests with shallow water tables. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 5, p. 2070–2082, 1 set. 2020.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, n. October, p. 136–140, 2012.

TRUJILLO, W. et al. Palm functional trait responses to local environmental factors in the Colombian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 38, n. 1, p. 39–47, 2022.

TRUJILLO, W.; RIVERA-RONDÓN, C. A.; BALSLEV, H. Palm Functional Traits, Soil Fertility and Hydrology Relationships in Western Amazonia. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, n. September, p. 1–10, 2021.

TYMEN, B. et al. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 149–159, 2016.

VANCUTSEM, C. et al. Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. **Science Advances**, v. 7, n. 10, p. 1–22, 2021.

ZAPPI, D. C. et al. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.

ZUUR, A. F. . et al. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. **Journal of Statistical Software**, v. 32, n. Book Review 1, 2009.

Material suplementar

Tabela SI 1. Distribuição das parcelas amostradas entre as regiões e as classes florestais na Amazônia Oriental.

Classes florestais	Paragominas	Santarém
Floresta primária	13 (11%)	17 (17%)
Floresta manejada	44 (38%)	26 (26%)
Floresta manejada e	44 (38%)	24 (24%)
Floresta secundária	16 (14%)	34 (34%)
Total	117 (100%)	101 (100%)

Tabela SI 2. Descrição das variáveis ambientais construídas, abreviações e fonte de dados. FP = Floresta primária.

Variáveis	Abreviação	Tipo	Fonte
Floresta primária não degradada	undisturbed	Classe florestal	Em campo
Floresta com extração	logged	Classe florestal	Em campo
Floresta com extração e com fogo	lbf	Classe florestal	Em campo
Floresta secundária	secondary	Classe florestal	Em campo
Proporção de floresta primária não degradada na paisagem ^b	UPFIs	Nível de degradação	Mapbiomas
Proporção de floresta primária degradada ao redor do pixel ^a	DPFpx	Nível de degradação	PRODES
Tempo médio desde a degradação na paisagem ^b	TSDIs	Nível de degradação	PRODES
Proporção de floresta secundária ao redor do pixel ^a	SFpx	Nível de degradação	(SILVA JUNIOR et al., 2020)
Idade média de floresta secundária na paisagem ^b	SFagels	Nível de degradação	(SILVA JUNIOR et al., 2020)
Proporção de florestas totais ao redor do pixel ^a	TF	Nível de degradação	UPF+DPF+SF>2years
Distância para a borda	edgedist	Nível de degradação	Considerando MF
Proporção de borda na paisagem ^b	edgels	Nível de degradação	Considerando MF
Distância para um corpo d'água	distwater	Nível de degradação	ANA
Distância para estrada	distroad	Nível de degradação	DNIT
Altitude	elevation	Ambiental	SRTM
Temperatura média anual	meantemp	Ambiental	Nasa earth observation
Precipitação média anual	meanprecips	Ambiental	Nasa earth observation
pH do solo	pH_ALL	Ambiental	Método do densímetro,
Conteúdo de argila no solo	CLAY_ALL	Ambiental	Em campo

^a proporção da variável ao redor do pixel (raio de ~100m); ^b proporção da variável na paisagem (a raio de ~1km).

Tabela SI 3. Lista de espécies de palmeiras e abundância observadas em Paragominas e Santarém.

Espécies	Paragominas		Santarém	
	Com caule	Acaule	Com caule	Acaule
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.			6	7
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.			5	34
<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	294	9	459	24
<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.			2	8
<i>Astrocaryum rodriguesii</i> Trail			1	
<i>Astrocaryum sp</i>			1	
<i>Astrocaryum vulgare</i> Mart.				3
<i>Attalea butyracea</i> (Mutis ex L.f.) Wess.Boer				8
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	3	66	100	499
<i>Attalea speciosa</i> Mart. ex Spreng.			220	1548
<i>Attalea spectabilis</i> Mart.			10	283
<i>Bactris acanthocarpa</i> Mart.				16
<i>Bactris acanthocarpa</i> var. <i>exscapa</i> Barb.Rodr.	3	48		7
<i>Bactris elegans</i> Barb.Rodr.			7	
<i>Bactris gastoniana</i> Barb.Rodr.	3			
<i>Bactris maraja</i> Mart.	2		1	1
<i>Bactris sp</i>	1			1
<i>Bactris tomentosa</i> Mart.		1		5
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	22			
<i>Geonoma maxima</i> (Poit.) Kunth			2	
<i>Geonoma sp</i>	2			
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	55	280	5	10
<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	6	31	19	58
<i>Oenocarpus mapora</i> H.Karst.			1	
<i>Oenocarpus minor</i> Mart.			1	
<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl.	2			
<i>Syagrus cocoides</i> Mart.	1	1	25	14
<i>Syagrus inajai</i> (Spruce) Becc.				1
<i>Syagrus sp</i>			3	3

Tabela SI 4- Estimativas dos Modelos Lineares Generalizados das relações entre abundância de espécies de palmeiras com caule e acaule e variáveis **edafoclimáticas, de paisagem** e de degradação entre as **classes florestais**. Os modelos foram testados ao nível alfa de 5%.

Modelo da espécie: <i>Astrocaryum gynacanthum</i> (com caule)				
Preditores	Est.	std. Beta	Valor z	p
(Intercept)	0.94	0.31	3.05	0.002
Floresta primária com extração madeireira	0.30	0.17	1.83	0.067
Floresta secundária com extração madeireira e queimada	0.44	0.17	2.61	0.009
Floresta secundária	1.11	0.16	6.82	<0.001
Floresta primária não degradada na paisagem	0.13	0.07	2.00	0.045
Floresta primária degradada ao redor do pixel	0.12	0.05	2.49	0.013
Proporção de floresta secundária ao redor do pixel	-0.18	0.06	-3.06	0.002
Idade média de floresta secundária na paisagem	0.11	0.05	2.00	0.045
Distância para a borda	-0.11	0.07	-1.55	0.121
Proporção de borda na paisagem	0.04	0.05	0.89	0.374
Distância para um corpo d'água	-0.04	0.04	-0.90	0.369
Distância para estrada	-0.24	0.07	-3.66	<0.001
Altitude	-0.05	0.04	-1.22	0.224
Temperatura média anual	-0.03	0.06	-0.61	0.544
Precipitação média anual	-0.34	0.06	-6.18	<0.001
pH total	-0.38	0.06	-6.63	<0.001
Argila total	-0.02	0.05	-0.34	0.733
Modelo da espécie: <i>Attalea maripa</i> (acaule)				
Preditores	Est.	std. Beta	Valor z	p
(Intercept)	0.20	0.43	0.45	0.649

Floresta primária com extração madeireira	1.04	0.28	3.69	<0.001
Floresta secundária com extração madeireira e queimada	1.52	0.28	5.44	<0.001
Floresta secundária	0.98	0.30	3.25	0.001
Floresta primária não degradada na paisagem	- 0.43	0.09	- 4.71	<0.001
Floresta primária degradada ao redor do pixel	-	-	-	-
Proporção de floresta secundária ao redor do pixel	0.20	0.05	3.67	<0.001
Idade média de floresta secundária na paisagem	- 0.53	0.09	- 6.01	<0.001
Distância para a borda	- 0.04	0.13	- 0.27	0.790
Proporção de borda na paisagem	0.03	0.06	0.53	0.594
Distância para um corpo d'água	0.06	0.07	0.86	0.389
Distância para estrada	- 0.17	0.11	- 1.48	0.140
Altitude	0.19	0.07	2.74	0.006
Temperatura média anual	- 0.22	0.09	- 2.40	0.016
Precipitação média anual	- 0.56	0.08	- 7.27	<0.001
pH total	0.52	0.08	6.29	<0.001
Argila total	- 0.68	0.05	- 12.74	<0.001

Modelo da espécie: *Attalea maripa* (com caule)

Preditores	Est.	std. Beta	Valor z	p
(Intercept)	0.44	0.39	1.12	0.262
Floresta primária com extração madeireira	0.15	0.45	0.34	0.737
Floresta secundária com extração madeireira e queimada	-	-	-	-
Floresta secundária	1.26	0.43	2.93	0.003
Floresta primária não degradada na	-	-	-	-

paisagem

Floresta primária degradada ao redor do pixel	-	-	-	-
Proporção de floresta secundária ao redor do pixel	-	-	-	-
Idade média de floresta secundária na paisagem	- 0.87	0.28	- 3.11	0.002
Distância para a borda	-	-	-	-
Proporção de borda na paisagem	-	-	-	-
Distância para um corpo d'água	- 0.59	0.16	- 3.56	<0.001
Distância para estrada	-	-	-	-
Altitude	- 0.34	0.13	- 2.60	0.009
Temperatura média anual	-	-	-	-
Precipitação média anual	- 0.40	0.11	- 3.57	<0.001
pH total	-	-	-	-
Argila total	0.13	0.17	0.77	0.441

Modelo da espécie: *Attalea speciosa* (acaule)

Preditores	Est.	std. Beta	Valor z	p
(Intercept)	2.49	0.58	4.26	<0.001
Floresta primária com extração madeireira	0.82	0.61	1.35	0.178
Floresta secundária com extração madeireira e queimada	1.88	0.60	3.13	0.002
Floresta secundária	0.88	0.60	1.46	0.144
Floresta primária não degradada na paisagem	-	-	-	-
Floresta primária degradada ao redor do pixel	-	-	-	-
Proporção de floresta secundária ao redor do pixel	0.32	0.04	8.65	<0.001

Idade média de floresta secundária na paisagem	0.15	0.04	3.95	<0.001
Distância para a borda	- 0.14	0.05	- 2.70	0.007
Proporção de borda na paisagem	- 0.30	0.05	- 5.64	<0.001
Distância para um corpo d'água	- 0.30	0.09	- 3.19	0.001
Distância para estrada	0.11	0.06	1.84	0.065
Altitude	0.28	0.06	4.65	<0.001
Temperatura média anual	0.70	0.04	15.98	<0.001
Precipitação média anual	0.79	0.07	11.97	<0.001
pH total	-	-	-	-
Argila total	0.01	0.06	0.19	0.851

Modelo da espécie: *Attalea speciosa* (com caule)

Preditores	Est.	std. Beta	Valor z	p
(Intercept)	1.43	0.38	3.82	<0.001
Floresta primária com extração madeireira	1.18	0.40	2.96	0.003
Floresta secundária com extração madeireira e queimada	-	-	-	-
Floresta secundária	0.89	0.42	2.09	0.037
Floresta primária não degradada na paisagem	-	-	-	-
Floresta primária degradada ao redor do pixel	-	-	-	-
Proporção de floresta secundária ao redor do pixel	-	-	-	-
Idade média de floresta secundária na paisagem	0.32	0.07	4.60	<0.001
Distância para a borda	-	-	-	-
Proporção de borda na paisagem	-	-	-	-
Distância para um corpo d'água	0.26	0.10	2.70	0.007

Distância para estrada	-	-	-	-
Altitude	0.30	0.10	2.98	0.003
Temperatura média anual	-	-	-	-
Precipitação média anual	0.41	0.12	3.55	<0.001
pH total	-	-	-	-
Argila total	- 0.04	3.55	- 0.50	0.617

Tabela SI 5- Estimativas dos Modelos Lineares Generalizados entre abundância de espécies de palmeiras acaule e abundância de indivíduos jovens em todas as classes florestais avaliadas (Modelo 1), nas florestas primárias (Modelo 2) nas florestas degradadas (Modelo 3) e nas florestas secundárias (Modelo 4). Os modelos foram testados ao nível alfa de 5%.

Modelo 1				
Preditores	Est.	std. Beta	Valor z	p
(Intercept)	27.60	0.62	44.36	<0.001
Abundância de palmeiras	- 0.67	0.07	- 9.26	<0.001
Modelo 2				
(Intercept)	28.55	0.66	43.28	<0.001
Abundância de palmeiras	- 1.83	0.25	- 7.29	<0.001
Modelo 3				
(Intercept)	28.14	0.64	43.67	<0.001
Abundância de palmeiras	- 0.92	0.11	- 8.48	<0.001
Modelo 4				
(Intercept)	28.33	0.61	46.40	<0.001
Abundância de palmeiras	- 0.49	0.09	- 5.73	<0.001

Tabela SI 6 - Seleção dos Modelos Lineares Generalizados entre abundância de espécies de palmeiras acaule e abundância de indivíduos jovens em todas as classes florestais avaliadas, nas florestas primárias, nas florestas degradadas e nas florestas secundárias. Os modelos foram ranqueados pelo AICc e testados ao nível alfa de 5%.

	Fórmulas	df	logLik	AICc	delta	weight
Todas as classes florestais						
Modelo 1	abundância de árvores ~ abundância de palmeiras + (1 região / parcela)	5	-4900.4	9810.8	0	1
Modelo 2	abundância de árvores ~ abundância de palmeiras + (1 região / floresta)	5	-4935.4	9880.9	70.12	0
Modelo nulo	abundância de árvores ~ 1 + (1 região / parcela)	4	-4943.4	9894.8	84.01	0
Florestas primárias						
Modelo 1	abundância de árvores ~ abundância de palmeiras + (1 região / parcela)	5	-4374.6	8759.2	0	1
Modelo nulo	abundância de árvores ~ 1 + (1 região / parcela)	4	-4400.6	8809.2	49.99	0
Florestas degradadas						
Modelo 1	abundância de árvores ~ abundância de palmeiras + (1 região / parcela)	5	-4623.9	9257.9	0	1
Modelo nulo	abundância de árvores ~ 1 + (1 região / parcela)	4	-4658.9	9325.8	67.97	0
Florestas secundárias						
Modelo1	abundância de árvores ~ abundância de palmeiras + (1 região / parcela)	5	-4412.6	8835.2	0	1
Modelo nulo	abundância de árvores ~ 1 + (1 região / parcela)	4	-4428.6	8865.3	30.13	0

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A perda de áreas de floresta tropical em nível global e em especial na Amazônia é motivo de preocupação da sociedade e exige ações urgentes dos diversos atores sociais, tomadores de decisão, agricultores, pesquisadores e comunidade em geral, para mudar essa realidade. Para isso, é necessário, primeiro, conter as atividades que causam a degradação desse ecossistema e, segundo aprimorar as estratégias de restauração florestal, para que sejam aplicáveis em larga escala, com melhor custo-benefício e eficientemente ajustadas ao estado de degradação das áreas, ou seja, que levem em consideração a realidade local, em termos ecológicos e socioeconômicos.

Para contribuir com a busca de soluções e as estratégias de restauração florestal da Amazônia, avaliamos de forma extensiva publicações científicas que abordam estratégias potenciais de Restauração da Paisagem Florestal da Amazônia (RPF). Observamos, um número crescente de publicações sobre esse assunto nas últimas duas décadas, com destaque para o Brasil e o estado do Pará em particular. Considerando a abordagem científica, constatamos que há uma vasta literatura sobre a regeneração natural, o que é muito importante, dada a relevância dessa prática para a restauração florestal em larga escala na Amazônia. Porém, a regeneração precisa de fato ser mais implementada neste bioma, e as evidências científicas reunidas nessa tese podem ajudar na implementação dessa prática, orientando novas pesquisas direcionadas para o impacto das palmeiras acaule na regeneração florestal. Observamos também, que alguns aspectos ainda precisam de atenção como menor número de publicações científicas sobre estratégias de restauração que envolvem florestas degradadas. Essas áreas hoje já representam uma grande parte da Amazônia, aproximadamente 364.748 km² (5,5% das florestas amazônicas) e com as mudanças climáticas a tendência é que mais áreas sejam degradadas, com forte atuação das queimadas e secas (LAPOLA et al., 2023).

Nós também avaliamos, por meio de dados primários, especificamente a Regeneração Natural de florestas desmatadas e degradadas na Amazônia e investigamos o que poderia atrapalhar ou impedir a regeneração de florestas nessa região. Apresentamos evidências da associação de palmeiras com a intensidade da degradação, especialmente de palmeiras mais adaptadas a áreas degradadas como *A. speciosa* e *A. maripa*. Além disso, avaliamos a influência específica das palmeiras acaule, muito abundantes em algumas regiões da Amazônia e descobrimos uma associação negativa destas com a regeneração na Amazônia, até mesmo em florestas primárias.

A regeneração natural é uma prática muito promissora, aproximadamente um terço dos estudos publicados sobre Restauração da Paisagem na Amazônia na Amazônia nos últimos anos descreveu essa prática, porém, poucos estudos abordaram práticas de manejo aliadas à regeneração natural (regeneração natural assistida). A carência em estudos nessa direção reflete a própria carência em assistência técnica para dar suporte às práticas de restauração nesse bioma, porém, para tirar a Amazônia da rota do desmatamento e direcionar para a restauração em larga escala é preciso direcionar as pesquisas para abordagens de restauração mais eficazes e econômicas (BARLOW et al., 2023). Por exemplo, há estudos relatando o manejo de lianas como uma prática eficaz e de baixo custo em florestas manejadas que facilita a extração de madeira e que pode ser aplicado em florestas não manejadas para aumentar o sequestro de carbono pelas árvores, porém faltam estudos abordando os impactos disso na biodiversidade da floresta (PUTZ et al., 2023). Assim, considerando que as palmeiras acaules atrapalham a regeneração elas também poderiam ser manejadas. Porém, como mostramos, no capítulo 1, a regeneração natural assistida, ainda é pouco aplicada e é essencial para aumentar a escala da restauração. na Amazônia. Porém, não sabemos qual é o impacto dessa relação entre palmeiras e regeneração natural, a longo prazo, na diversidade e composição de espécies nas florestas, futuros estudos podem investigar essa questão.

5. REFERÊNCIAS

- ALBERT, J. S. et al. Human impacts outpace natural processes in the Amazon. **Science**, v. 379, n. 6630, 2023.
- ALIANÇA PELA RESTAURAÇÃO NA AMAZÔNIA. PANORAMA E CAMINHOS PARA A RESTAURAÇÃO DE PAISAGENS FLORESTAIS NA AMAZÔNIA. Position paper. IS978-65-00-12760-7. p. 16 pages, 2020.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017.
- ARTAXO, P. et al. Tropical forests are crucial in regulating the climate on Earth. **PLOS Climate**, v. 1, n. 8, p. e0000054, 2022.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, jul. 2016.
- BARLOW, J. et al. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 517–526, 2018.
- BARLOW, J. et al. Chapter 28: Restoration options for the Amazon. In: **Amazon Assessment Report 2021**. [s.l.] UN Sustainable Development Solutions Network (SDSN), 2021.
- BARLOW, J. et al. **Policy Brief: Transformando la Amazonía a través de los “Arcos de Restauración”**. [s.l.] Sustainable Development Solutions Network (SDSN), 2023. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/doc/1151225/1/27414.pdf>>.
- BARNI, P. E. et al. Logging Amazon forest increased the severity and spread of fires during the 2015–2016 El Niño. **Forest Ecology and Management**, v. 500, p. 119652, nov. 2021.
- BENINI, R. DE M.; ADEODATO, S. **Economia da restauração florestal**. São Paulo (SP): The Nature Conservancy, 2017.
- BERENGUER, E. et al. Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 30, 2021.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo (SP): Oficina de Textos, 2015.
- BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. **Cap. 26**, p. 565–587, 2009.

BRASIL. **DECRETO Nº 6.514, DE 22 DE JULHO DE 2008.** , 2008.

BRASIL. **DECRETO Nº 8.972, DE 23 DE JANEIRO DE 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa.** , 2017a.

BRASIL. **Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa.** Ministério ed. Brasília, DF.: Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação, 2017b.

BRASIL. **Lei n.12.651, de 25 maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.** , 2021.

Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm>

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 7, p. 1249–1270, 1 out. 2019.

CÉSAR, R. G. et al. Forest and landscape restoration: A review emphasizing principles, concepts, and practices. **Land**, v. 10, n. 1, p. 1–22, 2021.

CHAZDON, R. L. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, jun. 2008.

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, 2016.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 1 nov. 2016.

CHOI, Y. D. Restoration ecology to the future: A call for new paradigm. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 351–353, jun. 2007.

COLE, L. E. S.; BHAGWAT, S. A.; WILLIS, K. J. Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. **Nature Communications**, v. 5, n. 1, p. 3906, set. 2014.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11, 3 nov. 2017.

CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters**, v. 13, n. 3, p. 1–9, 2020.

CROUZEILLES, R. et al. Associations between socio-environmental factors and landscape-scale biodiversity recovery in naturally regenerating tropical and subtropical forests. **Conservation Letters**, v. 14, n. 2, p. 1–9, 2021.

DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321–328, jan.

2012.

DE FARIA, B. L. et al. Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. **Global Ecology and Biogeography**, p. 0–28, set. 2021.

DE SOUSA, J. T. R.; MORAES, F. H. R.; GEHRING, C. Root biomass in a shifting cultivation system in the eastern periphery of Amazonia, and contribution of the babassu palm. **Agroforestry Systems**, v. 90, n. 2, p. 351–360, 2016.

EDUARDO, P. et al. Forest Ecology and Management Logging Amazon forest increased the severity and spread of fires during the 2015 – 2016 El Niño. v. 500, 2021.

ELIAS, F. et al. Assessing the growth and climate sensitivity of secondary forests in highly deforested Amazonian landscapes. **Ecology**, v. 101, n. 3, p. 703, mar. 2020.

ELIAS, F. et al. Comparing contemporary and lifetime rates of carbon accumulation from secondary forests in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 508, n. February, p. 120053, mar. 2022.

FAO. **Restoring the Earth - The next decade**. [s.l.] Unasylva No. 252 - Vol. 71 2020/1. Rome., 2020. v. 71

FAO AND UNEP. **The State of the World's Forests 2020**. [s.l.] FAO and UNEP, 2020.

FISCHER, R. et al. Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science Advances**, v. 7, n. 37, 10 set. 2021.

FORESTPLOTS.NET et al. Taking the pulse of Earth's tropical forests using networks of highly distributed plots. **Biological Conservation**, v. 260, p. 108849, ago. 2021.

GATTI, L. V. et al. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**, v. 595, n. 7867, p. 388–393, jul. 2021.

GEHRING, C. et al. Babassu palm (*Attalea speciosa* Mart.) super-dominance shapes its surroundings via multiple biotic, soil chemical, and physical interactions and accumulates soil carbon: a case study in eastern Amazonia. **Plant and Soil**, v. 454, n. 1–2, p. 447–460, 2020.

HANSEN, M. C. et al. The fate of tropical forest fragments. **Science Advances**, v. 6, n. 11, p. 1–10, 13 mar. 2020.

HAWES, J. E. et al. A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 4, p. 1373–1385, 2020.

HEINRICH, V. H. A. et al. The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. **Nature**, v. 615, n. 7952, p. 436–442, 16 mar. 2023.

HÖHL, M. et al. Forest landscape restoration-What generates failure and success? **Forests**, v. 11, n. 9, 2020.

HOUGHTON, R. A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A. A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 12, p. 1022–1023, 25 dez. 2015.

INDRAJAYA, Y. et al. Tropical Forest Landscape Restoration in Indonesia: A Review. **Land**, v. 11, n. 3, p. 328, 23 fev. 2022.

INGWELL, L. L. et al. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 4, p. 879–887, 2010.

JAKOVAC, C. C. et al. Swiddens under transition: Consequences of agricultural intensification in the Amazon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 218, p. 116–125, fev. 2016a.

JAKOVAC, C. C. et al. Land use as a filter for species composition in Amazonian secondary forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 6, p. 1104–1116, 1 nov. 2016b.

JANSEN, M. et al. Food for thought: The underutilized potential of tropical tree-sourced foods for 21st century sustainable food systems. **People and Nature**, v. 2, n. 4, p. 1006–1020, 2020.

LAPOLA, D. M. et al. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. **Science**, v. 379, n. 6630, 27 jan. 2023.

LENTON, T. M. et al. Tipping elements in the Earth's climate system. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 6, p. 1786–1793, fev. 2008.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 21 ago. 2015.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon Tipping Point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, p. 1–2, fev. 2018.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point: Last chance for action. **Science Advances**, v. 5, n. 12, 6 dez. 2019.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 542–552, 1 fev. 2017.

MANSOURIAN, S. et al. Forest Landscape Restoration: increasing the positive impacts of forest restoration or simply the area under tree cover? **Restoration Ecology**, v. 25, n. 2, p. 178–183, mar. 2017.

MARENCO, J. A. et al. Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, n. December, p. 1–21, dez. 2018.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian

Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 11 set. 2020.

MAZZOCHINI, G. G.; CAMARGO, J. L. C. Understory plant interactions along a successional gradient in Central Amazon. **Plant and Soil**, v. 450, n. 1–2, p. 81–92, 2020.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450–453, 1999.

MESQUITA, R. D. C. G. et al. Amazon Rain Forest Succession: Stochasticity or Land-Use Legacy? **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 849–861, 2015.

MINNEMEYER, S. et al. A World of Opportunity - A World of opportunities for Forest and Landscape Restoration. **World Resources Institute**, 2011.

MITJA, D.; FERRAZ, I. D. K. Establishment of Babassu in Pastures in Pará, Brazil. **Palms Journal**, v. 45, n. 3, p. 138–147, 2001.

OLIVEIRA, R. E. DE; ENGEL, V. L. A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM DESTAQUE : UM RETRATO DOS ÚLTIMOS VINTE E OITO ANOS DE PUBLICAÇÕES NA ÁREA. v. 15, n. 2, p. 303–315, 2011.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 11 fev. 2016.

POORTER, L. et al. Functional recovery of secondary tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 49, 7 dez. 2021.

PUTZ, F. E. et al. Liana cutting in selectively logged forests increases both carbon sequestration and timber yields. **Forest Ecology and Management**, v. 539, n. April, p. 121038, 2023.

REIS, M. et al. Forest fires and deforestation in the central Amazon : Effects of landscape and climate on spatial and temporal dynamics. **Journal of Environmental Management**, v. 288, n. February, p. 112310, 2021.

SMITH, C. C. et al. Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 8, p. 085009, ago. 2021.

SMITH, N. **Palms and People in the Amazon**. [s.l.: s.n.].

SOLAR, R. R. DE C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, out. 2015.

SOUSA, T. R. et al. Palms and trees resist extreme drought in Amazon forests with shallow water tables. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 5, p. 2070–2082, 1 set. 2020.

SVENNING, J. C. et al. **High tropical net diversification drives the New World latitudinal**

gradient in palm (Arecaceae) species richness. *Journal of Biogeography*. **Anais...**mar. 2008.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, n. October, p. 136–140, 2012.

TER STEEGE, H. et al. Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora. **Science**, v. 342, n. 6156, 18 out. 2013.

THOMPSON, I. D. et al. An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. **Ecology and Society**, v. 18, n. 2, p. art20, 2013.

TIGRE, M. A. Building a regional adaptation strategy for Amazon countries. **International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics**, v. 19, n. 4–5, p. 411–427, 2019.

TRUJILLO, W.; RIVERA-RONDÓN, C. A.; BALSLEV, H. Palm Functional Traits, Soil Fertility and Hydrology Relationships in Western Amazonia. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, n. September, p. 1–10, 2021.

TYMEN, B. et al. Evidence for arrested succession in a liana-infested Amazonian forest. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 1, p. 149–159, 2016.

UNITED NATIONS. **United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019.** UN, 2019. Disponível em: <undocs.org/A/RES/73/284>

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 43, p. 13267–13271, 2015.

VANCUTSEM, C. et al. Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. **Science Advances**, v. 7, n. 10, p. 1–22, 2021.

WEHI, P. M.; LORD, J. M. Importance of including cultural practices in ecological restoration. **Conservation Biology**, v. 31, n. 5, p. 1109–1118, out. 2017.

ZAPPI, D. C. et al. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.

6. ARTIGOS PUBLICADOS DURANTE O DOUTORADO

DA SILVA, C. M. et al. The potential for forest landscape restoration in the Amazon: state of the art of restoration strategies. **Restoration Ecology**, p. 1–13, 2023.

ELIAS, F. et al. Comparing contemporary and lifetime rates of carbon accumulation from secondary forests in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 508, n. February, p. 120053, mar. 2022.

SILVA JUNIOR, A. C. DA et al. Energy Balance, Water Demand, and Crop Coefficient of Acid Lime in the Oriental Amazon. **Water (Switzerland)**, v. 15, n. 6, 2023.