



MARIANA CAROLINE MOREIRA MORELLI

**DIFERENTES EFEITOS DA COMPETIÇÃO NO VOLUME
DE MADEIRA E ESTOQUE DE CARBONO DE ESPÉCIES
DE INTERESSE EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL NA AMAZÔNIA**

**LAVRAS-MG
2022**

MARIANA CAROLINE MOREIRA MORELLI

**DIFERENTES EFEITOS DA COMPETIÇÃO NO VOLUME
DE MADEIRA E ESTOQUE DE CARBONO DE ESPÉCIES
DE INTERESSE EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL NA AMAZÔNIA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração Ciências Florestais, para obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

**LAVRAS-MG
2022**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Morelli, Mariana Caroline Moreira.

Diferentes efeitos da competição no volume de madeira e
estoque de carbono de espécies de interesse em área de restauração
florestal na Amazônia / Mariana Caroline Moreira Morelli. - 2022.
68 p. : il.

Orientador(a): Marco Aurélio Leite Fontes.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2022.
Bibliografia.

1. Desmatamento. 2. Interações ecológicas. 3. Produção
sustentável de madeira. I. Fontes, Marco Aurélio Leite. II. Título.

MARIANA CAROLINE MOREIRA MORELLI

**DIFERENTES EFEITOS DA COMPETIÇÃO NO VOLUME
DE MADEIRA E ESTOQUE DE CARBONO DE ESPÉCIES
DE INTERESSE EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL NA AMAZÔNIA**

**DIFFERENTIAL EFFECTS OF COMPETITION ON TREE
VOLUME AND CARBON OF TIMBER SPECIES RESTORED
AREAS IN THE AMAZON**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração Ciências Florestais, para obtenção do título de Doutora.

APROVADA em 13 de maio de 2022.

Dra. Gislene Carvalho de Castro UFSJ

Dr. Lucas Amaral de Melo UFLA

Dra. Polyanne Aparecida Coelho Gomide UFLA

Dr. Sérgio Gualberto Martins UFSJ

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

**LAVRAS-MG
2022**

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe, pela vida e por todas as oportunidades que me trouxeram até aqui.

Às mulheres que fazem parte da minha vida (mãe, amigas, tias, avós, primas), por me mostrarem que em uma linguagem séria pode caber os sentimentos.

Ao meu pai, pelo apoio e pelas trocas de conhecimento.

A minha família, em especial ao meu irmão Victor, por ser meu parceiro, acreditar nos meus sonhos, me colocar para cima e me acolher.

À Lavras, pelas experiências e pelos amigos que encontrei nessa cidade e levarei por toda a vida.

Ao Cleber, Marcela e Juliano, pelos ensinamentos e parceria fundamentais ao desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor Marco Aurélio, pela orientação ao longo do doutorado.

Agradeço à CAPES, pois o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ciências Florestais (DCF), pela oportunidade de cursar a Pós-Graduação e pelo crescimento profissional e pessoal oferecido.

Ao povo brasileiro, que financia a educação e a pesquisa de qualidade.

*“Coisas importantes são aquelas que são únicas
e sobre as quais paira uma terrível ameaça de destruição.”*

Olga Tokarczuk

RESUMO GERAL

Áreas degradadas representam redução de biodiversidade e perda da capacidade de produzir alimentos, serviços, prosperidade econômica. Dessa forma, reabilitar e restaurar áreas cujos recursos ecológicos estão degradados pelo uso inadequado é uma necessidade urgente. Diante disso, ajustes e melhorias metodológicas poderão orientar a restauração de forma mais eficaz. Uma das abordagens metodológicas possíveis é baseada na compreensão de como as interações bióticas afetam a produção dos plantios de restauração. Nessa abordagem, a competição entre árvores é uma interação relevante a ser estudada, pois se trata de um dos principais impulsionadores da estrutura e dinâmica de florestas tropicais. Essa perspectiva pode mostrar novas formas de compreensão e manejo de áreas restauradas. Assim, o presente trabalho buscou entender o efeito da competição na explicação de duas variáveis: volume de madeira e estoque de carbono de espécies madeireiras de valor comercial. O efeito da competição foi testado através de cinco índices: três baseados em diâmetro e distância das árvores competidoras às árvores focais; um representado pelo número de árvores competidoras e um representado pela porcentagem de competidores plantados em vez de regenerados. O estudo foi conduzido em uma área de 23 anos de restauração florestal ativa no arco do desmatamento da Amazônia brasileira. Nossos resultados mostram que a competição tem efeitos importantes sobre o volume e o estoque de carbono. Especificamente, encontramos que a competição pode aumentar o volume de madeira e o estoque de carbono dessas espécies se houver um equilíbrio entre tamanho e distância dos competidores em relação às árvores focais. Maior produção também foi verificada quando a maioria dos competidores foram árvores plantadas (em vez de regeneradas). Por outro lado, as árvores focais tenderam a ter menor volume e estoque de carbono se os competidores forem maiores do que elas. Embora os efeitos da competição e sua magnitude tenham variado entre as espécies estudadas e entre as duas variáveis de interesse, surgiram tendências gerais claras. De forma geral, este estudo evidenciou que a dominância de tamanho pode determinar uma competição assimétrica. Intervenções silviculturais são necessárias para reduzir a competição sobre as árvores menores e promover a produção em áreas restauradas. Além do manejo da densidade de indivíduos numa área, deve-se pensar a competição considerando o diâmetro e distância dos competidores em relação às árvores focais como variáveis adicionais ao processo decisório do manejo.

Palavras-chave: Desmatamento. Interações ecológicas. Produção sustentável de madeira.

GENERAL ABSTRACT

Degraded areas represent reduction of biodiversity and loss of capacity to produce food, services, economic prosperity. The need to rehabilitate and restore ecological resources degraded by improper use is urgent. Adjustments and improvements can guide the restoration in a more effective way. One of the possible approaches is based on a comprehension of how the biotic interactions affect the production of restoration plantations. From this perspective, the competition between trees is a relevant interaction to be studied, *because* it is about one of the principal boosters of the structure and dynamic of tropical rainforests. This approach can show new ways of understanding and management of restoration areas. Thus, the present paper aimed to understand the effect of competition on the explanation of two variables: the amount of wood and the carbon stock of commercial valuable woody species. The effect of competition was tested through five indices: three of it based on diameter and distance of the competing trees to the focal trees; one represented by the percent of competitors planted instead of regenerated. The research was conducted on a 23-year old active forest restoration area on the arc of deforestation of the Brazilian Amazon. Our results show that the competition has important effects over the amount and the carbon stock. Specifically, we found out that the competition can raise the amount of wood and the carbon stock of those species if there is a balance between size and distance of the competitors compared with the focal trees. The biggest production was also verified when most of the competitors were planted trees (instead of regenerated). On the other hand, the focal trees tend to have less amount and carbon stock if the competitors are bigger than that. Although the effects of competition and its magnitude have varied between the studied species and between the two variables of interest, clearer tendencies have emerged. In general, this study showed that the size dominance can specify an asymmetrical competition. Silvicultural interventions are necessary to reduce the competition over the smaller trees and promote the production in restored areas. Beyond the management of the individual density in an area, one should think of the competition considering the diameter and the distance between the competitors in relation to the focal trees as additional variables at the decision-making process of the management.

Key-words: Deforestation. Ecological interactions. Sustainable production of wood.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - APRESENTAÇÃO GERAL	10
1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1. Passivo ambiental brasileiro.....	14
2.2. Compromissos do Brasil com a restauração	16
2.3. Sucessão ecológica	17
2.4. Bases ecológicas e silviculturais no manejo da competição	19
REFERÊNCIAS	24
CAPÍTULO 2 - DIFFERENTIAL EFFECTS OF COMPETITION ON TREE VOLUME AND CARBON OF TIMBER SPECIES IN RESTORED AREAS IN THE AMAZON.....	33
1. Introduction.....	35
2. Methods.....	38
2.1. Study area	38
2.2. Data collection	40
2.3. Variable obtention	45
2.4. Data analysis.....	46
3. Results.....	47
3.1. Description of the samples and variables used in the study.....	47
3.2. Competition effects on wood volume and carbon stock	48
4. Discussion	52
4.1. Evidence of competition	52
4.2. Implications for competition management in different managed or silviculturally treated forest systems	52
4.3. Remarks and limitations.....	55
4.4. Acknowledgments	55
References.....	56
Supplementary information	66
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	68

CAPÍTULO 1 - APRESENTAÇÃO GERAL

RESUMO

O Brasil possui grandes extensões de áreas degradadas, que segundo a atual legislação ambiental deveriam ser restauradas, com permissões para usos sustentáveis ou de baixo impacto ambiental. Restaurar a integridade ecológica de paisagens degradadas é uma urgência não apenas do Brasil, mas que entrou para a agenda de vários países. Além de se comprometer com acordos internacionais de restauração, o Brasil criou políticas e programas de regularização ambiental para impulsionar a adequação das propriedades rurais brasileiras ao Código Florestal. Mas o cumprimento dos programas de regularização ambiental envolve altos custos de implantação e manutenção. Adicionalmente, a demanda por restauração em larga escala exige pesquisas e informações para atender a múltiplos objetivos: maximizar a recuperação da biodiversidade, recuperar o investimento, garantir a sustentabilidade econômica dos projetos. A restauração é um conjunto de intervenções para acelerar e manipular os processos da sucessão ecológica. A definição de sucesso da restauração depende dos objetivos, metas e motivos pelos quais ela está sendo executada. Há projetos que almejam desde a rápida contenção da erosão até os que esperam o retorno do ambiente a um estado pré-distúrbio. O fato é que os benefícios humanos, a multifuncionalidade da paisagem, a resiliência, passaram a ser incluídos como linhas de base importantes e decisivas para o sucesso. Nesta ótica, é necessário pensar o manejo das florestas como um elo entre a conservação da biodiversidade e uso sustentável dos recursos. Para tal, o conjunto de intervenções que alteram o estado de uma floresta deve ser ajustado e readequado quando os resultados obtidos são diferentes do esperado. Por exemplo, estudos sobre as áreas em concessão florestal na Amazônia para exploração sustentável têm mostrado que a intensidade e duração dos ciclos de exploração não se ajustam às taxas de recuperação das espécies, portanto é necessário avaliar as diretrizes do manejo. Estudar o efeito da competição sobre a produção é uma das formas de abordagem possíveis para alcançar o manejo otimizado, pois a competição tem efeito estrutural na comunidade florestal e a estrutura equilibrada da floresta é a base do manejo - garantia de suprimento do recurso no futuro. Diante destes cenários, nesta seção revisitamos bases, conceitos ecológicos e técnicas silviculturais fundamentais para a restauração e o manejo florestal sustentável.

Palavras-chave: Passivo ambiental brasileiro. Sucessão ecológica. Manejo de áreas restauradas.

ABSTRACT

Brazil has large degraded areas extensions, that according to the environmental legislation should be preserved, with permissions to a few ways of sustainable uses and low environmental impact. Restoring the ecological integrity of degraded landscapes is an urgency not only for Brazil, but that has entered the agenda of several countries. In addition to committing to international agreements of restoration, Brazil has created policies and programs of environmental regularization to boost the adequacy of rural properties to the Forestry Code. But the fulfillment of the environmental regularization programs involves high costs of implementation and maintenance. Additionally, the demand for large-scale restoration requires research and information to achieve multiple goals: maximize the biodiversity recovery, recover the investment and assure the economical sustainability of the projects. The restoration is a set of interventions to accelerate and manipulate the ecological succession processes. The definition of success of the restoration depends on the goals, targets and reasons why it is executed. There are projects that achieve from the fast erosion containment to those who wait for the return of the environment to a pre-disturb status. The fact is that the human benefits, the multifunctionality of the landscape, and resilience, had begun to be included as important and crucial baselines to success. With this in mind, it is necessary to think of management as a link between biodiversity conservation and sustainable use of resources. To this end, the set of interventions that change the status of a forest must be readjusted and refitted when the results are different from what is expected. For example, studies about the areas in forest concession in Amazonia to sustainable exploration showed that the intensity and duration of the exploration cycles do not adjust to the recovery rates of species, so it is necessary to evaluate the management guidelines. Studying the effect of competition over production is one of the possible approaches to reach optimized management, because competition has a structural effect in the forest community and the balanced structure is the base of the management - guarantee of resource supply in the future. Against this background, in this section we revisited bases, ecological concepts and fundamental silvicultural techniques for restoration and sustainable forest management.

Key-Words: Brazilian environmental liability. Ecological succession. Management of restored áreas.

1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas resultaram em grandes extensões mundiais de ecossistemas degradados. Em particular, na Amazônia brasileira, o padrão dominante de conversão florestal iniciou nas décadas de 1960/1970, quando foram introduzidos métodos de ocupação na região norte, baseados em práticas tradicionais da região sul e sudeste do Brasil, cuja premissa é adaptar a paisagem às necessidades do agricultor. Entretanto, tais iniciativas desconsideraram que a aptidão agrícola na região Amazônica não é uniforme. As áreas apropriadas à agricultura são porções isoladas e espaçadas entre si. Conseqüentemente, a maioria dos projetos de desenvolvimento agrícola fracassou, restando ao produtor rural abandonar a área ou consolidar a pecuária extensiva e de baixa produção. Por se tratar de uma atividade que requer novas áreas para compensar as perdas graduais da baixa produtividade, o desmatamento passou a ser uma prática usual de manutenção dos níveis mínimos da atividade pecuária.

A expansão da agricultura mecanizada (entre 1990 e 2000) introduziu um novo caminho potencial para a perda de floresta, que é o “arco do desmatamento” ao longo da extensão sul e leste da Amazônia. O descumprimento das leis ambientais gera passivos de cobertura vegetal na Amazônia Legal – área de atuação da Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM) – que configuram áreas protegidas, mas que se encontram degradadas e precisam ser restauradas. A concepção da ideia deste trabalho partiu da necessidade de produzir conhecimento sobre áreas restauradas para orientar a recomposição e o uso da reserva legal na Amazônia. Os dados utilizados nesta pesquisa foram coletados na área de implantação de um projeto maior, fomentado pela empresa Peugeot e desenvolvido pela estatal francesa ONF (Escritório Nacional das Florestas), cujo objetivo é estocar carbono através da restauração de 2000 hectares de pastagens degradadas na Fazenda São Nicolau em Cotriguaçu, Mato Grosso (MT), região sul da Amazônia. Além de sequestrar carbono, o projeto apoia o desenvolvimento de pesquisas científicas para responder a diferentes questões da área florestal. No presente trabalho, além de debater a ecologia e os efeitos da competição entre árvores no volume de madeira e estoque de carbono de espécies de interesse comercial na restauração florestal, é apresentada uma abordagem que pode afetar um dos aspectos centrais dos projetos de restauração: a sustentabilidade econômica.

As duas variáveis avaliadas neste estudo, volume de madeira e estoque de carbono, têm potencial para trazer retorno financeiro às iniciativas de restauração. Um menor volume de

madeira e um menor estoque de carbono reduzem o produto final comercializável. Assim, entender o papel da competição é fundamental para o sucesso financeiro da restauração cujo objetivo seja explorar recursos das áreas restauradas de forma sustentável. Embora geralmente motivados por preocupações ambientais, os projetos de restauração devem garantir a sustentabilidade econômica, e que os benefícios econômicos cheguem às comunidades locais, combinando conservação ambiental, cumprimento da legislação e ganhos financeiros. Isso é especialmente relevante no contexto da legislação florestal brasileira (BRASIL, 2012), que exige a manutenção de uma reserva legal em todas as propriedades rurais e permite que essas áreas sejam parcialmente exploradas para a extração de recursos florestais. Portanto, estudos que aprimorem o conhecimento técnico para resultados positivos entre conservação e produção podem ajudar a gerar benefícios ecológicos e sociais.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Passivo ambiental brasileiro

Antes de planejar a restauração, buscar formas de proteger as florestas existentes para manter os sumidouros de carbono e preservar a biodiversidade é indispensável (DI SACCO et al., 2021). Apenas 20% das florestas tropicais estão “íntactas” – livres de influência antrópica significativa (POTAPOV et al., 2017). No ciclo global do carbono, as florestas íntactas tem um valor de conservação incomparável, pois armazenam mais de 40% do carbono de todas as florestas tropicais juntas (MALHI, 2010; POTAPOV et al., 2017). Além disso, quando comparadas às florestas degradadas em grandes proporções por atividades humanas, elas se mostraram mais resistentes a pressões como incêndios e eventos de seca (QIE et al., 2017). As perdas de floresta natural não são imediatamente compensadas pelo reflorestamento (BRANCALION; CHAZDON, 2017). Assim, a pressão contra o desmatamento ilegal deve ser feita através do estabelecimento de novas áreas protegidas, restrições de créditos e pressões para eliminar desmatadores das cadeias de fornecimento de madeira, soja e carne bovina, listas públicas de propriedades e municípios que desmatam ilegalmente, além de ações de controle e fiscalização por órgãos estaduais e federais (ARIMA et al. 2014; ASSUNÇÃO et al. 2013; SOARES-FILHO et al. 2010; NEPSTAD et al. 2014; GIBBS et al. 2016; BÖRNER et al. 2013; HARGRAVE et al. 2013).

A conservação da vegetação em terras privadas é regulamentada pela Legislação Ambiental Brasileira (Lei Nº 12.651 de 25 de março de 2012). Essa regulamentação divide as propriedades rurais em duas áreas: terras para uso alternativo do solo e terras dedicadas à conservação e ao manejo sustentável dos recursos naturais. Esta última é dividida em mais duas categorias: (i) áreas de preservação permanente (APP) onde apenas atividades de baixo impacto são permitidas, como o ecoturismo; e (ii) Reserva Legal (RL) para promover o uso sustentável dos recursos naturais e conservação da biodiversidade. Na Amazônia Legal, a RL cobre até 80% das propriedades, mas apenas 20% em outras regiões (BRASIL, 2012).

Entre 1995 e 2005, os estados de Mato Grosso (MT), Rondônia (RO) e Pará (PA) foram responsáveis por 85% de todo o desmatamento na Amazônia, convertendo uma média de 16.600 km²/ano de floresta (MACEDO et al., 2012). Diante deste desafio, Mato Grosso (em 2008) e Pará (em 2009) implementaram, pela primeira vez, um registro eletrônico de terras conhecido como Cadastro Ambiental Rural (CAR) (AZEVEDO et al., 2017; RAJÃO et al., 2012). Nos anos

seguintes até 2012, as taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal caíram em 76%, principalmente no MT, atingindo uma estimativa de 850 km² em 2010 (MACEDO et al. 2012; NEPSTAD et al. 2014). Os registros fundiários do MT e PA serviram de modelo para o Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR), que hoje é o principal instrumento de implementação do Código Florestal brasileiro de 2012. O SICAR já registrou 6,5 milhões de imóveis rurais em 618 Mha em todo o Brasil (SFB, 2022).

Conhecida a área de RL de cada propriedade rural, é possível estimar o déficit de cobertura florestal exigido pela legislação. Havendo passivo, o Código Florestal oferece duas possibilidades: restauração florestal dentro da mesma fazenda que apresenta o déficit ou compensação através do aluguel ou compra de área excedente em outra propriedade dentro do mesmo bioma (BRASIL, 2012). Embora haja variação entre os números, estima-se que, no Brasil, somando-se as áreas de APP e RL existe um passivo de pelo menos 21 milhões de hectares (Mha) (SOARES-FILHO et al., 2014). As regiões biogeográficas com maior passivo ambiental em Reserva Legal, segundo Soares-Filho et al. (2014), são: Amazônia (7,2 Mha), Mata Atlântica (4,8 Mha) e Cerrado (3,7 Mha). O passivo de APP é de 4,5 Mha somando as áreas de Cerrado (\approx 1,6 Mha), Mata Atlântica (\approx 1,4 Mha) e Amazônia (\approx 900.000 ha) (SOARES-FILHO et al., 2014).

Entretanto, o CAR não garante que os proprietários cumpram a lei ou reduzam o desmatamento. O cumprimento dos programas de regularização ambiental envolve altos custos de restauração, perda de produção e benefícios pouco atrativos para o proprietário rural (MOLIN et al., 2018; BRANCALION et al., 2017). A demanda por restauração em grande escala cria outras demandas, e exige pesquisas e informações para atender a vários objetivos: maximizar a recuperação da biodiversidade, recuperar o investimento, garantir a sustentabilidade econômica dos projetos. Uma alternativa possível e legalmente permitida pelo código florestal é o plantio consorciado de espécies exóticas (até 40%) com espécies nativas nas áreas com déficit ambiental (BRASIL, 2012). Essa possibilidade oferece uma fonte potencial de receita através da venda da madeira (BRANCALION et al., 2012).

Aprimorar o conhecimento técnico para resultados positivos entre conservação e produção pode ajudar a gerar benefícios ecológicos e econômicos. Há motivações para empreender projetos de restauração florestal. Estudos mostraram que a produção de madeira em áreas florestais restauradas pode compensar entre 44% e 75% dos custos de restauração

(BRANCALION et al., 2019). Assim como a venda de créditos de carbono, considerando os preços atuais (tipicamente entre US\$ 2 e US\$ 10 por tonelada de dióxido de carbono) e o valor potencial do carbono sequestrado também é uma fonte de renda que pode cobrir os custos de implantação e manutenção de florestas restauradas (PHILIPSON et al., 2020). Por estas razões, as investigações sobre os fatores que afetam as principais vias de investimento devem ser intensificadas.

2.2. Compromissos do Brasil com a restauração

O desenvolvimento humano, econômico e a equidade social, dependem do funcionamento de processos básicos do sistema terrestre, incluindo o balanço de energia superficial, o ciclo do carbono, o ciclo da água e a diversidade de espécies (ALKAMA; CESCATTI, 2016; LE QUÉRÉ et al., 2016; TEMPERTON et al. 2019). Portanto, restaurar a integridade ecológica em paisagens degradadas se tornou uma prioridade global. Há, pelo menos, um bilhão de hectares de terras degradadas que oferecem inúmeras oportunidades para restauração (GIBBS; SALMON, 2015). Sob acordos internacionais – Bonn Challenge (2011), Declaração de Nova York sobre Florestas (2014), Acordo de Paris (2015) – os países se comprometeram a restaurar 350 milhões de hectares de terras até 2030, principalmente entre os trópicos e subtropicais (LEWIS et al., 2019). O *Bonn Challenge* é uma iniciativa global que juntamente com iniciativas regionais mobilizaram apoio político para iniciar a restauração de 150 milhões de hectares de paisagens florestais até 2020 e 350 milhões até 2030. Lançado em 2011 pelo governo da Alemanha e pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), somado a iniciativas regionais e nacionais que estão sendo implementadas em todo o mundo, os compromissos já ultrapassaram 170 milhões de ha (AGUILAR et al. 2015; BAE et al. 2012).

O Brasil está entre os países que se comprometeram com o *Bonn Challenge* em 2017, através do compromisso de recuperar 12 milhões de ha de áreas degradadas como uma contribuição para a meta global. Um progresso considerável em termos de estruturas políticas de apoio a restauração, anteriormente ao *Bonn Challenge*, já estavam em andamento no Brasil. Em 2009 havia sido criado o Pacto de Restauração da Mata Atlântica (Pacto) com o objetivo de recuperar 15 milhões de ha de áreas degradadas na Mata Atlântica brasileira até 2050 (CALMON et al. 2011). Esse compromisso integra a promessa do Brasil ao Acordo Climático de Paris em 2015 (UNFCCC) e a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg). O Proveg foi

instituído pelo Governo Federal do Brasil por meio do Decreto nº 8.972 de 23 de janeiro de 2017 para apoiar a implementação de determinações contidas na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Código Florestal - nº 12.651/2012). O principal objetivo do Proveg é impulsionar a adequação e regularização ambiental das propriedades rurais brasileiras, nos termos do Código Florestal, em área total de, no mínimo, 12 milhões de hectares, até 31 de dezembro de 2030. O instrumento de implementação do Proveg é a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg). O Planaveg almeja promover a recuperação de áreas degradadas ou alteradas, com ênfase nas Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) no sentido de eliminar os passivos ambientais nas propriedades rurais e recuperar a capacidade produtiva das áreas degradadas ou alteradas com baixa aptidão agrícola.

2.3. Sucessão ecológica

A sucessão é uma das teorias ecológicas mais antigas (COWLES, 1899). Os primeiros estudos da sucessão abordaram a sequência de espécies que colonizavam uma área, posteriormente passaram a descrever as mudanças que ocorriam em outras variáveis como biomassa, produtividade, diversidade (POORTER et al., 2019; SATDICHANH et al., 2019; ESTRADA-VILLEGAS et al., 2020). Associada a visão inicial de Clements (1916), a sucessão era considerada essencialmente direcional (determinística), mas passou a ser vista como idiossincrática e principalmente estocástica, em direção à conceituação de Gleason (1926) (FINEGAN, 1984; VANDERMEER et al., 2004; FELDPAUSCH et al., 2007; CHAZDON, 2008).

O processo determinístico propõe que a sucessão é o resultado da atuação de filtros sobre as espécies em função de suas características funcionais relacionadas à dispersão, sobrevivência, crescimento e reprodução (LI et al., 2015; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Nesse processo, o estabelecimento da espécie na área depende do uso de recursos e habilidades competitivas que ela possui (CHESSON, 2000). No processo estocástico, o estabelecimento de uma determinada área depende de eventos aleatórios (HUBBELL, 2001). Tanto os processos determinísticos quanto os estocásticos podem atuar individualmente ou sinergicamente para estruturar comunidades (CHAZDON et al., 2008; SWENSON; ENQUIST, 2009).

Ao longo da sucessão, há hierarquia e cronologia dos filtros atuantes no ecossistema (WAGNER, 2004). Nos primeiros anos, os filtros abióticos podem ter um papel mais importante

na determinação da estrutura e composição das comunidades de plantas, enquanto os filtros bióticos, ou seja, interações bióticas como competição, predação, mutualismo, doenças, aumentam a relevância a longo prazo (LETCHER et al., 2012). O final de um processo sucessional não é unidirecional (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Em vez disso, vários *estados* são possíveis (SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Uma comunidade pode ser considerada estável se as espécies que coexistem localmente são membros permanentes da comunidade e se ela não está em transição para outro estado estável, a menos que seja fortemente perturbada (LAW, 1999; FUKAMI, 2015). As comunidades podem entrar em estados alternativos transitórios, quando não atingiram um estado estável, mas variam em estrutura e em funcionamento passando por múltiplas vias de sucessão (DONATO et al., 2012; FUKAMI; NAKAJIMA, 2011).

As intervenções para acelerar os processos de sucessão, manipular a ordem de chegada das plantas, ou grupos funcionais de plantas, e manejar filtros bióticos e abióticos para alcançar comunidades vegetais desejadas compreendem a restauração ecológica (TEMPERTON et al., 2019). A definição de sucesso dos projetos de restauração dependerá dos objetivos, metas e motivos pelos quais ele será executado (PRACH et al., 2019; BRANCALION; HOLL, 2020). Há projetos que almejam a rápida estabilização de solos em processos de erosão sem levar em conta a restauração da composição de espécies (HOLL; BRANCALION, 2020). Outros têm como objetivo a restauração da biodiversidade e função ecológica para um estado pré-distúrbio (GANN et al., 2019). A perspectiva apresentada nas sentenças anteriores é inclusiva, na qual o conceito de restauração é amplo e abrange reabilitação, remediação, reconciliação (PRACH et al., 2019; MURPHY et al., 2018). Em todos os casos, definir os objetivos e metas é um ponto crítico (PRACH et al., 2019). Através deles, a intervenção do manejo adaptativo é justificada e eficiente nos casos em que o desenvolvimento do ecossistema não segue a trajetória desejada (OLIVEIRA; DURIGAN; PUTZ, 2021).

Para definir a direção dos esforços, adotam-se ecossistemas de referência com base em estudos anteriores na região mostrando a área basal, biomassa, distribuição entre classes de tamanho, estoque de carbono em sítios existentes que não sofreram degradação (PRIOR; SMITH, 2019; PRACH et al., 2019). Recomenda-se que os ecossistemas de referência abranjam toda a gama de variação dentro da região ecológica (BRINSON; RHEINHARDT, 1996; PICKETT; PARKER, 1994). A eficácia da restauração é caracterizada principalmente com base nos

atributos ecossistêmicos definidos pela Society of Ecological Restoration International (SER) (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). Os três principais atributos utilizados são a diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos. Os atributos de estrutura, riqueza e guildas funcionais são previsíveis a partir da restauração florestal pelo plantio de árvores (BRANCALION et al., 2019; NAEEM, 2006). No entanto, a composição de espécies é imprevisível (SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

2.4. Bases ecológicas e silviculturais no manejo da competição

As florestas tropicais naturais variam amplamente em sua estrutura e biomassa acima do solo, essas diferenças são atribuíveis principalmente à grande variação na densidade de grandes árvores (TER STEEGE, 2003; CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001). Além disso, deve-se destacar o papel do solo e clima sobre a variação de biomassa acima do solo (POORTER et al., 2017). No entanto, a distribuição diamétrica da comunidade arbórea das florestas tropicais naturais tem uma forma de J invertido notavelmente semelhante (MULLER-LANDAU et al., 2006). O diâmetro das árvores pode ser resultado do desenvolvimento ontogenético individual (em nível de árvore), interações entre árvores (competição) ou uma combinação dos dois (COOMES et al 2003). Por apresentarem essa semelhança fundamental nas distribuições dos diâmetros, sugere-se que existem processos biológicos gerais que moldam a distribuição de tamanho das árvores em florestas naturais, independente da variação das condições de crescimento (PICARD, 2019; FARRIOR et al., 2016).

A relação de competição entre os indivíduos se intensifica na medida em que uma comunidade florestal se desenvolve, pois os recursos se tornam mais escassos como luz, água e nutrientes; esse processo resulta na diminuição da densidade do povoamento, enquanto os sobreviventes aumentam de tamanho – fenômeno conhecido como “autodesbaste” (MOHLER; MARKS; SPRUGEL, 1978). O autodesbaste também pode ser explicado como a relação entre o tamanho individual de uma árvore e a densidade de árvores em uma determinada área, onde essa relação estabelece a estrutura do dossel da floresta compatível com a capacidade de suporte do local (BEGON; TOWNSEND, 2006). Em florestas tropicais sem a intervenção do manejo, o autodesbaste pode demorar de 80 a 136 anos para ocorrer (DENSLOW, 1987; HARTSHORN, 1978). Quando ocorre o autodesbaste, a mortalidade de grandes árvores pode criar um balanço negativo temporário de carbono, pois a decomposição das árvores mortas tem maior emissão de

carbono do que o armazenamento no recrutamento das árvores menores (LEWIS et al., 2011, SIST et al., 2014).

De todos os fatores ambientais que afetam a sobrevivência e o crescimento de árvores em florestas tropicais, a disponibilidade de luz é frequentemente considerada o mais crítico (AGYEMAN et al., 1999). Por exemplo, nos primeiros anos de sucessão de florestas tropicais úmidas do México, apesar da baixa fertilidade do solo, a competição por luz foi mais importante do que a competição por nutrientes na limitação do crescimento de duas espécies pioneiras (VAN BREUGEL et al., 2012). Há distinção entre duas formas de competição: a competição simétrica é descrita como um compartilhamento de recursos proporcional ao tamanho dos indivíduos, enquanto a competição assimétrica é um compartilhamento desigual de recursos como consequência de indivíduos maiores terem vantagem competitiva desproporcional sobre os menores (WEINER, 1988).

A competição por recursos do solo é muitas vezes vista como simétrica em tamanho, com base na suposição de que a absorção de nutrientes é proporcional ao tamanho da planta. Em contraste, supõe-se que a competição por luz seja assimétrica em tamanho, pois os indivíduos mais altos tem acesso à luz primeiro, e promovem o sombreamento dos seus vizinhos mais baixos, privando-os desse recurso desproporcionalmente ao seu tamanho (SCHWINNING; WEINER, 1998; FRECKLETON; WATKINSON, 2001). Nessa perspectiva, a quantidade de luz que chegará ao solo da floresta depende da arquitetura e do tamanho das copas das árvores mais altas (QUANG; BAYNES; HERBOHN, 2020).

Contudo, o excesso crônico de luz também pode causar danos às células vegetais e provocar um estresse que compromete a assimilação de carbono pela planta (KOTHARI; MONTGOMERY; CAVENDER-BARES, 2021). Luz solar intensa causa fotoinibição e limita a capacidade fotossintética, que juntamente com a limitação em água e outros recursos podem impedir a expansão dos tecidos e causar limitações às absorções de carbono (TARDIEU et al., 2014). Para minimizar o estresse, algumas plantas usam mecanismos de fotoproteção como o auto-sombreamento, folhas reflexivas ou inclinadas (KOTHARI et al., 2018). Dessa forma, se o excesso de luz pode causar estresse, conclui-se que uma planta pode facilitar o crescimento de outra através do sombreamento. Entretanto, se a luz se torna um fator limitante para a fotossíntese, o sombreamento passa a ter efeito competitivo.

Em florestas tropicais de terra firme na Guiana Francesa, a competição assimétrica foi apontada como um dos fatores responsáveis por moldar a distribuição de diâmetros das árvores (PICARD, 2019). Uma descrição consistente do formato J invertido com a competição assimétrica entre árvores pode ser usada para orientar tomadas de decisões mais genéricas para o manejo florestal. A forma de J invertido é a base teórica para o manejo sustentável de povoamentos florestais inequidanos, onde é tomada como um indicador do equilíbrio demográfico entre recrutamento, crescimento e mortalidade (incluindo colheita) (PICARD, 2019). Crescimento e mortalidade possuem influências conjuntas na determinação da mudança no número de indivíduos por classe de diâmetro (MULLER-LANDAU et al., 2006). Aumentar a mortalidade em uma determinada classe diamétrica diminui o número de árvores nessa classe. Como o crescimento muda as árvores de classe diamétrica, um aumento no crescimento também reduzirá o número de árvores nessa classe e aumentará o número na próxima maior (WRIGHT et al., 2003).

Em áreas de floresta plantada, uma das características estruturais mais importantes que determina o crescimento é a densidade do povoamento, as plantas crescem até serem limitadas pelos recursos (FORRESTER, 2014). Para uma determinada idade e local, o crescimento tende a aumentar com a densidade do povoamento antes de chegar a um quase platô após o pico de área foliar (ZEIDE, 2004). Além da densidade de árvores, a distribuição diamétrica também possui influência na produtividade. A produtividade é menor quando as classes diamétricas que compõem a maior proporção do povoamento apresentarem baixas taxas de crescimento (FORRESTER, 2014). É necessária uma compreensão crítica sobre a dinâmica das florestas para maximizar a ‘multifuncionalidade do ecossistema’ através dos serviços florestais e dos benefícios aos usuários (BROCKERHOFF et al., 2017).

Nesse sentido, o conhecimento da dinâmica florestal pode contribuir para atender ao principal objetivo das áreas de reserva legal, que é conciliar a conservação da biodiversidade e o uso sustentável dos recursos naturais nas propriedades rurais (BRASIL, 2012). As reservas legais podem ser utilizadas economicamente desde que a vegetação nativa seja mantida ou restaurada (BRANCALION et al., 2016). Uma das alternativas promissoras de conservar florestas é a exploração sustentável de madeira e recursos florestais (LÓPEZ; VILLALBA, 2015). As florestas manejadas para a produção sustentável de madeira podem diferir em alguns aspectos das florestas livres de atividades de exploração, no entanto, o manejo florestal sustentável deve ser

visto como uma alternativa ao desmatamento contínuo e à degradação (FINEGAN, 2015). Nas áreas com manejo, a maioria das atividades aplica a técnica de extração seletiva em sistema policíclico combinada com o conceito de exploração de impacto reduzido (EIR). No entanto, estimativas da International Tropical Timber Organization (ITTO) indicam que o manejo florestal da EIR ainda não pode ser considerado sustentável, embora tenha sido implementado em quase meio milhão de hectares em regiões tropicais (BLASER et al., 2006). Uma simulação a nível regional das taxas de recuperação do volume de madeira pós-exploração indicou que, com a intensidade e duração dos ciclos atuais na Amazônia brasileira, a produção de madeira poderá ser mantida por apenas um ciclo de colheita; e o regime de exploração mais sustentável envolve a extração de $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a cada 60 anos (SIST et al., 2021). Os principais obstáculos observados foram envolvendo técnicas e logística da exploração madeireira; e do ponto de vista ecológico, a falta de dados confiáveis sobre a idade das árvores e taxas de crescimento para determinar os volumes máximos de exploração e ciclos de corte (FORTINI et al., 2015; EDWARDS et al., 2014; SIST; FERREIRA, 2007).

No contexto da exploração sustentável de áreas restauradas, outra questão que deve ser aprofundada é o papel da competição na produção madeireira e a necessidade de inserir a competição como fator adicional nas decisões de manejo. Manter a produção sustentável de madeira requer entender sobre as taxas de crescimento das espécies madeireiras, mas também sobre a aplicação de tratamentos silviculturais como a eliminação de árvores competidoras maiores para favorecer as imaturas que futuramente serão colhidas (SMITH, 1997). Os tratamentos de redução da densidade (desbaste) melhoram as condições de luz, reduzem a competição radicular e aumentam a disponibilidade de recursos com o aumento do espaço para crescimento (PEÑA-CLAROS et al., 2002; COGLIASTRO; PAQUETTE, 2012). Árvores beneficiadas pelo desbaste podem desenvolver sistemas radiculares individuais mais extensos ao longo do tempo, aumentando assim sua capacidade de extrair água e nutrientes do solo (WHITEHEAD et al., 1984, AUSSENAC; GRANIER, 1988).

No entanto, o desbaste também pode ter efeitos negativos nas relações árvore-ambiente, pois intervenções silviculturais que alteram as condições de luz também podem alterar outras condições ambientais (por exemplo, temperatura e umidade do solo) (SOHN; SAHA; BAUHUS, 2016). Em povoamentos recentemente desbastados, maiores velocidades de vento e maior penetração de radiação solar podem levar a uma maior transpiração e perda de água por

evaporação em comparação com povoamentos não desbastados (LAGERGREN et al., 2008, BROOKS; MITCHELL, 2011). Na floresta tropical, se o desbaste for muito severo, pode haver proliferação de lianas, arbustos ou ervas (FREDERICKSEN; MOSTACEDO, 2000). Além disso, com a abertura substancial do dossel, a regeneração pode consistir em grande parte de espécies de árvores pioneiras não comerciais, que rapidamente desenvolvem e suprimem os indivíduos menores (SABOGAL; NASI, 2005). A extensão em que as operações de desbaste resultam em danos colaterais indesejados e morte de árvores destinadas ao aumento da produção também precisa ser conhecida (DUNCAN; CHAPMAN, 2003).

REFERÊNCIAS

- AGUILAR, M. et al. Toward a post conflict Colombia: restoring to the future. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 1, p. 4-6, 2015.
- AGYEMAN, V. K.; SWAINE, M. D.; THOMPSON, J. Responses of tropical forest tree seedlings to irradiance and the derivation of a light response index. **Journal of Ecology**, v. 87, n. 5, p. 815-827, 1999.
- ALKAMA, R.; CESCATTI, A. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. **Science**, v. 351, n. 6273, p. 600-604, 2016.
- ARIMA, E. Y. et al. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. **Land use policy**, v. 41, p. 465-473, 2014.
- 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.
- ASSUNÇÃO, J. et al. Does credit affect deforestation? Evidence from a rural credit policy in the Brazilian Amazon. **Climate Policy Initiative**, Rio de Janeiro, Brazil, 2013.
- AUSSENAC, G.; GRANIER, A. Effects of thinning on water stress and growth in Douglas-fir. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 18, n. 1, p. 100-105, 1988.
- AZEVEDO, A. A. et al. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 29, p. 7653-7658, 2017.
- BAE, J. S.; JOO, R. W.; KIM, Y. Forest transition in South Korea: Reality, path and drivers. **Land use policy**, v. 29, n. 1, p. 198-207, 2012.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: from individuals to ecosystems**. John Wiley & Sons, 2020.
- BLASER, J. et al. Status of Tropical Forest Management 2005. Summary Report. **International Forestry Review**, v. 8, n. 3, p. 372-374, 2006.
- BÖRNER, J. et al. Promoting forest stewardship in the Bolsa Floresta Programme: Local livelihood strategies and preliminary impacts. **Center for International Forestry Research**, 2013.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. e1-e16, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, v. 63, n. 1, p. 25-34, 2012.

BRANCALION, P. H. S. et al. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 29, n. 2, p. e01847, 2019.

BRANCALION, P. H. S. et al. Using markets to leverage investment in forest and landscape restoration in the tropics. **Forest Policy and Economics**, v. 85, p. 103-113, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; HOLL, K. D. Guidance for successful tree planting initiatives. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 12, p. 2349-2361, 2020.

BRANCALION, P. H. S.; CHAZDON, R. L. Beyond hectares: four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 491-496, 2017.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, ea Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, 2012. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2011. Acesso em fevereiro de 2022.

BRASILEIRO, S. F. Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento. Números do cadastro ambiental rural. <https://www.florestal.gov.br/numeros-do-car> (2022). Acesso em março de 2022.

BRINSON, M. M.; RHEINHARDT, R. The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. **Ecological applications**, v. 6, n. 1, p. 69-76, 1996.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 13, p. 3005-3035, 2017.

BROOKS, J. R.; MITCHELL, A. K. Interpreting tree responses to thinning and fertilization using tree ring stable isotopes. **New Phytologist**, v. 190, n. 3, p. 770-782, 2011.

CALMON, M. et al. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154-158, 2011.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 1, p. 79-96, 2001.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. **Tropical forest community ecology**, v. 10, n. 32, p. 384-409, 2008.

CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 31, n. 1, p. 343-366, 2000.

COGLIASTRO, A.; PAQUETTE, A. Thinning effect on light regime and growth of underplanted red oak and black cherry in post-agricultural forests of south-eastern Canada. **New Forests**, v. 43, n. 5, p. 941-954, 2012.

COOMES, D. A. et al. Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. **Ecology letters**, v. 6, n. 11, p. 980-989, 2003.

COWLES, H. C. The Ecological Relations of the Vegetation on the Sand Dunes of Lake Michigan. Part I.-Geographical Relations of the Dune Floras. **Botanical gazette**, v. 27, n. 2, p. 95-117, 1899.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual review of ecology and systematics**, v. 18, n. 1, p. 431-451, 1987.

DI SACCO, A. et al. Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. **Global Change Biology**, v. 27, n. 7, p. 1328-1348, 2021.

DONATO, D. C.; CAMPBELL, J. L.; FRANKLIN, J. F. Multiple successional pathways and precocity in forest development: can some forests be born complex?. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 3, p. 576-584, 2012.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Consequences of plantation harvest during tropical forest restoration in Uganda. **Forest Ecology and Management**, v. 173, n. 1-3, p. 235-250, 2003.

EDWARDS, D. P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 9, p. 511-520, 2014.

ESTRADA-VILLEGAS, S. et al. Lianas reduce biomass accumulation in early successional tropical forests. **Ecology**, v. 101, n. 5, p. e02989, 2020.

FARRIOR, C. E. et al. Dominance of the suppressed: Power-law size structure in tropical forests. **Science**, v. 351, n. 6269, p. 155-157, 2016.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Secondary forest growth deviation from chronosequence predictions in central Amazonia. **Global Change Biology**, v. 13, n. 5, p. 967-979, 2007.

FINEGAN, B. A 21st century viewpoint on natural tropical forest silviculture. **Tropical Forestry Handbook**. Springer, Berlin Heidelberg, p. 1-28, 2015.

FINEGAN, B. Forest succession. **Nature**, v. 312, n. 5990, p. 109-114, 1984.

FORRESTER, D. I.; ALBRECHT, A. T. Light absorption and light-use efficiency in mixtures of *Abies alba* and *Picea abies* along a productivity gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 328, p. 94-102, 2014.

FORTINI, L. B.; CROPPER JR, W. P.; ZARIN, D. J. Modeling the complex impacts of timber harvests to find optimal management regimes for Amazon tidal floodplain forests. **PloS one**, v. 10, n. 8, p. e0136740, 2015.

FRECKLETON, R. P.; WATKINSON, A. R. Asymmetric competition between plant species. **Functional Ecology**, v. 15, n. 5, p. 615-623, 2001.

FREDERICKSEN, T. S.; MOSTACEDO, B. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 131, n. 1-3, p. 47-55, 2000.

FUKAMI, T.; NAKAJIMA, M. Community assembly: alternative stable states or alternative transient states? **Ecology letters**, v. 14, n. 10, p. 973-984, 2011.

FUKAMI, T. Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 1-23, 2015.

GANN, G. D. et al. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**. 27 (S1): S1-S46., v. 27, n. S1, p. S1-S46, 2019.

GIBBS, H. K.; SALMON, J. M. Mapping the world's degraded lands. **Applied geography**, v. 57, p. 12-21, 2015.

GIBBS, H. K. et al. Did ranchers and slaughterhouses respond to zero-deforestation agreements in the Brazilian Amazon? **Conservation Letters**, v. 9, n. 1, p. 32-42, 2016.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest ecology and management**, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a panel data analysis for the 2000s. **Environmental and Resource Economics**, v. 54, n. 4, p. 471-494, 2013.

- HARTSHORN, G. S. Tree falls and tropical forest dynamics. **Tropical trees as living systems**, v. 1, n. 1, p. 617-665, 1978.
- HOLL, K. D.; BRANCALION, P. H. S. Tree planting is not a simple solution. **Science**, v. 368, n. 6491, p. 580-581, 2020.
- HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography** (MPB-32). Princeton University Press, 2011.
- KOTHARI, S. et al. Community-wide consequences of variation in photoprotective physiology among prairie plants. **Photosynthetica**, v. 56, n. 1, p. 455-467, 2018.
- KOTHARI, S.; MONTGOMERY, R. A.; CAVENDER-BARES, J. Physiological responses to light explain competition and facilitation in a tree diversity experiment. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 5, p. 2000-2018, 2021.
- LAGERGREN, F. et al. Thinning effects on pine-spruce forest transpiration in central Sweden. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 7, p. 2312-2323, 2008.
- LAW, R. Theoretical aspects of community assembly. **Advanced ecological theory: principles and applications**, p. 143-171, 1999.
- LE QUÉRÉ, C. et al. Global carbon budget 2016. **Earth System Science Data**, v. 8, n. 2, p. 605-649, 2016.
- LETCHER, S. G. et al. Phylogenetic community structure during succession: evidence from three Neotropical forest sites. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, n. 2, p. 79-87, 2012.
- LEWIS, S. L. et al. Regenerate natural forests to store carbon. **Nature**, v. 568, n. 7750, p. 25-28, 2019.
- LEWIS, S. L. et al. The 2010 amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554-554, 2011.
- LI, S. et al. Species colonisation, not competitive exclusion, drives community overdispersion over long-term succession. **Ecology Letters**, v. 18, n. 9, p. 964-973, 2015.
- LÓPEZ, L.; VILLALBA, R. Criterios de gestión forestal para 12 especies de los Bosques Nativos Tropicales de Bolivia a través de métodos dendrocronológicos. **Ecosistemas**, v. 24, n. 2, p. 24-29, 2015.

- MACEDO, M. N. et al. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 4, p. 1341-1346, 2012.
- MALHI, Y. The carbon balance of tropical forest regions, 1990–2005. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 4, p. 237-244, 2010.
- MOHLER, C. L.; MARKS, P. L.; SPRUGEL, D. G. Stand structure and allometry of trees during self-thinning of pure stands. **The Journal of Ecology**, p. 599-614, 1978.
- MOLIN, P. G. et al. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2767-2778, 2018.
- MULLER-LANDAU, H. C. et al. Testing metabolic ecology theory for allometric scaling of tree size, growth and mortality in tropical forests. **Ecology letters**, v. 9, n. 5, p. 575-588, 2006.
- MURPHY, S. D. Restoration Ecology's Silver Jubilee: meeting the challenges and forging opportunities. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 1, p. 3-4, 2018.
- NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. **Foundations of restoration ecology**, p. 210-237, 2006.
- NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118-1123, 2014.
- OLIVEIRA, C. D. C.; DURIGAN, G.; PUTZ, F. E. Thinning temporarily stimulates tree regeneration in a restored tropical forest. **Ecological Engineering**, v. 171, p. 106390, 2021.
- PEÑA-CLAROS, M. et al. Enrichment planting of *Bertholletia excelsa* in secondary forest in the Bolivian Amazon: effect of cutting line width on survival, growth and crown traits. **Forest ecology and management**, v. 161, n. 1-3, p. 159-168, 2002.
- PHILIPSON, C. D. et al. Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. **Science**, v. 369, n. 6505, p. 838-841, 2020.
- PICARD, N. Asymmetric competition can shape the size distribution of trees in a natural tropical forest. **Forest Science**, v. 65, n. 5, p. 562-569, 2019.
- PICKETT, S. T. A.; PARKER, V. Thomas. Avoiding the old pitfalls: opportunities in a new discipline. **Restoration Ecology**, v. 2, n. 2, p. 75-79, 1994.
- POORTER, L. et al. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. **Global ecology and biogeography**, v. 26, n. 12, p. 1423-1434, 2017.

POORTER, L. et al. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature ecology & evolution**, v. 3, n. 6, p. 928-934, 2019.

POTAPOV, P. et al. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. **Science advances**, v. 3, n. 1, p. e1600821, 2017.

PRACH, K. et al. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 917-923, 2019.

PRIOR, J.; SMITH, L. The normativity of ecological restoration reference models: an analysis of Carrifran Wildwood, Scotland, and Walden Woods, United States. **Ethics, Policy & Environment**, v. 22, n. 2, p. 214-233, 2019.

QIE, L. et al. Long-term carbon sink in Borneo's forests halted by drought and vulnerable to edge effects. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-11, 2017.

QUANG, P. M.; BAYNES, J.; HERBOHN, J. The effect of overwood competition on the long-term survival, growth and stocking of underplanted tree species in logged tropical rainforest in north Queensland, Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 472, p. 118241, 2020.

RAJÃO, R.; AZEVEDO, A.; STABILE, M. C. C. Institutional subversion and deforestation: Learning lessons from the system for the environmental licencing of rural properties in Mato Grosso. **Public Administration and Development**, v. 32, n. 3, p. 229-244, 2012.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration ecology**, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

SABOGAL, C.; NASI, R. Restoring overlogged tropical forests. **Forest Restoration in Landscapes**. Springer, New York, NY, 2005. p. 361-369.

SATDICHANH, M. et al. Phylogenetic diversity correlated with above-ground biomass production during forest succession: evidence from tropical forests in southeast asia. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 3, p. 1419-1432, 2019.

SCHWINNING, S.; WEINER, J. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. **Oecologia**, v. 113, n. 4, p. 447-455, 1998.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest ecology and management**, v. 243, n. 2-3, p. 199-209, 2007.

SIST, P. et al. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 103-109, 2014.

SIST, P. et al. Sustainability of Brazilian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, v. 496, p. 119440, 2021.

SMITH, D. M. et al. **The practice of silviculture applied forest ecology**, No. 634.9 P7, 1997.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's forest code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOARES-FILHO, B. et al. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 24, p. 10821-10826, 2010.

SOHN, J. A.; SAHA, S.; BAUHUS, J. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 380, p. 261-273, 2016.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

SWENSON, N. G.; ENQUIST, B. J. Opposing assembly mechanisms in a Neotropical dry forest: implications for phylogenetic and functional community ecology. **Ecology**, v. 90, n. 8, p. 2161-2170, 2009.

TARDIEU, F. et al. Genetic and physiological controls of growth under water deficit. **Plant Physiology**, v. 164, n. 4, p. 1628-1635, 2014.

TEMPERTON, V. M. et al. Step back from the forest and step up to the Bonn Challenge: how a broad ecological perspective can promote successful landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 4, p. 705-719, 2019.

TER STEEGE, H. et al. A spatial model of tree α -diversity and tree density for the Amazon. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, n. 11, p. 2255-2277, 2003.

VAN BREUGEL, M. et al. The relative importance of above-versus belowground competition for tree growth during early succession of a tropical moist forest. **Plant Ecology**, v. 213, n. 1, p. 25-34, 2012.

VANDERMEER, J. et al. Multiple basins of attraction in a tropical forest: Evidence for nonequilibrium community structure. **Ecology**, v. 85, n. 2, p. 575-579, 2004.

WAGNER, M. The roles of seed dispersal ability and seedling salt tolerance in community assembly of a severely degraded site. **Assembly rules and restoration ecology: Bridging the gap between theory and practice**, v. 5, p. 266, 2004.

WEINER, J. Variation in the performance of individuals in plant populations. In: **Symposium of the British Ecological Society**. 1988.

WHITEHEAD, D.; JARVIS, P. G.; WARING, R. H. Stomatal conductance, transpiration, and resistance to water uptake in a *Pinus sylvestris* spacing experiment. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 14, n. 5, p. 692-700, 1984.

WRIGHT, S. J. et al. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3174-3185, 2003.

ZEIDE, B. Optimal stand density: a solution. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 34, n. 4, p. 846-854, 2004.

CAPÍTULO 2 - DIFFERENTIAL EFFECTS OF COMPETITION ON TREE VOLUME AND CARBON OF TIMBER SPECIES IN RESTORED AREAS IN THE AMAZON

(Elaborado para submissão à revista Forest Ecology and Management)

Authors

Mariana Caroline Moreira Morelli (marianaengflor@gmail.com – Corresponding author)¹

Juliano de Paulo dos Santos (juliano_engflorestal@yahoo.com.br)²

Cléber Rodrigo de Souza (crdesouza@hotmail.com)¹

Marcela C. N. S. Terra (marcelacns@gmail.com)¹

Vinícius Andrade Maia (vinicius.a.maia77@gmail.com)¹

Marco Aurélio Leite Fontes (fontes@ufla.br)¹

¹ Forest Sciences Department, Federal University of Lavras, University Campus, PO Box 3037, Lavras, MG 37200-000, Brazil.

² Institute of Agricultural and Environmental Sciences, Federal University of Mato Grosso - Sinop University Campus, Sinop, MT 78550-728, Brazil.

Highlights

- We evaluated the effects of competition on wood volume and carbon stock of six commercially important timber species in the Amazon.
- Competitive advantage increases wood volume and carbon stock of commercially important species in restored areas in the Amazon.
- Constraints imposed by competition between similar-sized trees boost focal tree growth in wood volume and carbon stock.
- Competition with larger trees leads to lower focal tree wood volume and carbon stock.

Abstract

There is a global demand for ecological restoration. Economic sustainability is one of the main obstacles to implementing large-scale restoration. Effective restoration plans and assertive environmental management strategies are needed for reaching this scale of restoration, which requires expanding the current knowledge. The essence of competition is that an individual can influence the development of another individual in several ways, and these interactions have structural effects on the community. Here, we explore competition among adult trees and its effects on the wood volume and carbon stock of commercially important timber species in a 21-year-old restoration stand in the Brazilian Amazon. We selected six tree species of commercial interest (one exotic and five native to Brazil) and evaluated 10 individuals of each (focal trees). Considering these trees as a reference, we also sampled neighboring competitor trees, which could either have been planted in the past or regenerated naturally. We identified all sampled trees to the species level, measured their diameters, determined their wood volume, and quantified their carbon stocks. We also quantified and tested the effects of five competition indices on the six sp growth in volume and carbon stock of the six species. We found significant effects of competition variables on both the wood volume and the carbon stock of all species studied. Wood volume and carbon stock are greater when the focal trees are at a competitive advantage or when focal trees and competitors have similar basal areas. However, individual wood volume and carbon stock are lower when competitors have larger basal areas than the focal tree. Given the important role of competition in species' ecological performances, we suggest that competition should be included as an additional variable in decision-making processes for sustainable forest management. Most studies describe competition as a simply effect of high tree density and, often, silvicultural thinning is prescribed as its solution. But here we show that using competitor tree diameter and distance from the commercial tree as thinning criteria has the potential to optimize the expected outcomes.

Keywords: Carbon stock; wood volume; restoration ecology; biotic interactions.

1. Introduction

Tropical forests comprise one fourth of the planet's terrestrial carbon (C) stored in aboveground vegetation biomass (AGB) and play an important role in climate regulation and biodiversity maintenance (Cardoso et al., 2017; Mitchard, 2018). In the tropical zone, Brazil is regarded as having the largest forest carbon stock (23-30%) whilst being the biggest carbon emitter, having the Amazon Forest as its main carbon sink and carbon source (Harris et al. al., 2012; Hansen et al., 2013). Even changes that are considered small at the regional scale in the Amazon can have important impacts on the global climate (Barros and Fearnside, 2019). High carbon emissions from the Amazon stem from several anthropogenic activities, such as deforestation, land grabbing, gold smuggling, illegal logging, criminal forest fires, and pasture demand, all of which result in the degradation of extensive areas (V De Sy et al., 2019; Klingler et al., 2020; Rorato et al., 2020; Bullock et al., 2020).

The occupation of the Amazon began in the 1970s and, through time, revealed disastrous results for disregarding the peculiar characteristics and dynamics of the forest (Stabile et al., 2020). The Amazon was occupied based on traditional practices from southern and southeastern Brazil, guided by the premise of adapting the landscape to accommodate the needs of early farmers (Poccard-Chapuis et al., 2001). These initiatives failed to recognize that agricultural suitability is uneven across the Amazon (Nepstad et al., 1999). As a consequence, most agricultural development projects failed, leaving extensive and low-productivity livestock farming as one of the few alternatives for settlers (Dias-Filho, 2011). Because livestock farming requires new areas to compensate for the gradual losses that result from low productivity, farmers tend to rely on deforestation to ensure its maintenance (Garcia et al., 2017). As a result, the Amazon has now 7.2 million hectares of degraded land requiring restoration and legal protection, according to current legislation (Soares-Filho et al., 2014).

Forest restoration is a strategy that simultaneously recovers degraded areas, removes CO₂ from the atmosphere (Poorter et al., 2016), protects water resources, and generates biodiversity co-benefits (Filoso et al., 2017; Bustamante et al., 2019). Global efforts have been made, in the form of policies and commitments, to advance restoration and reforestation practices and reduce global carbon emissions. These include international agreements such as the Bonn Challenge

(2011), the New York Declaration on Forests (2014), and the Paris Agreement (2015). Although ambitious national and global targets have been established, restoration protocols should be tailored by region. Methodologies replicated from other regions might fail if they do not fit the local environment and ecology (Rolim et al., 2019). Besides, the ecology of species occurring in a local context is often unexplored, even though this kind of knowledge could potentially improve restoration projects by facilitating legal compliance and increasing socio-economic benefits (Rolim et al., 2014).

Forest restoration involves high implementation, maintenance, and monitoring costs. Therefore, creating investment opportunities and embedding a source of income into restoration projects are expected to encourage such initiatives (Brancalion et al., 2019). Brazilian forest legislation (Brasil, 2012), for instance, allows the economic exploitation of restored areas if sustainable management projects are approved by the relevant institutions. Therefore, restoration approaches should provide investment prospects (e.g., carbon trading and timber sales) and other positive outcomes, such as preventing species extinction risk and improving water supply (Crouzeilles et al., 2021; Shoo et al., 2017). Selective timber logging is a potential source of income for which there is already an established global market and growing demand (Putz et al., 2012). And forest carbon trading, despite its potential to reduce greenhouse gas emissions, still has a relatively small share in international markets due to uncertainties surrounding carbon sequestration in forestry projects (van der Gaast et al., 2018).

One of the main challenges for leveraging forest carbon projects in international markets is insufficient knowledge of the carbon storage capacity of individual tree species (IPCC, 2014). Overall, at the community scale, planting a diverse set of species can increase productivity and CO₂ fixation (Schnabel et al., 2019) due to reduced competition and increased facilitation between species with different niches. This is known as the niche complementarity effect (Forrester; Pretzsch, 2015). But at the individual tree scale, carbon stock is affected by often overlooked biotic interactions between neighboring trees (Fichtner et al., 2017). At the individual scale, competition is known for reducing the growth of competitively disadvantaged trees (Lasky et al., 2014). Therefore, understanding the ecology of individual species is needed to reduce the gap between the theoretical potential and the practical implementation of forest restoration projects. In this context, robust silvicultural information enables the combination of financial benefits and biodiversity gains (Lamb et al. 2005).

Positive relationships between species, such as facilitation, play a more important role in the structure and dynamics of communities inhabiting resource-limited environments (He et al., 2013). On the other hand, in the Amazon, where resources are abundant and strong environmental filters are absent, competition is a more important driver of community structure (Rozendaal et al., 2020; Bertness and Callaway 1994). The competitive imbalance generated by size asymmetry can limit photosynthesis and the growth of smaller individuals (Kothari et al., 2021). Symmetric competition is the sharing of resources proportional to the sizes of individuals, whereas asymmetric competition is the unequal sharing of resources, due to the greater competitive advantage of larger individuals (Weiner, 1988). Competition for soil resources is often seen as size-symmetric, based on the assumption that nutrient absorption is proportional to plant size (Begon and Townsend, 2020). Conversely, competition for light is considered size-asymmetric because taller trees have earlier access to light and limit the access of shorter neighbors to this resource through shadowing, disproportionately to size (Schwinning and Weiner, 1998; Freckleton and Watkinson, 2001).

Competition also depends on the functional traits of plants, including their morphology, their capacity to absorb soil water and nutrients, their capacity to absorb and use CO₂ in photosynthesis, and, ultimately, their capacity to grow in wood volume and accumulate carbon (Kunstler et al., 2016). Most studies on the importance of competition in restoration projects focus on the seedling establishment phase (Bhadouria et al., 2017; Bhadouria et al., 2018). To our knowledge, no study has yet delved into the impacts of ecological interactions between adult trees on tree carbon stock or wood volume in forest restoration projects. There is still a lack of general forest management principles for designing strategies that optimize tree survival and growth. These types of studies can shed light on the financial potential that different species of commercial interest have on forest restoration projects, be it from the perspective of ecosystem service provision or income generation. Our approach is based on previously appointed alternatives to leverage restoration by simultaneously promoting economic benefits and biodiversity gains (Lamb et al., 2005; Brancalion et al., 2012).

Well-designed restoration aims to maximize biodiversity recovery to meet multiple objectives (Di Sacco et al., 2021). This perspective motivates the advance of scientific knowledge toward better designing and executing restoration projects which keep the forest standing, conserve biodiversity, and generate high-quality goods and services. In this study, we quantify

the wood volume and the carbon stock of trees belonging to five diameter classes and six commercial timber species (10 focal trees by diameter class by species; $n = 306$) in a 23-year-old restoration project in the Brazilian Amazon, analyzing the relationships between these trees and their neighbors (competitors).

We analyzed competition through variables that describe differences in size and spatial proximity between focal trees and competitors. Our main goals were: i) to assess whether competition drives tree wood volume and carbon stock of commercial species in restored areas in the Amazon; ii) to observe potential differences in competition effects on different variables of interest (wood volume and carbon stock) and for different species of interest. We discuss the role of biotic interactions in restoration success from different perspectives (volume of marketable wood vs. forest-stored carbon), considering their current and future importance for the success of forest restoration policies and initiatives in the region.

2. Methods

2.1. Study area

The study area is located on the southern edge of the Brazilian Amazon in *Fazenda São Nicolau* (09°51'17.8" S and 58°14'53.7" W), home to a reforestation project in Cotriguaçu, Mato Grosso state (Figure 1). The region is part of the biogeographic domain of the Amazon, where tropical forests of Terra Firme and Terra Baixa are common, and areas with Seasonal Forests in the higher portions of the landscape are also significant (IBGE, 2012). The climate is classified as Köppen's Af (tropical rainforest climate, hot without dry season; Alvares et al., 2013), with an average temperature of 24° C and average annual precipitation of 2034 mm, concentrated between October and March (Noronha et al., 2015). The average altitude of the site is 297 meters above sea level, with flat to slightly moderate terrain. The predominant soils are dystrophic Red-Yellow Argisol characterized by base saturation <50% (dos Santos et al., 2018).

Fazenda São Nicolau is the home property of the project *Poço de Carbono Florestal Peugeot* – ONF (PCFPO; Peugeot Forest Carbon Sink project). The project began in 1998 as an initiative from the car manufacturer Peugeot coordinated by the French state company ONF

(French National Forest Office). It aimed to restore 2,000 hectares of degraded land with native and exotic species to recover the local biodiversity, restore ecological functions, and store carbon. The property has a total area of 10,000 hectares: 7,000 ha of native forest, 2,000 ha of reforested pastures, and 1,000 ha of abandoned pastures and riparian vegetation. Planting began in 1999 and continued annually until 2004. The reforested area is divided into 112 stands, two of which were selected for our study whose planting spacing was 3 x 2 m. We assessed the conditions of the restored vegetation and selected areas with (i) species with commercial potential, (ii) uniform planting arrangements, (iii) high survival index, and (iv) viable access conditions.

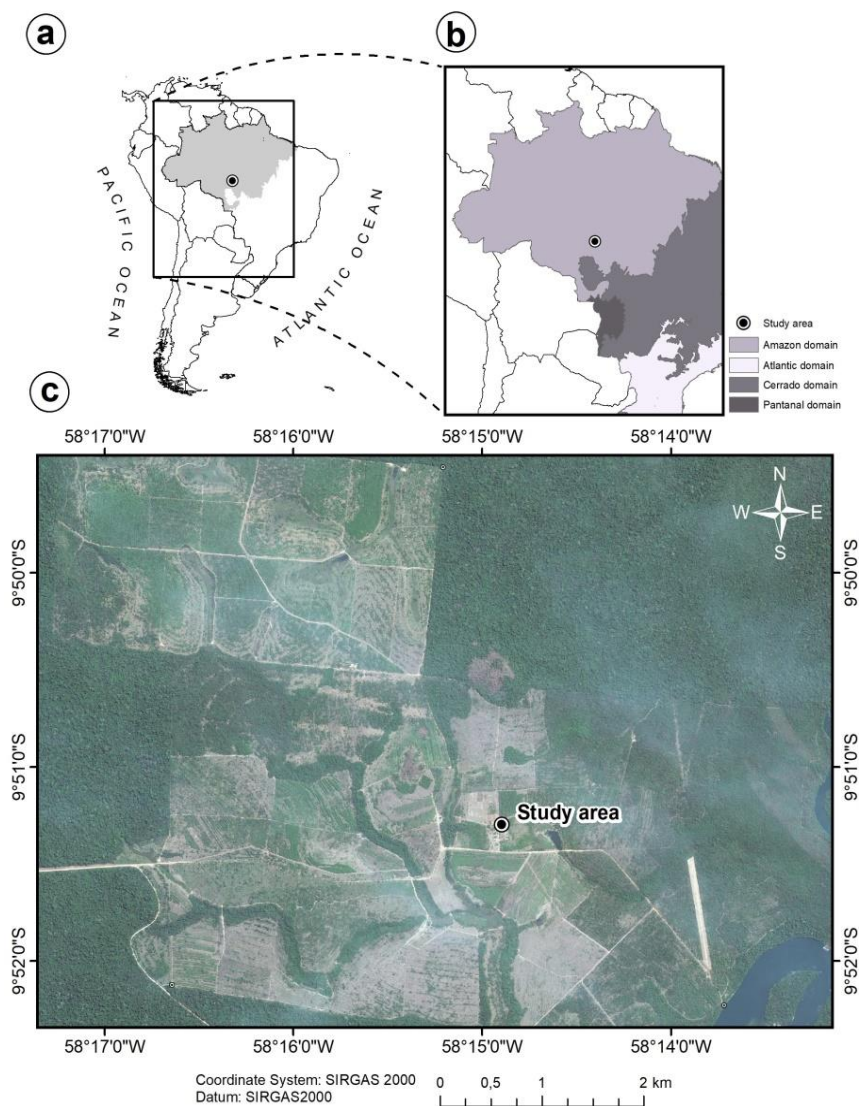


Figure 1: Geographic position of the Amazon region in South America (a), location of the study area relative to other Brazilian biogeographic domains (Cerrado and Pantanal) (b), and the satellite image of the study area (c).

2.2. Data collection

To estimate the amount of carbon stored in the planted areas, since 2003 the PCFPO conducts annual forest inventories in a network of 46 permanent plots of 20 x 50 m. In each plot, all trees that reach the inclusion criterion (root mean square diameter ≥ 5 cm at 1.3 m above the ground) are measured and identified. Following APG IV (Angiosperm Phylogeny Group, 2016), the species are identified by specialists or by comparing vegetative and/or reproductive branches with herbarium specimens.

We collected the competition data during the 2017 forest inventory. To assess tree competition, we selected six commercial timber species. Five species native to Brazil: *Cedrela odorata* L., *Cordia alliodora* (Ruiz and Pav.) Cham., *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos, *Handroanthus impetiginosus* (Mart ex DC.) Mattos, and *Schizolobium parahyba* (Vell.) S. F. Blake; and one exotic species: *Tectona grandis* L.f. (Table 1). To define the number of sample trees, we followed the methodology proposed in the “*Manual for building tree volume and biomass allometric equations*” by the Food and Agriculture Organization (FAO). The trees were selected by stratifying the forest stand into diameter classes and defining a number of trees equally partitioned in each class (Picard et al., 2012). From the permanent plot inventory data from previous years, we divided the trees of the six timber species into five diameter classes: I (1.8-9.2 cm), II (9.2-16.5 cm), III (16.5-23.8 cm), IV (23.8-31.2 cm), and V (31.2 – 38.6 cm). We preselected 10 trees of each species in each diameter class as potential focal trees. In the field, we assessed the quality of the stems by evaluating their potential use for timber. The final selection of focal trees was guided by tree architecture, prioritizing those with straight trunks and free of low-hanging branches.

During the forest inventory, we assessed and recorded stem quality, crown structure, and interactions among the trees. We used these data to define competitor trees. Identifying the precise zone of influence of one tree over another for devising a competition index is a complex task because root competition is diffuse and unpredictable. However, we were guided by the

premise that aboveground competition is concentrated in the area occupied by the tree crowns in the forest. Thus, we evaluated the crown-overlapping zone (growth zone) and selected competitor trees according to the following aspects: i) crown contact between the focal tree and a neighboring planted tree (either in the same planting row or between rows) that limits focal tree growth and access to sunlight; ii) crown contact between the focal tree and a neighboring regenerated tree (which emerged from natural regeneration) that limits focal tree growth and access to sunlight; iii) no crown contact between the focal tree and a neighboring tree, either planted or regenerated, located under the focal tree's crown. We selected competitor trees for each focal tree based on the combination of these aspects (Figure 2). We did not assess root competition.

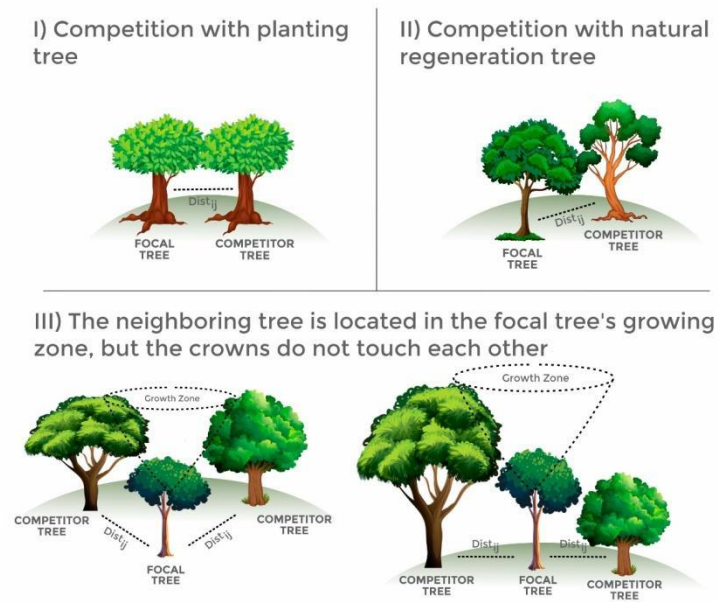


Figure 2: Criteria used to define competitor trees: i) crown contact between a planted competitor tree and the focal tree, both in the same row; ii) crown contact between a regenerated competitor tree and the focal tree; iii) no crown contact between a neighboring tree and the focal tree, but the former influences the latter. Note: $dist_{ij}$ = distance between focal tree i and competitor tree j .

We recorded the geographic coordinates and the distances between focal and competitor trees. We measured the diameter (equal to or greater than 10 cm at 1.3 m above the ground) and the total height of competitor trees using a telescopic ruler and a hypsometer, respectively. Overall, we sampled 306 focal trees belonging to six species and five families (Table 1). A total

of 2,351 competitor trees were sampled: 1,787 planted trees (belonging to 15 species and 10 families) and 564 regenerated trees (belonging to 65 species and 30 families).

Table 1: Ecological characterization of the species selected for the study.

Species	Brazilian vernacular name	Family	Origin	Wood density (g/cm ³)	Seed dispersal syndrome	Successional classification	Reference
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro	Meliaceae	Native	0.34 - 0.66	Anemochory	Non-pioneer	Zanne et al., 2009; Hilje et al., 2015; Coll et al., 2008;
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Cham.	Freijó	Boraginaceae	Native	0.33 - 0.91	Anemochory	Pioneer	Zanne et al., 2009; Hilje et al., 2015
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê roxo	Bignoniaceae	Native	0.81 - 0.92	Anemochory	Non-pioneer	Zanne et al., 2009; Hilje et al., 2015; Coll et al., 2008;
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart ex DC.) Mattos	Ipê rosa	Bignoniaceae	Native	0.80 - 0.99	Anemochory	Non-pioneer	Zanne et al., 2009; Hilje et al., 2015; Coll et al., 2008;

<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	Paricá	Fabaceae	Native	0.42 - 0.51	Anemochory	Pioneer	Lobão et al., 2012; Barbosa and Pizo, 2006; Engel and Parrota, 2001
<i>Tectona grandis</i> L.f.	Teca	Lamiaceae	Exotic	0.49 - 0.72	Zoochory	Non-pioneer	Zanne et al., 2009; Jansen and Zuidema, 2001;

2.3. Variable obtention

Applying the Smalian formula through a non-destructive method, we measured the wood volume of the 306 focal trees (Machado and Figueiredo Filho, 2006). This was achieved by measuring the diameter at different heights along the standing tree (0.0 m; 0.3 m; 1.3 m; and continuously at every 2.0 m), using the optical dendrometer Criterion RD1000.

To quantify the carbon stored in each tree, we first calculated above-ground woody biomass using the pantropical equation proposed by Chave et al. (2014) through the *BIOMASS* package (Réjou-Mechaine et al. 2017) in the software R (R Core Team 2020). This equation estimates above-ground woody biomass using tree DBH, species average wood density from a global database (genus or family averages are used when specific information is not available) (Zanne et al., 2009), and tree height. We estimated the carbon stored in each tree by multiplying its estimated biomass by 0.456, suggested by Martin et al. (2018) as the mean carbon concentration in the tissues of tropical angiosperms.

We calculated five competition indices to synthesize competition effects between focal and competitor trees: IC 1; G_dist; G_dist_G; N comp; and % planting (Table 2). These indices were used as explanatory variables in the models described in the following section.

Table 2: Sources and mathematical formulas of the explanatory variables used in this study.

Competition index	Formula	Description	Reference
IC 1	$IC1 = \frac{d_i}{d_m}$	Relationship between focal tree diameter and average diameter of competitor trees. The higher the index value, the greater the competitive advantage of the focal tree.	Lorimer (1983)

G_dist	$G_dist = \sum \frac{SA_j}{dist_{ij}}$	Relationship between competitor tree sectional area and its distance from the focal tree.	Lorimer (1983)
G_dist_G	$G_dis_G = \sum \frac{SA_j}{dist_{dom}}$	Relationship between the cross-sectional area of a focal tree and its distance from larger-diameter competitor trees.	Wimberly e Bari (1996)
N comp	n	Number of competitor trees of each focal tree.	-
% planting	$\%p$	Percentage of planted competitor trees.	-

Note: d_i = focal tree diameter; d_m = mean diameter of competitor trees; SA_j = cross-sectional area of competitor trees; $dist_{ij}$ = distance between the focal tree and a competitor tree; $dist_{dom}$ = distance between the focal tree and a competitor tree with a larger cross-sectional area; n = number of competitor trees; $\% p$ = percentage of planted competitor trees.

2.4. Data analysis

We used generalized linear models (GLM) to assess the role of competition indices (CI 1, G_dist, G_dist_G, N comp, and % planting) on the volume and the carbon stock of focal trees belonging to each of the six timber species. For each response variable (five variables *per* species), we built a global model containing all explanatory variables without interactions. From each global model, we extracted all possible submodels that only contained variables with pairwise correlations below $|0.6|$. We then ranked the submodels in ascending order based on the Akaike Information Criterion (AIC), selecting those with a ΔAIC equal to or lower than 2 compared to the top-ranking submodel ($AIC = 0$) (Burnham et al. 2011). We submitted the selected submodels to multi-model inference (Burnham et al. 2011), using the *model.avg* function of the *MuMIn* package (Bartón, 2009). This function returns the average coefficients of the explanatory variables and their significance values. We used Gaussian family distribution for the response variables and ensured that assumptions of

residuals normality and homoscedasticity were met. All global models were tested for (and showed no) spatial autocorrelation according to the *correlog* function of the *ncf* package (Bjørnstad, 2008). All analyses were conducted in R v. 4.0.3 (R Core Team, 2021).

3. Results

3.1. Description of the samples and variables used in the study

The highest average values of basal area (Figure 3), wood volume, and carbon stock were attained by the focal trees of the species *Schizolobium parahyba*, *Cedrela odorata*, and *Tectona grandis* (Table 3). The highest averages of the competition indices were attained by the species *Schizolobium parahyba*, *Handroanthus impetiginosus*, and *Cedrela odorata* (Table 3).

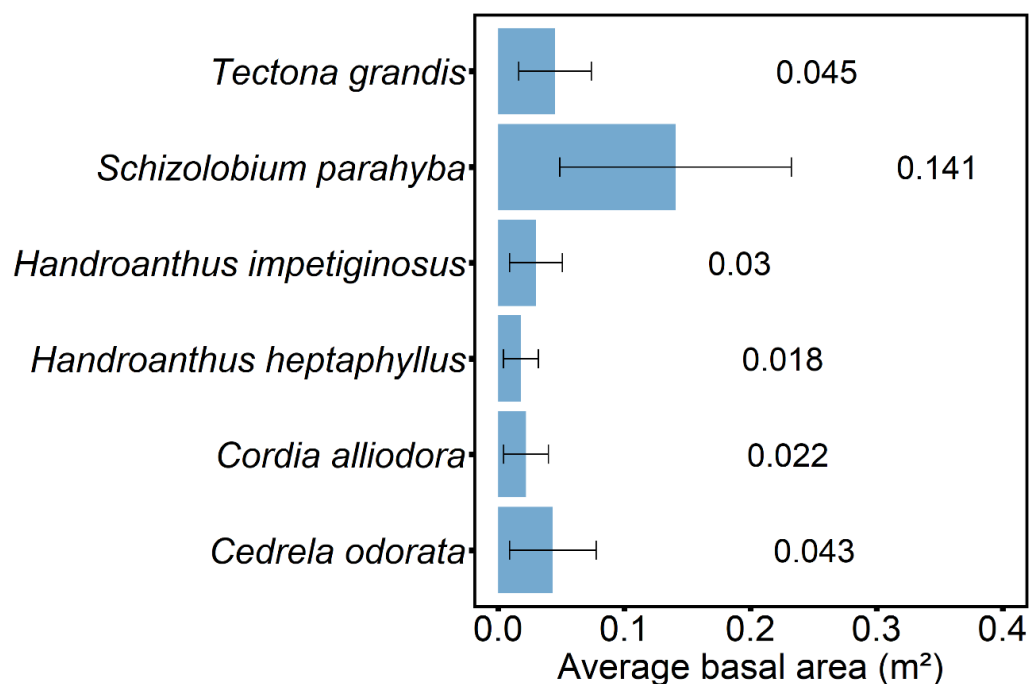


Figure 3: Average tree basal area by species (m²) in a restoration area in the Brazilian Amazon. The numbers indicate sample means and the bars indicate sample standard deviations.

Table 3: Means and coefficients of variation (CV%) of the variables used in the study.

Species	No. of trees		Volume (m ³)	Carbon (ton)	IC1	G_dist	G_dist_G	N comp	%planting
<i>Cedrela odorata</i>	51	Mean	0.253	0.101	1.381	0.056	0.024	8.039	76.390
		CV	92.31%	97.02%	51.21%	53.45%	83.23%	29.53%	21.92%
<i>Cordia alliodora</i>	50	Mean	0.129	0.049	1.309	0.036	0.021	7.200	72.543
		CV	92.02%	94.83%	66.61%	40.38%	92.38%	31.62%	30.57%
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	51	Mean	0.161	0.055	1.501	0.045	0.026	7.980	65.957
		CV	89.04%	93.05%	63.40%	36.16%	72.73%	39.90%	30.26%
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	53	Mean	0.095	0.035	1.141	0.039	0.026	8.151	68.185
		CV	98.80%	104.71%	62.61%	40.40%	55.54%	35.06%	26.56%
<i>Schizolobium parahyba</i>	51	Mean	1.398	0.451	1.610	0.097	0.028	8.745	90.481
		CV	87.40%	90.20%	50.57%	80.22%	131.03%	29.80%	13.29%
<i>Tectona grandis</i>	50	Mean	0.358	0.134	0.987	0.066	0.044	5.900	95.081
		CV	129.63%	75.18%	54.42%	38.70%	75.78%	20.61%	11.67%

Note: IC1 1 = ratio between focal tree diameter and mean diameter of competitor trees; G_dist = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from competitor trees; G_dist_G = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from larger-diameter competitor trees; N comp = number of competitor trees; % planting = proportion of planted competitors.

3.2. Competition effects on wood volume and carbon stock

We found significant effects of the competition variables on the wood volume and the carbon stock of the six species analyzed (Table S1; Figs 3, 4, and 5). Overall, the variables IC 1, G_dist, and % planting had a positive effect on the response variables, whereas G_dist_G had a negative effect on them. This indicates that the wood volume and the carbon stock of the focal species are higher when (i) the focal trees have a competitive advantage over neighboring competitors (i.e., a positive relationship with competitor basal area) and (ii) planted competitors predominate (i.e., fewer regenerated competitors). However, if the basal area of a focal tree was lower than its competitors', focal tree wood volume and carbon stock tended to be lower than otherwise (Table S1; Figs 3, 4, and 5).

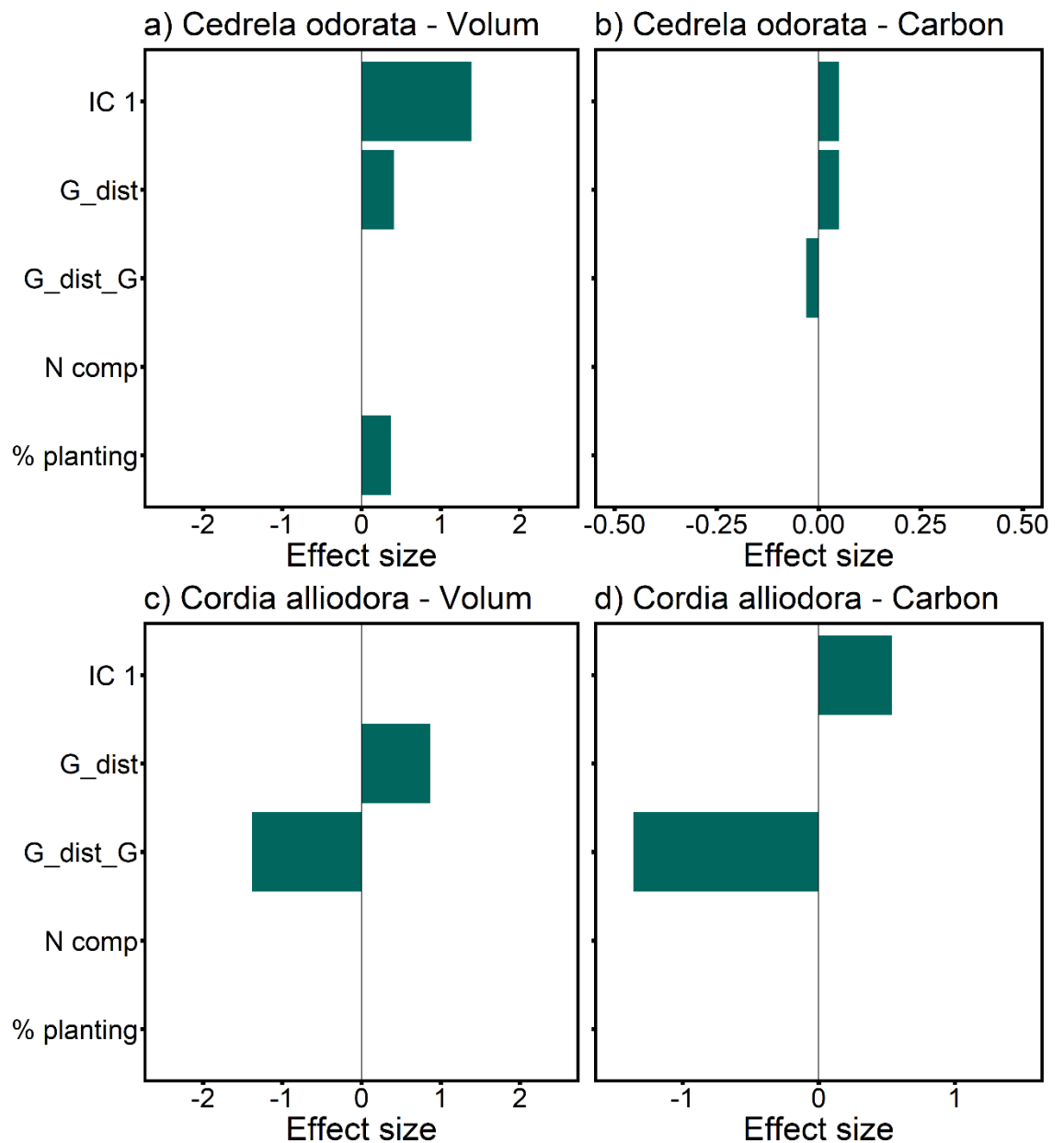


Figure 4: Estimates of the parameters of explanatory variables selected in the models for tree wood volume and carbon stock of *Cedrela odorata* (a and b) and *Cordia alliodora* trees (c and d). Note: IC1 1 = ratio between focal tree diameter and average diameter of competitor trees; G_dist = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from competitor trees; G_dist_G = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from larger-diameter competitor trees; N comp = number of competitor trees; % planting = proportion of planted competitors.

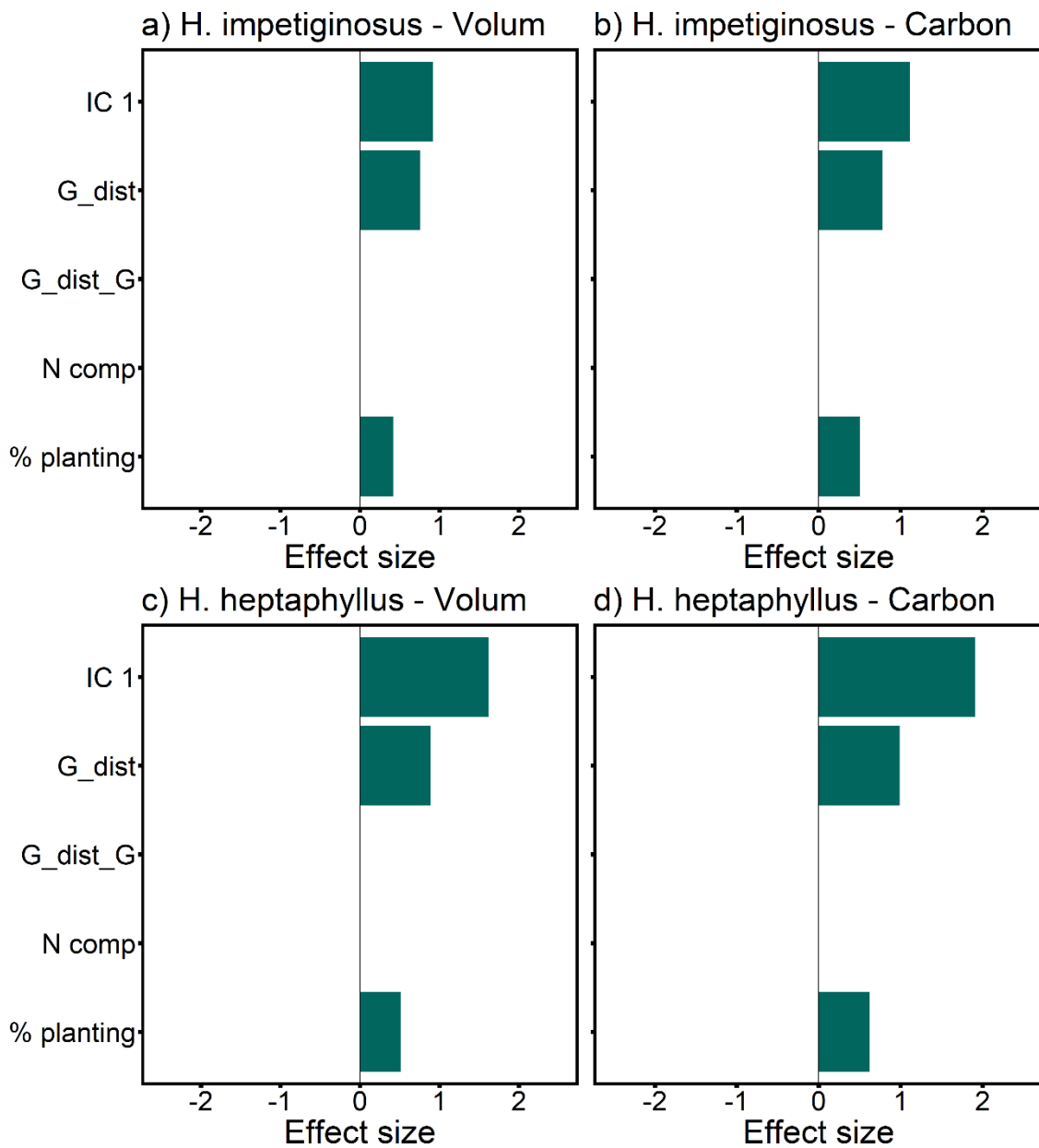


Figure 5: Estimates of the parameters of explanatory variables selected in the models for tree wood volume and carbon stock of *Handroanthus impetiginosus* (a and b) and *Handroanthus heptaphyllus* trees (c and d). Note: IC1 1 = ratio between focal tree diameter and average diameter of competitor trees; G_dist = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from competitor trees; G_dist_G = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from larger-diameter competitor trees; N comp = number of competitor trees; % planting = proportion of planted competitors.

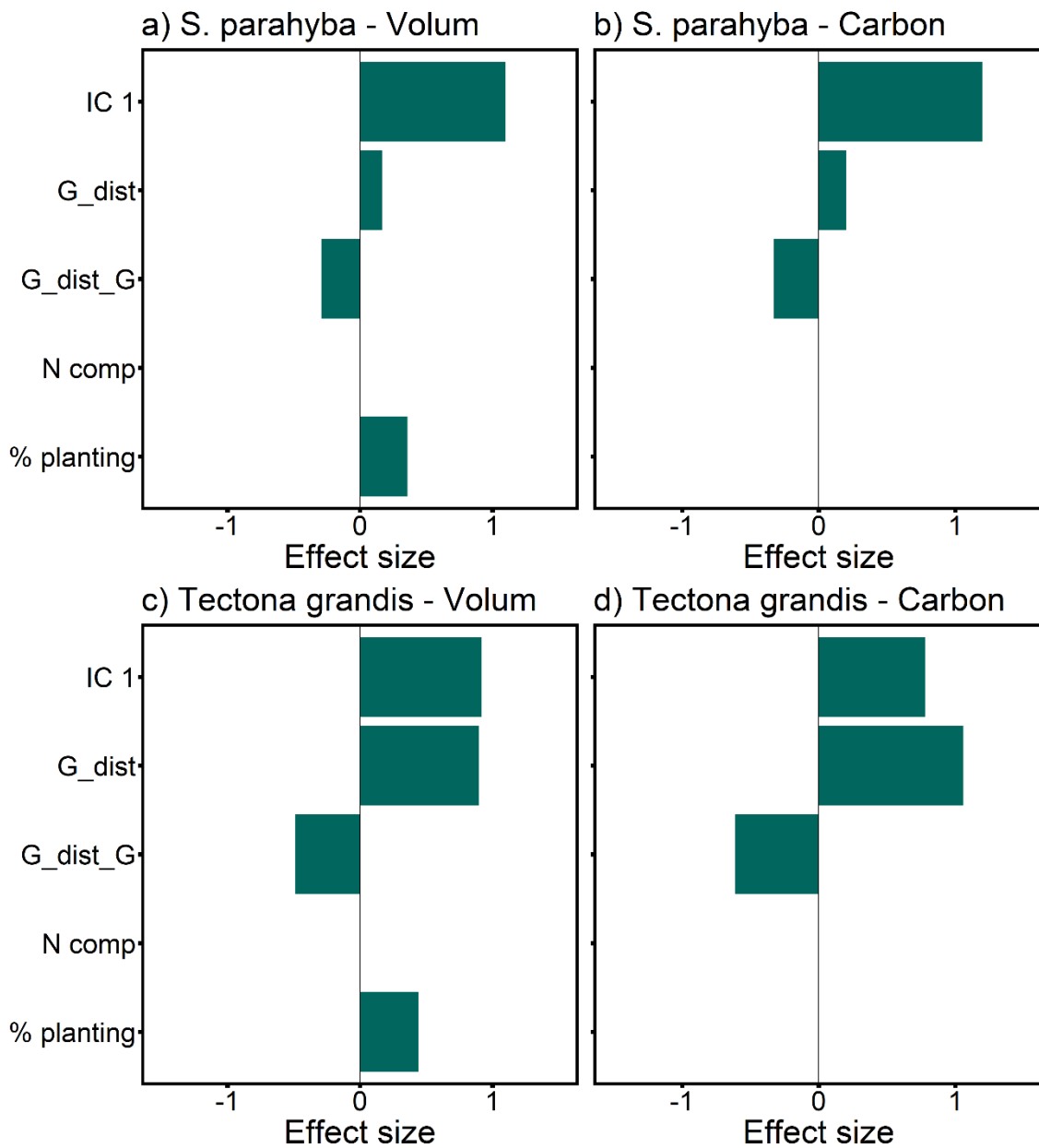


Figure 6: Estimates of the parameters of explanatory variables selected in the models for tree wood volume and carbon stock of *Schizolobium parahyba* (a and b) and *Tectona grandis* trees (c and d). Note: IC1 1 = ratio between focal tree diameter and average diameter of competitor trees; G_dist = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from competitor trees; G_dist_G = sum of the ratios between focal tree basal area and distance from larger-diameter competitor trees; N comp = number of competitor trees; % planting = proportion of planted competitors.

4. Discussion

4.1. Evidence of competition

The competitive advantage enabled by the greater relative size of focal trees revealed an expected response given the tree size hierarchy, with focal trees attaining greater volume and stocking a greater amount of carbon (Pommerening et al., 2018; Fernández-Tscheieder et al., 2018). Because the relationship between the size of competitor trees and distance from the focal trees positively affected focal tree volume and carbon stock, it can be inferred that competition intensity can also favor timber production and carbon accumulation. On the other hand, spatial proximity to larger trees can be an obstacle for resource obtention by smaller trees, suggesting asymmetric competition. Thus, our results support the hypothesis that, in the absence of structural changes determined by silvicultural treatments, self-thinning, or natural disturbances, growth dominance can lead to asymmetric competition (Norden et al., 2015; Soares et al., 2017; de Oliveira et al., 2019).

4.2. Implications for competition management in different managed or silviculturally treated forest systems

In asymmetric competition, superior competitors appropriate the space and resources that would otherwise be available and hamper the establishment of later-emerging plants (Begon and Townsend, 2020). The effect of asymmetric competition has also been reported in old restored forests in the Brazilian Atlantic Forest, where the presence of large persistent trees has been reducing the recruitment of smaller individuals into the higher diameter classes (Suganuma e Durigan, 2015; de Oliveira et al., 2019; de Oliveira et al. 2021). This is a worrisome aspect of competition because other than being essential for the self-sustainability of a forest, recruitment also ensures the long-term sustainability of logging cycles, which is one of the few economic activities allowed by the Brazilian legislation in areas of restricted use (Castro et al. 2021; Zambrano et al., 2014; Brasil, 2012; Schulze, 2008). In these cases, thinning is probably the best alternative for increasing timber production whilst reducing the pressure of competition on smaller trees and promoting recruitment (Ares et al. 2010; de Avila et al., 2017).

Throughout forest succession, intense competition tends to shift size distribution to the left, resulting in numerous small trees and few large trees (Oldeman, 1983, McDowell et al., 2020). The distribution of total biomass among individuals also becomes more unequal (Weiner, 1990). In this sense, competition affects tree community structure (Picard, 2019). Since size distribution in the “inverted J” curve is the basis of sustainable management of uneven-aged forests (for representing the future of the resources of interest), the role of competition in diameter distribution should be investigated under different approaches. The management practices employed in the current timber logging regimes in the Amazon Forest require substantial changes. According to recent evidence, areas under forest concession will not be able to meet future demands without alternative sources of timber in restoration plantations (according to the current regulation for selective logging, the intensity varies between 10 and 30 m³ ha⁻¹ year⁻¹ in cycles of 20 to 35 years) (Sist et al., 2021; PiPoniot et al., 2019; Schwartz et al., 2015; Brasil, 2012; Sist and Ferreira, 2007; Phillips et al., 2004; Alder and Silva, 200; Amaral et al., 1998).

One of the obstacles to wood volume recovery after selective logging is that timber species undergo competition from other trees and lianas (Finegan, 2015). In reduced impact logging (RIL) – a set of optimized guidelines for timber extraction in selectively logged natural forests – liana cutting is a silvicultural treatment frequently prescribed to reduce damages to the forest stand and promote tree growth by reducing competition and increasing light availability for the remaining tree crowns (Finegan, 2015; Mills et al., 2019). However, post-logging interventions are also needed to foster the recruitment and growth of future crop trees (FCTs; trees expected to be harvested in the next logging cycle) (Hu et al., 2020; Bastin et al., 2018; Dauber et al., 2005; Villegas et al., 2009). Our results suggest that competition management should consider the removal of competitor trees that are larger than the FCTs (Kübler et al. 2020; Huffman et al., 2017; Olson et al., 2012). Eliminating competitor trees, especially ones that do not belong to commercial timber species or ones with inadequate form, can promote the growth of focal trees (Kübler et al. 2020; de Graaf, 1991).

In managed forests, competition is often reduced to tree density, and most assessments evaluate the effect of different thinning intensities (Hu et al., 2020; De Oliveira et al., 2021). Early removal of trees that would likely die due to overcrowding is one of the most common silvicultural interventions. For example, in high-stocking agroforestry systems with *Tectona grandis* (> 1000 trees ha⁻¹), thinning is recommended

before the beginning of competition five years after planting (Pachas et al., 2019; Zahabu et al., 2015). Thinning employment techniques vary largely in terms of type and degree of intervention, and an adequate thinning regime can optimize the compensatory growth effect (Schütz et al., 2015). However, for optimized forest management, we suggest that, other than thinning intensity, the decision of which trees should be removed should consider competitor tree diameter and distance from the commercial trees.

For some species, competition with regenerated competitors resulted in a lower wood volume and lower carbon stock, compared to competition with planted competitors. This was the case for *Handroanthus* species, which had lower growth in wood volume and carbon stock, and for *Cedrela odorata*, *Schizolobium parahyba*, and *Tectona grandis*, which had lower growth in wood volume near regenerated competitors. This finding indicates that the focal trees of these species are more productive if they compete with other planted trees, instead of naturally regenerated ones. Controlling natural regeneration seems counterintuitive given the general understanding of its relevance for restoration success and forest resilience (Suganuma and Durigan, 2015). Research on the long-term benefits of intervening in natural regeneration near focal trees can contribute to guiding specific prescriptions for this practice, towards increasing the productivity in restored areas.

Although demonstrably effective, treatments prescribed to increase the productivity of timber species are rarely applied in the field (Ruslandi et al., 2017). There is a general understanding that all trees have a potential value and that silvicultural thinning is perceived by farmers as a waste, besides the concern with treatment application costs (Newby et al., 2012). In reforested areas where thinning is not expected to be employed, the viability of wider planting spacing, like 4 m x 4 m or 5 m x 5 m, should be analyzed during the planning phase (Zahabu et al., 2015). Tree volume production increases with increasing spacing and potentially reduces the time required for commercial logging (Pachas et al., 2019; Tun et al., 2018). Particularly, the diameter of *Tectona grandis* is negatively affected in high-density plantings with other tree species, as a result of light competition and, to a smaller extent, nutrient competition (Pachas et al., 2019; Lamb e Borschmann, 1998; Kuehne et al., 2013). It would be beneficial to investigate the optimal spacing for restoration plantations aiming toward sustainable logging (Andrade et al., 2019).

4.3. Remarks and limitations

This study does not have information on the effect of spacing among trees and stand-level competition. We focused our analyses on specific trees. However, we showed that including competition as an additional variable in the decision-making process in forest management has the potential to increase the volume and the carbon stock of commercial timber species in forest restoration areas in the Amazon. Our results show the importance of regarding competition in terms of competitor tree diameter and distance from the commercial trees to advance timber production. This approach can provide a basis for optimized forest management, mainly because it offers insight into more assertive forest interventions. It is beyond the scope of this paper to evaluate the socio-economic sustainability of the production scenarios tested. This perspective needs to be clarified in studies about the lucrative potential of carbon or timber trading in managed forest restoration sites.

4.4. Acknowledgments

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001.

References

Alder and Silva, 2000 D. Alder and J.N.M. Silva. **An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon**. *Forest Ecology and Management* 130.1-3 (2000): 141-157, [10.1016/S0378-1127\(99\)00196-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00196-6)

Alves et al., 2013 C.A. Alvares, J.L. Stape, P.C. Sentelhas, J.D.M. Gonçalves, G. Sparovek. **Köppen's climate classification map for Brazil**. *Meteorologische Zeitschrift* 22.6 (2013): 711-728, [10.1127/0941-2948/2013/0507](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507)

Amaral et al., 1998 P. Amaral, A. Veríssimo, P. Barreto, E. Vidal. **Floresta para sempre: um manual para a produção de madeira na Amazônia**. No. 634.98 F634f. WWF, Brasília, DF (Brasil) Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazonia, Ananindeua, PA (Brasil), (1998).

Andrade et al., 2019 V. H. F. Andrade, S. do Amaral Machado, A. Figueiredo Filho, P.C. Botosso, B.P. Miranda, J. Schöngart. **Growth models for two commercial tree species in upland forests of the Southern Brazilian Amazon**. *Forest Ecology and Management* 438 (2019): 215-223, [10.1016/j.foreco.2019.02.030](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.030)

Angiosperm Phylogeny Group. **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV** *Bot. J. Linn. Soc.*, 181 (1) (2016), pp. 1-20, [10.1111/boj.12385](https://doi.org/10.1111/boj.12385)

Ares et al., 2010 A. Ares, A.R. Neill, K.J. Puettmann. **Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands**. *Forest Ecology and Management* 260.7 (2010): 1104-1113, [10.1016/j.foreco.2010.06.023](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.023).

Avila et al., 2013 A.L. de Avila, G. Schwartz, A.R. Ruschel, J. do Carmo Lopes, J.N.M. Silva, J.O.P. de Carvalho, ... J. Bausch. **Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest**. *Forest Ecology and Management* 385 (2017): 225-235, [10.1016/j.foreco.2010.06.023](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.023)

Barbosa and Pizo, 2006 K.C. Barbosa, M.A. Pizo. **Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil**. *Restoration Ecology* 14.4 (2006): 504-515, [10.1111/j.1526-100X.2006.00162.x](https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00162.x)

Barros and Philip 2019 H.S. Barros, M.F. Philip. **Soil carbon is decreasing under “undisturbed” Amazonian forest**. *Soil Science Society of America Journal* 83.6 (2019), pp. 1779-1785, [10.2136/sssaj2018.12.0489](https://doi.org/10.2136/sssaj2018.12.0489)

Bartón, 2018 Bartón, K., 2018. **MuMIn: Multi-Model Inference**. R package version 1.42.1. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=MuMIn>

Bastin et al., 2018 J.F. Bastin, E. Rutishauser, J.R. Kellner, S. Saatchi, R. Péliissier, B. Herault, ... D. Zebaze. **Pan-tropical prediction of forest structure from the largest trees**. *Global Ecology and Biogeography* 27.11 (2018): 1366-1383, [10.1111/geb.12803](https://doi.org/10.1111/geb.12803)

Begon and Townsend, 2020 M. Begon, C.R. Townsend. **Ecology: from individuals to ecosystems**. John Wiley & Sons, (2020).

Bertness and Callaway, 1994 M.D. Bertness, R. Callaway. **Positive interactions in communities**. Trends in ecology & evolution 9.5 (1994), pp. 191-193, [10.1016/0169-5347\(94\)90088-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4)

Bhadouria et al., 2017 R. Bhadouria, R. Singh, P. Srivastava, S. Tripathi, A.S. Raghubanshi. **Interactive effect of water and nutrient on survival and growth of tree seedlings of four dry tropical tree species under grass competition**. Tropical Ecology 58.3 (2017), pp. 611-621.

Bhadouria et al., 2018 R. Bhadouria, P. Srivastava, S. Singh, R. Singh, A.S. Raghubanshi, J.S. Singh. **Effects of light, nutrient and grass competition on growth of seedlings of four tropical tree species**. Indian Forester 144.1 (2018), pp. 54-65.

Bjørnstad , 2008 Bjørnstad, O. N. **The ncf package: spatial nonparametric covariance functions**. R package Version 1.1 (2008).

Brancalion et al., 2012 P.H.S. Brancalion, R.A. Viani, B.B.N. Strassburg, R.R. Rodrigues. **Finding the money for tropical forest restoration**. Unasylva, 63(239) (2012), pp. 41-50.

Brancalion et al., 2019 P.H. Brancalion, O. Campoe, J.C.T. Mendes, C. Noel, G.G. Moreira, J. van Melis, ... J. Guillemot. **Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration**. Ecological Applications 29.2 (2019), pp. e01847, [10.1002/eap.1847](https://doi.org/10.1002/eap.1847)

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, ea Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, 2012. Retrieved February 28, 2021, from http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ Ato2011

Bullock et al., 2020 E.L. Bullock, C.E. Woodcock, C. Souza Jr, P. Olofsson. **Satellite-based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon**. Global Change Biology 26.5 (2020), pp. 2956-2969, [10.1111/gcb.15029](https://doi.org/10.1111/gcb.15029)

Burnham et al., 2011 K.P. Burnham, D.R. Anderson, K.P. Huyvaert. **AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons**. Behavioral ecology and sociobiology 65.1 (2011), pp. 23-35, [10.1007/s00265-010-1029-6](https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6)

Bustamante et al., 2019 M.M. Bustamante, J.S. Silva, A. Scariot, A.B. Sampaio, D.L. Mascia, E. Garcia, ... C. Nobre. **Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil**. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 24.7 (2019), pp. 1249-1270, [10.1007/s11027-018-9837-5](https://doi.org/10.1007/s11027-018-9837-5)

- Cardoso et al., 2017 D. Cardoso, T. Särkinen, S. Alexander, A.M. Amorim, V. Bittrich, M. Celis, ... R.C. Forzza. **Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list**. Proceedings of the National Academy of Sciences 114.40 (2017), pp. 10695-10700, [10.1073/pnas.1706756114](https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114)
- Castro et al., 2021 T. C. Castro, J.O.P. de Carvalho, G. Schwartz, J.N.M. Silva, A.R. Ruschel, L.J.M. de Freitas, ... R. de Siqueira Pinto. **The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts**. Forest Ecology and Management 490 (2021): 119124, [10.1016/j.foreco.2021.119124](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119124)
- Chave et al., 2014 J. Chave, M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M.S. Colgan, W.B. Delitti, ... G. Vieilledent. **Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees**. Global change biology 20.10 (2014), pp. 3177-3190, [10.1111/gcb.12629](https://doi.org/10.1111/gcb.12629)
- Coll et al., 2008 L. Coll, C. Potvin, C. Messier, S. Delagrange. **Root architecture and allocation patterns of eight native tropical species with different successional status used in open-grown mixed plantations in Panama**. Trees 22.4 (2008): 585-596, [10.1007/s00468-008-0219-6](https://doi.org/10.1007/s00468-008-0219-6)
- Crouzeilles et al., 2021 R. Crouzeilles, D. Maurenza, P.V. Prieto, F.S. Barros, C. Jakovac, M.S. Ferreira, ... M.R. Guariguata. **Associations between socio-environmental factors and landscape-scale biodiversity recovery in naturally regenerating tropical and subtropical forests**. Conservation Letters 14.2 (2021): e12768, [10.1111/conl.12768](https://doi.org/10.1111/conl.12768)
- Dauber and Fredericksen, 2005 E. Dauber, T.S. Fredericksen, M. Peña. **Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests**. Forest Ecology and Management 214.1-3 (2005): 294-304, [10.1016/j.foreco.2005.04.019](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.019)
- De Graaf and Van Rompaey, 1999 R.L.H.P. De Graaf and R.S.A.R. Van Rompaey. **Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods**. Forest ecology and management 124.2-3 (1999): 123-135, [10.1016/S0378-1127\(99\)00057-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00057-2)
- De Oliveira et al., 2021 C.D.C. de Oliveira, G. Durigan, F.E. Putz. **Thinning temporarily stimulates tree regeneration in a restored tropical forest**. Ecological Engineering 171 (2021): 106390, [10.1016/j.ecoleng.2021.106390](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106390)
- De Oliveira et al., 2019 C.D.C. de Oliveira, I.R.C. de Oliveira, M.S. Suganuma, G. Durigan. **Overstory trees in excess: A threat to restoration success in Brazilian Atlantic forest**. Forest Ecology and Management 449 (2019): 117453, [10.1016/j.foreco.2019.117453](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117453)
- De Sy et al., 2019 V. De Sy, M. Herold, F. Achard, V. Avitabile, A. Baccini, S. Carter, ... L. Verchot. **Tropical deforestation drivers and associated carbon emission factors derived from remote sensing data**. Environmental Research Letters 14.9 (2019), pp. 094022, [10.1088/1748-9326/ab3dc6](https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3dc6)

Di Sacco et al., 2021 A. Di Sacco, K.A. Hardwick, D. Blakesley, P.H. Brancalion, E. Breman, L.C. Rebola, ... A. Antonelli. **Ten golden rules for reforestation to optimize carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits**. *Global Change Biology*, 27.7 (2021), pp. 1328-1348, [10.1111/gcb.15498](https://doi.org/10.1111/gcb.15498)

Dias-Filho, 2011 M.B. Dias-Filho. **Degradação de Pastagens: Processos, Causas e Estratégias de Recuperação**, 4th ed.; Edição de Autor: Belém, Brazil, (2011). (In Portuguese)

dos Santos, H. G., et al. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: Embrapa, (2018).

Engel and Parrotta, 2001 V.L. Engel, J.A. Parrotta. **An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil**. *Forest Ecology and Management* 152.1-3 (2001): 169-181, [10.1016/S0378-1127\(00\)00600-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00600-9)

Fernández-Tschieder and Binkley, 2018 E. Fernández-Tschieder, D. Binkley. **Linking competition with Growth Dominance and production ecology**. *Forest Ecology and Management* 414 (2018): 99-107, [10.1016/j.foreco.2018.01.052](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.052)

Fichtner et al., 2017 A. Fichtner, W. Härdtle, Y. Li, H. Bruelheide, M. Kunz, G. von Oheimb. **From competition to facilitation: how tree species respond to neighbourhood diversity**. *Ecology Letters* 20.7 (2017), pp. 892-900, [10.1111/ele.12786](https://doi.org/10.1111/ele.12786)

Figueiredo Filho and Machado, 2006 A. Figueiredo Filho, S.A. Machado. **Dendrometria**. Guarapuava: Unicentro (2006).

Filoso et al., 2017 S. Filoso, M.O. Bezerra, K.C. Weiss, M.A. Palmer. **Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review**. *PloS one* 12.8 (2017): pp. e0183210, [10.1371/journal.pone.0183210](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210).

Finegan, 2015 B. Finegan. **A 21st century viewpoint on natural tropical forest silviculture**. *Tropical Forestry Handbook*. Springer, Berlin Heidelberg (2015), 1-28, [10.1007/978-3-642-41554-8_121-1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-41554-8_121-1)

Forrester and Pretzsch, 2015 D.I. Forrester, H. Pretzsch. **Tamm Review: On the strength of evidence when comparing ecosystem functions of mixtures with monocultures**. *Forest Ecology and Management* 356 (2015), pp. 41-53, [10.1016/j.foreco.2015.08.016](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.016)

Freckleton and Watkinson, 2001 R.P. Freckleton, A.R. Watkinson. **Asymmetric competition between plant species**. *Functional Ecology* (2001), v. 15, n. 5, p. 615-623, [10.1046/j.0269-8463.2001.00558.x](https://doi.org/10.1046/j.0269-8463.2001.00558.x)

Garcia et al., 2017 E. Garcia, F.S.V. Ramos Filho, G.M. Mallmann, F. Fonseca. **Costs, benefits and challenges of sustainable livestock intensification in a major deforestation frontier in the Brazilian Amazon**. *Sustainability* 9.1 (2017), pp. 158, [10.3390/su9010158](https://doi.org/10.3390/su9010158)

Hansen et al., 2013 M.C. Hansen, P.V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S.A. Turubanova, A. Tyukavina, ... J. Townshend. **High-resolution global maps of 21st-century forest cover change**. *Science* 342.6160 (2013), pp. 850-853, 10.1126/science.1244693

Harris et al., 2012 N.L. Harris, S. Brown, S.C. Hagen, S.S. Saatchi, S. Petrova, W. Salas, M.C. Hansen, P.V. Potapov, A. Lotsch. **Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions**. *Science* 336.6088 (2012), pp. 1573-1576, 10.1126/science.1217962

He et al., 2013 Q. He, M.D. Bertness, A.H. Altieri. **Global shifts towards positive species interactions with increasing environmental stress**. *Ecology letters* 16.5 (2013), pp. 695-706, 10.1111/ele.12080

Hilje et al., 2015 B. Hilje, J. Calvo-Alvarado, C. Jiménez-Rodríguez, A. Sánchez-Azofeifa. **Tree species composition, breeding systems, and pollination and dispersal syndromes in three forest successional stages in a tropical dry forest in Mesoamerica**. *Tropical Conservation Science* 8.1 (2015): 76-94, 10.1177/194008291500800109

Hu et al., 2020 J. Hu, J. Herbohn, R.L. Chazdon, J. Baynes, J.K. Vanclay. **Above-ground biomass recovery following logging and thinning over 46 years in an Australian tropical forest**. *Science of the Total Environment* 734 (2020), 139098, 10.1016/j.scitotenv.2020.139098

Huffman et al., 2017 D.W. Huffman, M.T. Stoddard, J.D. Springer, J.E. Crouse. **Understory responses to tree thinning and seeding indicate stability of degraded pinyon-juniper woodlands**. *Rangeland ecology & management* 70.4 (2017), 484-492, 10.1016/j.rama.2017.01.008

IBGE, R. "Manual técnico da vegetação brasileira." Rio de Janeiro 1 (2012).

IPCC Working Group III. Carbon offsets, tradable permits, and leakage working group III. Mitigation. (2014). Retrieved July 23, 2021, from <https://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg3/index.php?idp=174>

Jansen and Zuidema, 2001 P.A. Jansen, P.A. Zuidema. **3. Logging, Seed Dispersal by Vertebrates, and Natural Regeneration of Tropical Timber Trees**. *The cutting edge*. Columbia University Press, (2001): 35-60, 10.7312/fimb11454-006

Klinger and Philipp, 2020 M. Klingler, M. Philipp. **Post-frontier governance up in smoke? Free-for-all frontier imaginations encourage illegal deforestation and appropriation of public lands in the Brazilian Amazon**. *Journal of Land Use Science* 15.2-3 (2020), pp. 424-438, [10.1080/1747423X.2020.1739765](https://doi.org/10.1080/1747423X.2020.1739765)

Kothari et al., 2021 S. Kothari, R.A. Montgomery, J. Cavender-Bares. **Physiological responses to light explain competition and facilitation in a tree diversity experiment**. *Journal of Ecology* 109.5 (2021), 2000-2018,

- Kübler et al., 2020 D. Kübler, P. Hildebrandt, S. Günter, B. Stimm, M. Weber, J. Muñoz, ... R. Mosandl. **Effects of silvicultural treatments and topography on individual tree growth in a tropical mountain forest in Ecuador**. *Forest Ecology and Management* 457 (2020), 117726, [10.1016/j.foreco.2019.117726](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117726)
- Kuehne et al., 2013 C. Kuehne, E. Kublin, P. Pyttel, J. Bausch. **Growth and form of *Quercus robur* and *Fraxinus excelsior* respond distinctly different to initial growing space: results from 24-year-old Nelder experiments**. *Journal of forestry research* 24.1 (2013): 1-14, [10.1007/s11676-013-0320-6](https://doi.org/10.1007/s11676-013-0320-6).
- Kunstler et al., 2016 G. Kunstler, D. Falster, D.A. Coomes, F. Hui, R.M. Kooyman, D.C. Laughlin, L. Poorter, M. Vanderwel, G. Vieilledent, S.J. Wright, M. Aiba. **Plant functional traits have globally consistent effects on competition**. *Nature* 529.7585 (2016), pp. 204-207, [10.1038/nature16476](https://doi.org/10.1038/nature16476)
- Lamb and Borschmann, 1998 D. Lamb, G. Borschmann. **Agroforestry with high value trees**. No. 98-142. Canberra: Rural Industries Research and Development Corporation, 1998.
- Lamb et al., 2005 D. Lamb, P.D. Erskine, J.A. Parrotta. **Restoration of degraded tropical forest landscapes**. *Science*, 310.5754 (2005), pp. 1628-1632, [10.1126/science.1111773](https://doi.org/10.1126/science.1111773)
- Lasky et al., 2014 J.R. Lasky, M. Uriarte, V.K. Boukili, R.L. Chazdon. **Trait-mediated assembly processes predict successional changes in community diversity of tropical forests**. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111.15 (2014), pp. 5616-5621, [10.1073/pnas.1319342111](https://doi.org/10.1073/pnas.1319342111)
- Lobão et al., 2012 M.S. Lobão, D.P. Costa, M.A.A. Almonacid. **Qualidade do lenho de árvores de *Schizolobium parahyba* Var. *amazonicum*, Acre, Brasil**. *Floresta e Ambiente* 19.3 (2012): 374-384, [10.4322/loram.2012.044](https://doi.org/10.4322/loram.2012.044).
- Lorimer, 1983 C.G. Lorimer. **Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands**. *Forest Ecology and Management* 6.4 (1983), pp. 343-360, [10.1016/0378-1127\(83\)90042-7](https://doi.org/10.1016/0378-1127(83)90042-7)
- McDowell et al., 2020 N.G. McDowell, C.D. Allen, K. Anderson-Teixeira, B.H. Aukema, B. Bond-Lamberty, L. Chini, ... C. Xu. **Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world**. *Science* 368.6494 (2020), eaaz9463, [10.1126/science.aaz9463](https://doi.org/10.1126/science.aaz9463)
- Mills et al., 2019 D.J. Mills, S.A. Bohlman, F.E. Putz, M.G. Andreu. **Liberation of future crop trees from lianas in Belize: Completeness, costs, and timber-yield benefits**. *Forest Ecology and Management* 439 (2019), 97-104, [10.1016/j.foreco.2019.02.023](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.023)
- Mitchard, 2018 E.T.A. Mitchard. **The tropical forest carbon cycle and climate change**. *Nature* 559.7715 (2018), pp. 527-534, [10.1038/s41586-018-0300-2](https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2)

Nepstad et al., 1999 D.C. Nepstad, A. Verssimo, A. Alencar, C. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, ... V. Brooks. **Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire.** *Nature* 398.6727 (1999), pp. 505-508, 10.1038/19066

Newby et al., 2012 J.C. Newby, R.A. Cramb, S. Sakanphet, S. McNamara. **Smallholder teak and agrarian change in northern Laos.** *Small-scale Forestry* 11.1 (2012): 27-46, 10.1007/s11842-011-9167-x.

Norden et al., 2015 N. Norden, H.A. Angarita, F. Bongers, M. Martínez-Ramos, I. Granzow-de la Cerda, M. Van Breugel, ... R.L. Chazdon. **Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable.** *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112.26 (2015), 8013-8018. [10.1073/pnas.1500403112](https://doi.org/10.1073/pnas.1500403112)

Noronha et al., 2015 J.C. Noronha, M.M. Lima, C.L. Velasquez, E.J. Almeida, A.B.D. Rodrigues. **Update das Espécies de Anuros da Fazenda São Nicolau, Mato Grosso, Brasil Update of Anurans Species of São Nicolau Farm, Mato Grosso, Brazil.** *Scientific Electronic Archives* 8.1 (2015), pp. 15-25.

Oldeman, 1983 R.A.A Oldeman. **Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity.** *Tropical rain forest: ecology and management.* Blackwell, 1983. 139-150.

Olson et al., 2012 M.G. Olson, R.G. Wagner, J.C. Brissette. **Forty years of spruce–fir stand development following herbicide application and precommercial thinning in central Maine, USA.** *Canadian Journal of Forest Research* 42.1 (2012), 1-11, 10.1139/x11-132

Pachas et al., 2019 A.N.A. Pachas, S. Sakanphet, O. Soukkhy, M. Lao, S. Savathvong, J.C. Newby, ... M.J. Dieters. **Initial spacing of teak (*Tectona grandis*) in northern Lao PDR: Impacts on the growth of teak and companion crops.** *Forest Ecology and Management* 435 (2019), 77-88, 10.1016/j.foreco.2018.12.031

Phillips et al., 2004 P.D. Phillips, C.P. De Azevedo, B. Degen, I.S. Thompson, J.N.M. Silva, P.R. Van Gardingen. **An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon.** *Ecological modelling* 173.4 (2004), 335-354, 10.1016/j.ecolmodel.2003.09.023

Picard et al., 2012 N. Picard, S.A. Laurent, H. Matieu. **Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction.** FAO; Food and Agricultural Organization of the United Nations (2012).

Picard, 2019 N. Picard. **"Asymmetric competition can shape the size distribution of trees in a natural tropical forest."** *Forest Science* 65.5 (2019): 562-569, 10.1093/forsci/fxz018

Piponiot et al., 2019 C. Piponiot, E. Rödig, F.E. Putz, E. Rutishauser, P. Sist, N. Ascarrunz, B. Hérault. **Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable?.** *Environmental Research Letters* 14.6 (2019): 064014, 10.1088/1748-9326/ab195e

Poccard-Chapuis et al., 2001 R. Poccard-Chapuis, J.F. Tourrand, M.G. Piketty, J.B. Da Veiga. **Cadeia produtiva de corte e pecuarização da agricultura familiar na**

Amazônia Oriental. Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: Encontro da sociedade brasileira de sistemas de produção, 4., 2001, Belém. Anais. Belém, PA: SBSP: UFPA: Embrapa Amazônia Oriental, 2001., 2001.

Pommerening and Meador, 2018 A. Pommerening, A.J.S. Meador. **Tamm review: tree interactions between myth and reality.** Forest ecology and management 424 (2018): 164-176, 10.1016/j.foreco.2018.04.051

Poorter et al., 2016 L. Poorter, F. Bongers, T.M. Aide, A.M.A. Zambrano, P. Balvanera, J.M. Becknell, ... D.M. Rozendaal. **Biomass resilience of Neotropical secondary forests.** Nature 530.7589 (2016), pp. 211-214, [10.1038/nature16512](https://doi.org/10.1038/nature16512)

Putz et al., 2012, F.E. Putz, P.A. Zuidema, T. Synnott, M. Peña-Claros, M.A. Pinard, D. Sheil, J.K. Vanclay, P. Sist, S. Gourlet-Fleury, B. Griscom, J. Palmer. **Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable.** Conservation Letters 5.4 (2012), pp. 296-303, 10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x

R Core Team (2020). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org>

Réjou-Méchain et al., 2017 M. Réjou-Méchain, A. Tanguy, C. Piponiot, J. Chave, J., B. Hérault. **biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests.** Methods Ecol Evol 8 (9): 1163–1167. (2017).

Rolim et al., 2019 S.G. Rolim, F.C. Piña-Rodrigues, D. Piotto, A. Batista, M.L. Freitas, S.B. Junior, ... M. Calmon. **Research gaps and priorities in silviculture of native species in Brazil,** (2019).

Rorato et al., 2020 A.C. Rorato, G. Camara, M.I.S. Escada, M.C. Picoli, T. Moreira, J.A. Verstegen. **Brazilian amazon indigenous peoples threatened by mining bill.** Environmental Research Letters, 15(10) (2020), pp. 1040a3, [10.1088/1748-9326/abb428](https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb428)

Rozendaal et al., 2020 D.M. Rozendaal, O.L. Phillips, S.L. Lewis, K. Affum-Baffoe, E. Alvarez-Davila, A. Andrade, ... M.C. Vanderwel. **Competition influences tree growth, but not mortality, across environmental gradients in Amazonia and tropical Africa.** Ecology 101.7 (2020), pp. e03052, [10.1002/ecy.3052](https://doi.org/10.1002/ecy.3052)

Ruslandi and Putz, 2017 C.R. Ruslandi, F.E. Putz. **Financial viability and carbon payment potential of large-scale silvicultural intensification in logged dipterocarp forests in Indonesia.** Forest Policy and Economics 85 (2017): 95-102, 10.1016/j.forpol.2017.09.005

Schanabel et al., 2019 F. Schnabel, J.A. Schwarz, A. Dănescu, A. Fichtner, C.A. Nock, J. Bauhus, C. Potvin. **Drivers of productivity and its temporal stability in a tropical tree diversity experiment.** Global change biology 25.12 (2019), pp. 4257-4272, 10.1111/gcb.14792

Schulze, 2008 M. Schulze. **Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon.** *Forest Ecology and Management* 255.3-4 (2008): 866-879, [10.1016/j.foreco.2007.09.082](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.082)

J.P. Schütz, P. L. Ammann, A. Zingg. **Optimising the yield of Douglas-fir with an appropriate thinning regime.** *European Journal of Forest Research* 134.3 (2015), 469-480, [10.1007/s10342-015-0865-3](https://doi.org/10.1007/s10342-015-0865-3)

Schwartz and Lopes, 2015 G. Schwartz, J. Lopes. **Logging in the Brazilian Amazon forest: The challenges of reaching sustainable future cutting cycles.** *Advances in environmental research* 36 (2015): 113-137.

Schwinning and Weiner, 1998 S. Schwinning, J. Weiner. **Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants.** *Oecologia* 113.4 (1998): 447-455, [10.1007/s004420050397](https://doi.org/10.1007/s004420050397)

Shoo et al., 2017 L.P. Shoo, C.P. Catterall, S. Nicol, R. Christian, J. Rhodes, P. Atkinson, D. Butler, R. Zhu, K.A. Wilson. 2017. **Navigating complex decisions in restoration investment.** *Conservation Letters* 10.6 (2017), pp. 748-756, [10.1111/conl.12327](https://doi.org/10.1111/conl.12327)

Sist and Ferreira, 2007 P. Sist, F.N. Ferreira. **Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon.** *Forest ecology and management* 243.2-3 (2007): 199-209, [10.1016/j.foreco.2007.02.014](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.014)

Sist et al., 2021 P. Sist, C. Piponiot, M. Kanashiro, M. Pena-Claros, F.E. Putz, M. Schulze, ... E. Vidal. **Sustainability of Brazilian forest concessions.** *Forest Ecology and Management* 496 (2021): 119440, [10.1016/j.foreco.2021.119440](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119440)

Soares et al., 2017 A.A. Soares, H.G. Leite, J.P. Cruz, D.I. Forrester. **Development of stand structural heterogeneity and growth dominance in thinned Eucalyptus stands in Brazil.** *Forest Ecology and Management* 384 (2017): 339-346. [10.1016/j.foreco.2016.11.010](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.010)

Soares-Filho et al., 2014 B. Soares-Filho, R. Rajão, M. Macedo, A. Carneiro, W. Costa, M. Coe, ... A. Alencar. **Cracking Brazil's forest code.** *Science* 344.6182 (2014), pp. 363-364, [10.1126/science.1246663](https://doi.org/10.1126/science.1246663)

Stabile et al., 2020 Stabile, M. C., Guimarães, A. L., Silva, D. S., Ribeiro, V., Macedo, M. N., Coe, M. T., ... & Alencar, A. **Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation.** *Land Use Policy* 91 (2020), pp. 104362, [10.1016/j.landusepol.2019.104362](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104362)

Suganuma and Durigan, 2015 M.S. Suganuma, G. Durigan. **Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems.** *Restoration Ecology* 23.3 (2015), 238-251. [10.1111 / rec.12168](https://doi.org/10.1111/rec.12168), [10.1111/rec.12168](https://doi.org/10.1111/rec.12168)

Tun et al., 2018 T.N. Tun, J. Guo, S. Fang, Y. Tian. **Planting spacing affects canopy structure, biomass production and stem roundness in poplar plantations.**

Scandinavian Journal of Forest Research 33.5 (2018): 464-474, 10.1080/02827581.2018.1457711

Van der Gaast et al., 2018 W. van der Gaast, R. Sikkema, M. Vohrer. **The contribution of forest carbon credit projects to addressing the climate change challenge**. Climate Policy 18.1 (2018), pp. 42-48, [10.1080/14693062.2016.1242056](https://doi.org/10.1080/14693062.2016.1242056)

Villegas et al., 2009 Z. Villegas, M. Peña-Claros, B. Mostacedo, A. Alarcón, J.C. Licona, C. Leño, ... U. Choque. **Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest**. Forest ecology and management 258.6 (2009), 971-977, 10.1016/j.foreco.2008.10.031

Weiner, 1988 J. Weiner. **Variation in the performance of individuals in plant populations**. In: Symposium of the British Ecological Society. 1988.

Weiner, 1990 J. Weiner. **Asymmetric competition in plant populations**. Trends in ecology & evolution 5.11 (1990), 360-364, 10.1016/0169-5347(90)90095-U

Wimberly and Bare, 1996 M.C. Wimberly, B.B. Bare. **Distance-dependent and distance-independent models of Douglas-fir and western hemlock basal area growth following silvicultural treatment**. Forest Ecology and Management 89.1-3 (1996), pp. 1-11, [10.1016/S0378-1127\(96\)03870-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03870-4)

Zahabu et al., 2015 E. Zahabu, T. Raphael, S.A.O. Chamshama, S. Iddi, R.E. Malimbwi. **Effect of spacing regimes on growth, yield, and wood properties of Tectona grandis at Longuza Forest Plantation, Tanzania**. International Journal of Forestry Research 2015 (2015), 10.1155/2015/469760

Zambrano et al., 2014 J. Zambrano, R. Coates, H.F. Howe. **Effects of forest fragmentation on the recruitment success of the tropical tree Poulsonia armata at Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico**. Journal of Tropical Ecology 30.3 (2014): 209-218. [10.1017/S0266467414000108](https://doi.org/10.1017/S0266467414000108)

Zanne et al., 2009 A.E. Zanne, G. Lopez-Gonzalez, D.A. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S.L. Lewis, S. L., ... J. Chave. **Global wood density database**, (2009).

Supplementary information

Figures and Tables

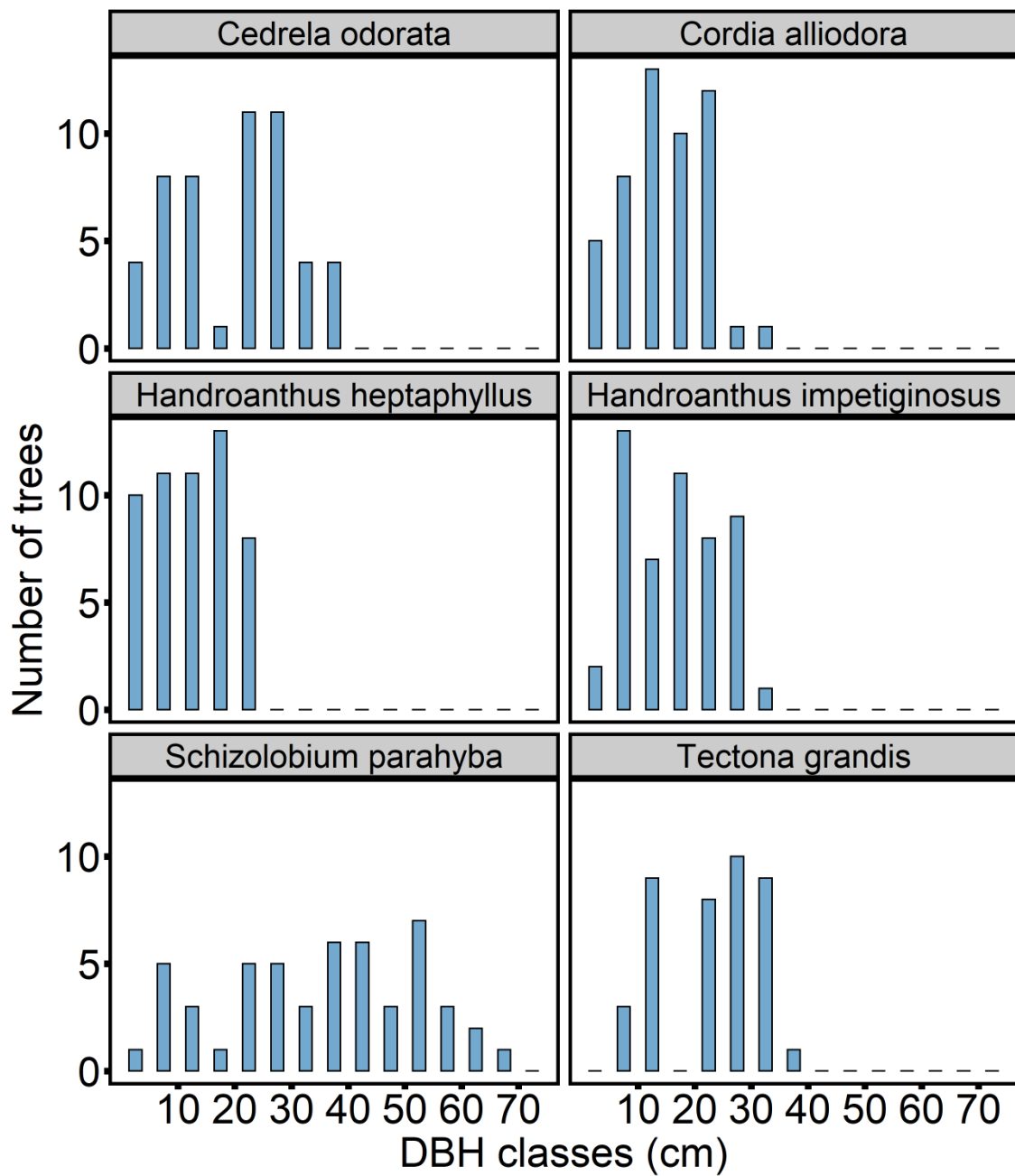


Figure S1: Distribution per species of focal trees in size classes, by species, sampled in a restored area in the Brazilian Amazon.

Table S1: Estimates e p-values from the multi-model average results for each specie and variable (volume – vol; and carbon stock – carbon). Cells empty represents results in which the variable were not select and thus has no effect. Cells filled with orange represent significative positive effects, while cell filled with green represents significative negative effects.

Species	Var	IC 1		G_dist		G_dist_G		N comp		% plantio	
		Est	p-value	Est	p-value	Est	p-value	Est	p-value	Est	p-value
<i>Cedrela odorata</i> L.	Vol	1.39	0.001	0.41	0.001	-0.05	0.812			0.37	0.015
	Carbon	0.05	0.001	0.05	0.001	-0.03	0.023			0.00	0.925
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Cham.	Vol	0.37	0.055	0.87	0.009	-1.38	0.001	-0.13	0.427	0.16	0.297
	Carbon	0.54	0.012	1.19	0.332	-1.36	0.001			0.22	0.141
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart ex DC.) Mattos	Vol	0.92	0.001	0.76	0.001	-0.37	0.057			0.42	0.001
	Carbon	1.11	0.001	0.78	0.001	-0.29	0.203			0.50	0.001
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Vol	1.62	0.001	0.89	0.001	-0.37	0.309			0.51	0.001
	Carbon	1.91	0.001	0.99	0.001	-0.33	0.416			0.62	0.001
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	Vol	1.10	0.001	0.17	0.026	-0.29	0.011			0.36	0.023
	Carbon	1.20	0.001	0.20	0.040	-0.33	0.018			0.20	0.321
<i>Tectona grandis</i> L.f.	Vol	0.92	0.001	0.90	0.001	-0.49	0.002			0.44	0.047
	Carbon	0.78	0.001	1.06	0.001	-0.61	0.001			0.31	0.088

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta pesquisa contribui para alcançar metas de restauração bem-sucedidas através da construção de conhecimento técnico e científico sobre os efeitos da competição na produção de duas potenciais fontes de receita: volume de madeira e estoque de carbono. A compreensão de tais efeitos traz bases para o manejo de áreas restauradas e pode aumentar os ganhos financeiros. Encontrar soluções para a redução de custos é um grande obstáculo para os países investirem em restauração florestal em grande escala. Ressaltamos que as iniciativas de restauração devem ter um objetivo claro e serem adaptadas à realidade local. Embora ofereça pressupostos científicos sobre o manejo da competição com vistas a aumentar os ganhos, este trabalho não avalia os aspectos socioeconômicos dos cenários testados. Os próximos estudos podem ajudar a esclarecer qual via de investimento é mais lucrativa: comércio de créditos de carbono ou comercialização de madeira. Essas informações fomentam o desenvolvimento de abordagens diversificadas para a restauração (madeira, carbono, biodiversidade, cultural).