



# Recuperação da diversidade funcional ao longo da sucessão na Mata Atlântica: insights para restauração passiva e ativa na Bacia Hidrográfica do Rio Doce

## *Recovery of Functional Diversity along Successional Gradients in the Atlantic Forest: Insights for Passive and Active Restoration in the Rio Doce Hydrographic Basin*

Alex Josélio Pires Coelho<sup>1,2,3</sup>, Stella Mata<sup>4</sup>, Nathália Silva<sup>2,3</sup>; Talita Marques Zupo<sup>1</sup>; João Augusto Alves Meira-Neto<sup>2</sup>, Marinez Ferreira de Siqueira<sup>1,4,5</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Av. José Ruschi, 4, Centro, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, CEP: 29650-000, alexpires\_coelho@hotmail.com, Orcid: 0000-0002-5315-8616, marinez.siqueira1@gmail.com, Orcid: 0000-0002-6869-0293

<sup>2</sup> Universidade Federal de Viçosa – UFV - Campus UFV s/n, 36570-000, Viçosa, MG, Brasil. Departamento de Biologia Vegetal, j.meira@ufv.br, Orcid: 0000-0001-5953-3942

<sup>3</sup> Associação para Conservação da Biodiversidade – ProBiodiversa Brasil, Viçosa, Minas Gerais, Brasil, nathaliasilvajn@gmail.com, Orcid: 0000-0001-7924-6246

<sup>4</sup> Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (IP-JBRJ), Rua Pacheco Leão, 915, Jardim Botânico, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 22460-030. stella.mdlr@gmail.com. Orcid: 0000-0002-1178-5283

<sup>5</sup> Instituto Tecnológico Vale, (ITV), Rua Boaventura da Silva, 955, Nazaré, Belém, PA, Brasil, 66055-090 talita.zupo@gmail.com, Orcid: 0000-0001-5873-542X

### Resumo:

A restauração ecológica tem se consolidado como uma estratégia essencial para mitigar os efeitos das mudanças climáticas e conter a perda de biodiversidade. No entanto, ainda é necessário compreender como a diversidade funcional se recupera ao longo da sucessão e quais características conferem maior potencial funcional às áreas restauradas. Neste estudo, avaliamos a recuperação da diversidade funcional ao longo da sucessão na Mata Atlântica, com base em fragmentos da Bacia do Rio Doce classificados em quatro estágios sucessionais: inicial, médio, avançado e primário. Além disso, conduzimos uma análise descritiva do potencial funcional de uma área de restauração ativa implantada após o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (Minas Gerais). Foram considerados quatro traços funcionais das espécies arbóreas — densidade da madeira, comprimento da semente, comprimento do fruto e comprimento da folha — obtidos a partir de herbários virtuais e bancos de dados ecológicos. Calculamos quatro índices de diversidade funcional: riqueza (FRic), divergência (FDiv), dispersão (FDis) e regularidade funcional (FEve). Os resultados indicam que apenas a riqueza funcional variou significativamente entre os estágios sucessionais, sendo maior em florestas primárias, refletindo a ampliação do espaço funcional ao longo da sucessão. A lista de espécies utilizadas na área restaurada apresentou ampla variação nos traços funcionais, situando-se dentro da faixa observada para as florestas naturais e indicando um potencial funcional elevado do conjunto de espécies plantadas. Esses achados reforçam a importância de selecionar espécies com diversidade de traços funcionais e de incorporar métricas funcionais na avaliação da qualidade e planejamento da restauração ecológica.

**Palavras-chave:** Traços Funcionais. Sucessão Ecológica. Restauração Ecológica. Florestas Tropicais. Mata Atlântica. Regiões Altamente Impactadas.

### Abstract

\*Autor correspondente:  
alexpaires\_coelho@hotmail.com

Recebido: 07/07/2025  
Aceito: 28/10/2025

Ecosystem restoration has become an essential strategy to mitigate the effects of climate change and biodiversity loss, particularly in tropical biomes. However, it remains necessary to understand how functional diversity recovers along succession and which functional attributes confer greater restoration potential to actively restored areas. In this study, we evaluated the recovery of functional diversity along forest succession in the Atlantic Forest, based on forest fragments from the Rio Doce Basin classified into four successional stages: early, intermediate, advanced, and primary. In addition, we conducted a descriptive analysis of the functional potential of an actively restored area implemented after the Fundão dam collapse in Mariana, Minas Gerais, southeastern Brazil. We considered four continuous functional traits of tree species — wood density, seed length, fruit length, and leaf length — obtained from virtual herbaria and ecological databases. From these traits, we calculated four indices of functional diversity: Functional Richness (FRic), Functional Divergence (FDiv), Functional Dispersion (FDis), and Functional Evenness (FEve). Results showed that only Functional Richness varied significantly among successional stages, being higher in primary forests and reflecting the expansion of functional space along succession. The list of species used in the actively restored area exhibited a wide range of functional traits, falling within the range observed for naturally regenerating forests and indicating a high functional potential of the planted species pool. These findings highlight the importance of selecting species with diverse ecological traits and incorporating functional metrics into restoration planning and assessment, particularly in highly impacted regions such as the Rio Doce Basin.

**Keywords:** Functional traits. Ecological Succession. Ecological Restoration. Tropical Forests. Atlantic Forest. Highly Impacted Regions.

## INTRODUÇÃO

A restauração ecológica de ecossistemas tem emergido como uma estratégia essencial para mitigar os efeitos das mudanças climáticas e conter a crescente perda de biodiversidade em escala global (Organização das Nações Unidas [ONU], 2021; Von Holle et al., 2020). Em especial nas florestas tropicais, onde a degradação avança rapidamente, a restauração florestal representa uma oportunidade não apenas de recuperar cobertura vegetal, mas também de promover a recuperação da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas (Aubin et al., 2024; Carlucci et al., 2020; Gardon et al., 2020; Laughlin, 2014). De modo geral, as abordagens de

restauração podem ser classificadas como passiva ou ativa. A restauração passiva baseia-se na regeneração natural da vegetação após a remoção ou redução de pressões antrópicas, aproveitando a resiliência e os processos ecológicos ainda presentes no local (Coelho et al., 2022). Já a restauração ativa envolve intervenções diretas, como o plantio de espécies nativas, o enriquecimento florístico ou o manejo do solo, buscando acelerar ou direcionar a trajetória sucessional (Brancalion et al., 2020). Independentemente da abordagem, é fundamental garantir que as ações de restauração ecológica sejam ecologicamente eficazes e promovam comunidades funcionalmente diversas,

assegurando a manutenção dos processos ecológicos e da resiliência dos ecossistemas restaurados (Keller et al., 2023; Pichancourt et al., 2014).

Compreender os processos ecológicos que moldam a recuperação da vegetação é fundamental para avaliar a efetividade das estratégias de restauração ecológica. A sucessão florestal natural tende a ocorrer de forma gradual, iniciando-se com espécies pioneiras de crescimento rápido, geralmente com traços funcionais associados à colonização, rápida aquisição de recursos e tolerância a condições ambientais adversas, como alta luminosidade, e evoluindo para comunidades mais complexas, com espécies de maior longevidade e taxas de crescimento mais lentas, associadas a ambientes mais sombreados e estáveis (Craven et al., 2015; Poorter et al., 2021; Van Breugel et al., 2007; Wright et al., 2004). A restauração ecológica ativa, por outro lado, busca acelerar esse processo por meio do plantio de espécies nativas, frequentemente selecionadas com base na disponibilidade de mudas, no custo e no potencial de crescimento, nem sempre considerando sua relevância funcional para o ecossistema (Brancalion et al., 2018; Keller et al., 2023). Esse contraste entre a dinâmica natural e as práticas de restauração ecológica ativa pode levar a comunidades com padrões distintos de diversidade funcional, reforçando a necessidade de avaliações criteriosas quanto à composição e ao papel funcional das espécies utilizadas (Manhães et al., 2022).

A compreensão das diferenças entre os processos naturais de sucessão e as estratégias de restauração ecológica depende, em grande parte, da avaliação da diversidade funcional, uma dimensão da biodiversidade que descreve a variedade de traços funcionais das espécies que compõem uma comunidade (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008). Esses traços podem estar diretamente relacionados a processos ecológicos

como ciclagem de nutrientes, produtividade e resistência a distúrbios (Brancalion et al., 2018; Cadotte, 2017; Diaz & Cabido, 2001; Garnier et al., 2016). Ao longo da sucessão florestal, espera-se que a diversidade funcional se modifique, refletindo a transição entre estratégias ecológicas dominantes nos diferentes estágios (Bakr et al., 2024; Lohbeck et al., 2012; Poorter et al., 2021; Vitória et al., 2019; Warring et al., 2016). Embora esse padrão seja amplamente teorizado, ainda há carência de estudos empíricos que avaliem como os índices de diversidade funcional variam ao longo da sucessão ecológica e qual é o potencial funcional das áreas restauradas ativamente em relação às florestas em regeneração natural (Manhães et al., 2022; Standish et al., 2021; Werden et al., 2022).

Considerando essa relação entre sucessão, diversidade funcional e restauração ecológica, torna-se especialmente relevante aplicar essa abordagem ao contexto da Mata Atlântica, reconhecida mundialmente como um hotspot de biodiversidade (Myers et al. 2000). O bioma representa um dos mais biodiversos e ameaçados do planeta, caracterizado por altos níveis de endemismo, intensa fragmentação e um histórico de uso intensivo do solo (Lima et al., 2024; Myers et al., 2000; Rezende et al., 2018). Em função dessas pressões, é uma das regiões prioritárias para ações de restauração ecológica no Brasil (ONU, 2021; Rodrigues et al., 2009; Schimetzka et al., 2024), com metas ambiciosas estabelecidas por políticas públicas e compromissos internacionais (Ministério do Meio Ambiente, 2017; ONU, 2021). Compreender a efetividade das estratégias de restauração empregadas na Mata Atlântica, especialmente em termos de diversidade funcional, é essencial para assegurar que os esforços de restauração ecológica promovam florestas sustentáveis e resilientes (Brancalion et al., 2017; Laughlin, 2014).

Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a recuperação da diversidade

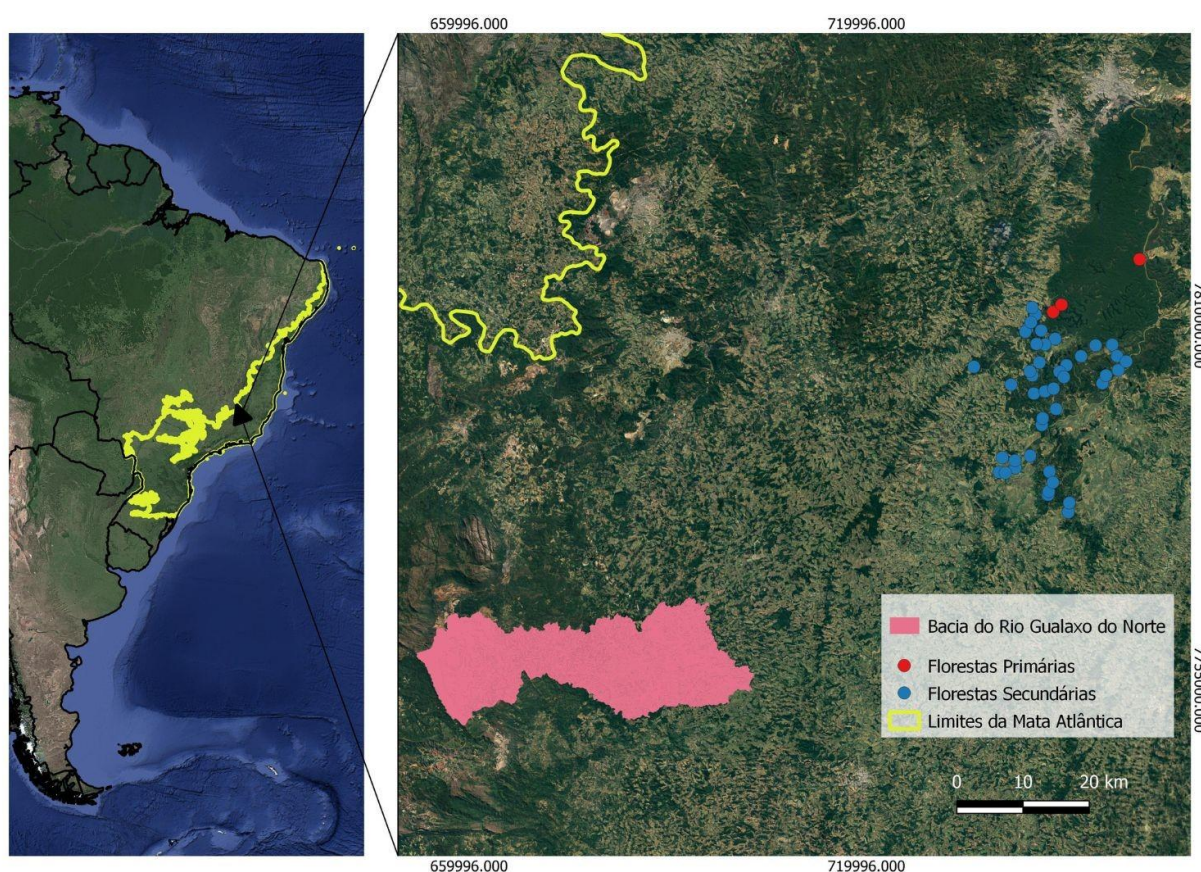
funcional ao longo da sucessão florestal na Mata Atlântica, tomando como referência fragmentos em diferentes estágios sucessionais na Bacia do Rio Doce. Além disso, o estudo apresenta uma análise descritiva do potencial funcional de uma área submetida à restauração ecológica ativa na Bacia Gualaxo do Norte, implantada após o rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG), como forma de ilustrar como o conjunto de espécies utilizadas no plantio se posiciona em relação ao gradiente sucessional observado nas florestas em regeneração natural. Ao adotar essa abordagem, buscamos gerar insights sobre a eficácia e as limitações das estratégias de restauração passiva e ativa para promover

comunidades ecologicamente funcionais, contribuindo para a consolidação de práticas de restauração mais integradas, sustentáveis e baseadas em evidências ecológicas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

Para este estudo, utilizamos duas fontes de dados complementares, com o objetivo de avaliar a recuperação da diversidade funcional ao longo da sucessão florestal na Mata Atlântica e, de forma descritiva, caracterizar o potencial funcional de uma área submetida à restauração ecológica ativa na Bacia do Rio Doce.



**Figura 1.** Mapa de localização das áreas de floresta em sucessão secundária, primária, e da Bacia do Rio Gualaxo do Norte.

A análise quantitativa da diversidade funcional baseou-se em dados publicados por Coelho et al. (2022), que abrangem florestas da Mata Atlântica localizadas na região média da Bacia do Rio Doce (Figura 1). No total, foram consideradas 38 áreas de florestas em regeneração

natural, anteriormente ocupadas por plantações de eucalipto, classificadas em quatro categorias sucessionais: inicial (23 fragmentos, entre 3 e 11 anos de sucessão), média (5 fragmentos, todos com 18 anos de sucessão), avançada (7 fragmentos, entre 28 e 32 anos de sucessão) e

primária (3 fragmentos, sem histórico de distúrbios e localizadas em áreas protegidas). Cada fragmento foi representado por uma parcela de 20 × 50 metros, onde foram registrados todos os indivíduos arbóreos com circunferência à altura do peito (CAP) superior a 15 cm. A identificação das espécies foi realizada ao nível específico, seguindo a classificação filogenética da Angiosperm Phylogeny Group versão IV (APG IV).

Complementarmente, foi utilizada a lista completa das espécies nativas plantadas nas áreas de restauração ecológica ativa conduzida pela Fundação Renova (Fundação Renova, 2020), como parte das ações de mitigação dos impactos causados pelo rompimento da barragem de Fundão, ocorrido em 2015 no município de

Mariana (MG), envolvendo as empresas Vale, Samarco e BHP Billiton. A bacia do Rio Gualaxo do Norte, uma sub-bacia localizada na porção superior da Bacia do Rio Doce, teve diversas áreas anteriormente ocupadas por pastagens, recuperadas por meio do plantio de espécies nativas da Mata Atlântica. A lista é composta por 44 espécies utilizadas nas áreas de restauração da bacia (ver Tabela 1) e foi analisada de forma descritiva, com o objetivo de caracterizar o potencial funcional teórico do conjunto de espécies empregadas na restauração ativa da região. Por não haver informações sobre abundância ou número de indivíduos plantados, essa área não foi considerada como unidade amostral e não integrou as análises estatísticas comparativas.

**Tabela 1.** Espécies utilizadas no plantio de Gualaxo do Norte e suas ocorrências nas áreas em sucessão natural consideradas neste estudo.

<i>Espécies</i>	<i>Inicial</i>	<i>Médio</i>	<i>Avançado</i>	<i>Primário</i>
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.				
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.				
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.			X	
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.				
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	X	X	X	
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.				
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X			
<i>Bixa orellana</i> L.				
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze				X
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze				X
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.				
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.			X	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.				
<i>Cordia superba</i> Cham.	X			
<i>Cordia trichoclada</i> DC.				
<i>Croton floribundus</i> Spreng.				
<i>Croton urucurana</i> Baill.	X	X		X
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.				X
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong				
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	X		X	
<i>Genipa americana</i> L.				
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.				
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos			X	X
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose				

<i>Hymenaea courbaril</i> L.			
<i>Inga marginata</i> Willd.			
<i>Inga vera</i> Willd.			X
<i>Joannesia princeps</i> Vell.			
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne			
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	X		X
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.			
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	X	X	X
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	X	X	X
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.			
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.			
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.			X
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.			
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake			
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi			
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby			X
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose			
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	X	X	
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal			X
<i>Zollernia modesta</i> A.M.Carvalho & Barneby			

## Traços funcionais

Para a caracterização funcional das espécies e da comunidade (áreas plantadas e em regeneração natural), foram selecionados quatro traços contínuos de relevância ecológica reconhecida: (1) Densidade da madeira - associada à estratégia de investimento estrutural, resistência hidráulica e mecânica, sendo também indicadora da longevidade e capacidade de estocagem de carbono (Box, 2019; Garnier et al., 2016); (2) Comprimento da semente e (3) comprimento do fruto: traços reprodutivos relacionados à dispersão, recrutamento e à limitação de regeneração em ambientes fragmentados (Garnier et al., 2016; Muller-Landau, 2010); e (4) Comprimento da folha: traço vegetativo que representa estratégias de aquisição de recursos e tolerância à sombra (Xu et al., 2009).

As mensurações de folhas, frutos e sementes foram obtidas a partir de imagens de exsiccatas disponíveis no SpeciesLink, utilizando-se a média de ao menos cinco indivíduos por

espécie para cada traço escolhido aleatoriamente. A densidade da madeira foi extraída do Global Wood Density Database (Zanne et al., 2009).

## Cálculo da diversidade funcional

A diversidade funcional foi estimada a partir dos índices propostos por Villéger et al. (2008) e Laliberté & Legendre (2010)., amplamente utilizados para descrever a ocupação e distribuição das espécies no espaço funcional multivariado. Foram calculados os seguintes índices: (1) FRic (Functional Richness – Riqueza funcional) - quantifica a amplitude total do espaço funcional ocupado pela comunidade, sem considerar a abundância das espécies, representando o volume funcional disponível; (2) FDiv (Functional Divergence – Divergência funcional) - mede o grau de afastamento das espécies em relação ao centro do espaço funcional, indicando a predominância de espécies com traços extremos; (3) FDis (Functional Dispersion – Dispersão funcional) - representa a

dispersão média das espécies em relação ao centroide da comunidade funcional, sendo sensível à diversidade de nichos; e (4) FEve (Functional Evenness – Uniformidade funcional) - avalia a regularidade da distribuição das espécies no espaço funcional, refletindo o grau de dominância funcional.

Os índices foram calculados com base apenas na ocorrência (presença/ausência) das espécies em cada área, desconsiderando a abundância relativa. Essa decisão metodológica teve o propósito de padronizar a base de comparação entre as florestas em regeneração natural e a área restaurada ativamente, uma vez que não havia dados de abundância nem de parcelas amostrais para o plantio em Gualaxo do Norte. Assim, a análise baseou-se exclusivamente na composição de espécies, permitindo uma comparação descritiva e coerente entre os conjuntos de dados.

Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2022). Os índices funcionais foram calculados com o pacote FD, utilizando a função dbFD com os traços previamente padronizados (Laliberté et al., 2014).

### **Análise estatística**

Para as áreas em regeneração natural foi testada a normalidade dos dados com o teste de Shapiro-Wilk. Como não foram observadas violações, os dados foram comparados entre os estágios sucessionais por meio de ANOVA de uma via, seguida por testes post hoc de Tukey com ajuste de significância para múltiplas comparações (*p.adjust*).

A área restaurada ativamente (Gualaxo do Norte) não foi incluída nas análises estatísticas, por se tratar de uma única observação, sem réplicas ou dados de abundância. Assim, seus valores de diversidade funcional foram utilizados apenas de forma descritiva e ilustrativa, para contextualizar o potencial funcional do conjunto de espécies plantadas em relação ao gradiente

succesional observado nas florestas em regeneração natural. Para fins de visualização, os valores referentes à área restaurada foram representados graficamente por uma linha pontilhada vermelha, permitindo sua comparação descritiva com as médias das categorias sucessionais.

## **RESULTADOS**

O estudo alcançou um total de 154 espécies registradas nas áreas em regeneração natural. Dentre as espécies utilizadas para plantio, 19 espécies foram encontradas nas áreas em regeneração natural, e somente 8 nas áreas primárias (Tabela 1).

A análise de FRic revelou diferenças significativas entre as categorias sucessionais (ANOVA,  $F = 4.29$ ,  $p = 0.011$ ,  $ges = 0.275$ ). Os valores médios de FRic aumentaram ao longo do gradiente sucessional, sendo significativamente maiores na vegetação primária em comparação com a vegetação inicial ( $p = 0.0055$ ) e avançada ( $p = 0.0468$ ). Para os demais índices — FDiv, FDis e FEve —, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre as categorias (ANOVA,  $p > 0.19$  em todos os casos).

Em geral, os resultados indicaram que apenas a riqueza funcional (FRic) se diferenciou claramente ao longo do gradiente de sucessão natural, refletindo maior ocupação do espaço funcional em florestas maduras. Os demais índices, relacionados à distribuição das espécies no espaço funcional, apresentaram baixa variação entre os estágios, sugerindo uma estrutura funcional relativamente estável mesmo em fragmentos jovens.

A lista de espécies plantadas na Bacia do Rio Gualaxo do Norte apresentou ampla variação nos traços funcionais medidos (Tabela 2). Apesar de não integrar as análises estatísticas, os valores

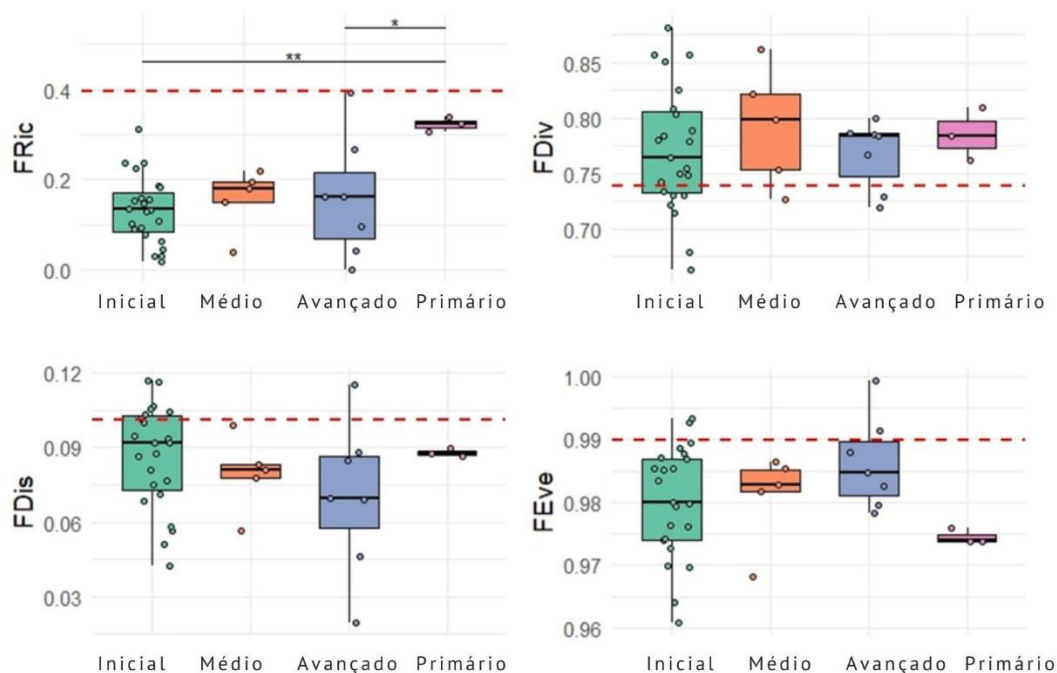
estimados para essa área situaram-se dentro da faixa observada nas florestas em regeneração natural, indicando um potencial funcional relativamente elevado do conjunto de espécies utilizado no plantio. Esses resultados devem ser interpretados de forma descritiva, refletindo a

diversidade funcional potencial teórica da restauração ecológica ativa e não a estrutura funcional efetiva da comunidade em campo (Figura 2).

**Tabela 2.** Lista de espécies usadas na restauração ecológica ativa da Bacia do Rio Gualaxo do Norte e suas características funcionais (valores médios).

<i>Espécie</i>	<i>Densidade da Madeira (g/cm³)</i>	<i>Comprimento da Semente (mm)</i>	<i>Comprimento do Fruto (mm)</i>	<i>Comprimento da folha (mm)</i>
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schldtl.	0.493	2	10	180
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	0.409	5	7	180
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0.47	5	11	81
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	0.785	12	250	145
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0.79	10	60	139
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	0.64	20	40	121
<i>Bixa orellana</i> L.	0.32	5	40	125
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	0.565	45	110	138
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	0.53	30	80	50
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0.55	35	100	322
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	0.643	12	15	101
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0.6	19	50	75
<i>Cordia superba</i> Cham.	0.485	15	30	113
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	0.49	15	30	228
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	0.408	5	20	147
<i>Croton urucurana</i> Baill.	0.41	4	6	132
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	0.75	10	80	100
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0.41	15	90	163
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	0.505	4	20	113
<i>Genipa americana</i> L.	0.62	12	150	328
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0.44	5	35	61
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	0.666	30	300	170
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	1.09	40	400	262
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0.787	30	170	52
<i>Inga marginata</i> Willd.	0.547	12	150	104
<i>Inga vera</i> Willd.	0.575	20	160	123
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	0.39	30	104	143
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	0.69	28	48	92
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0.852	60	300	104
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	0.73	4	30	72
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0.801	NA	NA	49
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	0.75	10	65	205
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	0.68	10	150	169
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	0.485	9	170	192
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	0.784	35	50	181

<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	0.68	12	30	110
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	0.358	30	160	249
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	0.645	4	5	148
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	0.582	10	130	182
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	0.68	6	120	119
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	0.28	5	110	140
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	0.28	2	14	179
<i>Zollernia modesta</i> A.M.Carvalho & Barneby	1.01	10	28	43



**Figura 2.** Índices de diversidade funcional calculados com base em quatro traços funcionais quantitativos (densidade da madeira, comprimento da semente, comprimento do fruto e comprimento da folha) para florestas em diferentes estágios sucessionais: Inicial (n = 23), Médio (n = 5), Avançado (n = 7) e Floresta Primária (n = 3). Os índices considerados foram: FRic (Functional Richness), FDiv (Functional Divergence), FDis (Functional Dispersion) e FEve (Functional Evenness). A linha vermelha tracejada representa os valores de diversidade funcional alcançado pela lista de espécies plantadas nas áreas em restauração na Bacia do Rio Gualaxo do Norte, utilizada como referência descritiva. Asteriscos indicam diferenças significativas entre grupos conforme testes post hoc de Tukey:  $p < 0,05$  (\*),  $p < 0,01$  (\*\*).

## DISCUSSÃO

Neste estudo, avaliamos a recuperação da diversidade funcional ao longo da sucessão florestal na Mata Atlântica, tomando como base fragmentos em diferentes estágios sucessionais na Bacia do Rio Doce e utilizando a área de restauração ecológica ativa de Gualaxo do Norte apenas como referência descritiva do potencial funcional do conjunto de espécies plantadas. Os resultados revelaram que apenas a riqueza funcional (FRic) apresentou variação significativa ao longo do gradiente sucessional,

sendo maior em florestas primárias, o que indica maior ocupação do espaço funcional em comunidades mais maduras. A análise descritiva da floresta plantada indicou valores intermediários a elevados para os índices de diversidade funcional, especialmente para FRic, sugerindo que o conjunto de espécies utilizadas no plantio possui um potencial funcional amplo, ainda que não represente necessariamente a estrutura ecológica estabelecida em campo. Essa observação reforça a utilidade de análises funcionais para avaliar o potencial teórico de programas de restauração ativa, especialmente em

regiões fortemente impactadas como a Bacia do Rio Doce.

A diferença significativa observada em FRic ao longo do gradiente de sucessão indica que a ocupação do espaço funcional se amplia com o tempo, sendo maximizada nas florestas primárias. Isso é consistente com a expectativa teórica de que, ao longo da sucessão, o acúmulo de espécies promove uma maior variedade de estratégias ecológicas, à medida que os nichos disponíveis se tornam mais regularmente ocupados, o que se reflete na ampliação do volume funcional (Bakr et al., 2024; Standish et al., 2021). No caso da área de restauração ecológica ativa de Gualaxo do Norte, o valor de FRic situou-se dentro da faixa observada para as florestas mais maduras, o que pode indicar que a seleção das espécies a serem plantadas atende a amplitude funcional presente em comunidades maduras. No entanto, essa interpretação deve ser entendida em termos de potencial funcional teórico, uma vez que os valores obtidos refletem a composição florística planejada e não a estrutura funcional efetivamente estabelecida no campo. Estudos recentes corroboram essa interpretação: Manhães et al. (2022) demonstraram que uma maior diversidade funcional está associada a uma recuperação funcional mais rápida e com maior aproximação em relação ao ecossistema de referência. Além disso, Werden et al. (2022) mostraram que estratégias de plantio total tendem a promover maior riqueza funcional em comparação à regeneração natural, o que destaca o papel das decisões de manejo e da seleção de espécies na definição da trajetória funcional dos sistemas em restauração.

Os índices FDiv, FDis e FEve não apresentaram diferenças significativas entre os estágios, o que sugere uma estrutura funcional mais homogênea ao longo do gradiente de sucessão. Esses índices, por dependerem da posição relativa e da regularidade das espécies no espaço funcional, são menos influenciados pela

presença de traços extremos e mais sensíveis à distribuição interna das espécies com traços similares (Villéger et al., 2008). A ausência de variação significativa pode indicar que, mesmo nas fases iniciais de sucessão, a seleção natural ou a dispersão de espécies já contribui para uma organização funcional minimamente estruturada (Lohbeck et al., 2012; Manhães et al., 2022; Werden et al., 2020). No caso das áreas restauradas ativamente em Gualaxo do Norte, os valores estimados para esses índices foram relativamente altos, ilustram um potencial funcional equilibrado e bem distribuído entre os traços das espécies utilizadas no plantio.

Avaliando em conjunto, os resultados evidenciam que a diversidade funcional tende a se ampliar ao longo da sucessão, refletindo o avanço estrutural e ecológico das comunidades florestais. Essa tendência sugere que programas de restauração ecológica ativa, quando bem planejados e com seleção funcionalmente diversa de espécies, podem favorecer trajetórias de recuperação mais alinhadas a padrões funcionais observados em florestas naturais (Díaz-García et al., 2020; Keller et al., 2023; Manhães et al., 2022). O destaque da riqueza funcional, principal resultado significativo, é particularmente relevante por se tratar de um atributo de fácil mensuração, que se correlaciona diretamente com a riqueza de espécies e com processos ecossistêmicos fundamentais, como a produção de biomassa e a fertilidade do solo (Coelho et al., 2024; Diaz & Cabido, 2001). Além disso, a riqueza funcional está fortemente associada à provisão de serviços ecossistêmicos de grande importância, inclusive para projetos de restauração, incluindo a produção de madeira, a purificação da água, a polinização, a regulação de pragas, a recuperação da fauna e serviços culturais (Díaz-García et al., 2020; Harrison et al., 2014), reforçando seu valor como métrica-chave para orientar ações de restauração ecológica.

A amplitude de variação observada entre os traços funcionais das espécies plantadas reflete um conjunto de estratégias ecológicas complementares, com potencial para favorecer múltiplos processos ecossistêmicos durante a restauração. A ampla variação na densidade da madeira, por exemplo, indica a presença de espécies tanto de crescimento rápido quanto de alta longevidade, o que pode equilibrar produtividade inicial e estabilidade estrutural do sistema (Meira-Neto et al., 2019). A diversidade no tamanho de sementes e frutos sugere a coexistência de espécies com diferentes modos e alcances de dispersão, o que tende a ampliar a colonização secundária e a recuperação da fauna dispersora (Coelho et al., 2022). Já a variação no comprimento das folhas representa diferentes estratégias de aquisição e uso de recursos, o que contribui para o uso mais eficiente da luz e dos nutrientes ao longo da sucessão (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Essas amplitudes de traços reforçam o papel do plantio como um banco funcional de espécies, capaz de sustentar processos ecológicos distintos e complementares, aspecto fundamental para o sucesso de programas de restauração na Mata Atlântica.

Contudo, é importante ressaltar que esses resultados se referem ao potencial funcional das espécies plantadas, e não necessariamente à sua sobrevivência, abundância relativa ou desempenho funcional no campo. A efetividade funcional da restauração depende também da implementação, da manutenção e da resposta da comunidade às pressões ambientais (Brancalion et al., 2017, 2018; Pichancourt et al., 2014; Rodrigues et al., 2009; Wortley et al., 2013). Assim, estudos de longo prazo que incorporem variáveis de abundância e processos ecológicos são fundamentais para validar essas interpretações.

## CONCLUSÕES

Em síntese, os resultados indicam que a diversidade funcional tende a se ampliar ao longo da sucessão florestal, refletindo o avanço da complexidade ecológica das comunidades. A análise descritiva da área restaurada ativamente em Gualaxo do Norte revelou valores relativamente elevados de diversidade funcional, indicando que o conjunto de espécies selecionadas para o plantio possui um potencial funcional relevante para favorecer trajetórias ecológicas mais diversas e equilibradas. Esses achados reforçam a importância de uma seleção criteriosa de espécies no planejamento da restauração ecológica, incorporando traços funcionais que promovam a resiliência, estabilidade e complementaridade ecológica. Além disso, destacam o valor da abordagem funcional como ferramenta complementar às avaliações tradicionais de riqueza taxonômica, contribuindo para a construção de florestas mais funcionais, sustentáveis e adaptadas às mudanças globais.

## REFERÊNCIAS

- Aubin, I., Deschênes, É., Santala, K. R., Emilson, E. J. S., Schoonmaker, A. L., McIntosh, A. C. S., Bourgeois, B., Cardou, F., Dupuch, A., Handa, I. T., Lapointe, M., Lavigne, J., Maheu, A., Nadeau, S., Naeth, M. A., Neilson, E. W., & Wiebe, P. A. (2024). Restoring forest ecosystem services through trait-based ecology. *Environmental Reviews*, er-2023-0130. <https://doi.org/10.1139/er-2023-0130>
- Bakr, J., Kompala-Baba, A., Bierza, W., Chmura, D., Hutniczak, A., Błońska, A., Nowak, T., Magurno, F., Jagodziński, A. M., & Woźniak, G. (2024). Taxonomic and functional diversity along successional stages on post-coalmine spoil heaps. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1412631. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1412631>
- Box, E. O. (2019). Form and character diversity of potential world vegetation. *Flora*, 254, 203–221. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2019.03.001>

- Brancalion, P. H. S., N. T. Amazonas, R. L. Chazdon, J. van Melis, R. R. Rodrigues, C. C. Silva, T. B. Sorrini, & Holl, K. D. (2020). Exotic eucalypts: From demonized trees to allies of tropical forest restoration? *Journal of Applied Ecology*, 57:55–66. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13513>
- Brancalion, P. H. S., Bello, C., Chazdon, R. L., Galetti, M., Jordano, P., Lima, R. A. F., Medina, A., Pizo, M. A., & Reid, J. L. (2018). Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests. *Conservation Letters*, 11(4), e12454. <https://doi.org/10.1111/conl.12454>
- Brancalion, P. H. S., Lamb, D., Ceccon, E., Boucher, D., Herbohn, J., Strassburg, B., & Edwards, D. P. (2017). Using markets to leverage investment in forest and landscape restoration in the tropics. *Forest Policy and Economics*, 85, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.08.009>
- Cadotte, M. W. (2017). Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. *Ecology Letters*, 20(8), 989–996. <https://doi.org/10.1111/ele.12796>
- Carlucci, M. B., Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Loyola, R., & Cianciaruso, M. V. (2020). Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28(6), 1372–1383. <https://doi.org/10.1111/rec.13279>
- Coelho, A. J. P., Teixeira, H. M., Verweij, P., Matos, F. A. R., Villa, P. M., & Meira-Neto, J. A. A. (2024). Functional richness mediates landscape and management effects on tree biomass and soil fertility during secondary forest succession. *Ecological Indicators*, 162, 112029. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112029>
- Coelho, A. J. P., Villa, P. M., Matos, F. A. R., Heringer, G., Bueno, M. L., de Paula Almado, R., & Meira-Neto, J. A. A. (2022). Atlantic Forest recovery after long-term eucalyptus plantations: The role of zoochoric and shade-tolerant tree species on carbon stock. *Forest Ecology and Management*, 503, 119789. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119789>
- Craven, D., Hall, J. S., Berlyn, G. P., Ashton, M. S., & Van Breugel, M. (2015). Changing gears during succession: Shifting functional strategies in young tropical secondary forests. *Oecologia*, 179(1), 293–305. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3339-x>
- Diaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 646–655. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)
- Díaz-García, J. M., López-Barrera, F., Pineda, E., Toledo-Aceves, T., & Andresen, E. (2020). Comparing the success of active and passive restoration in a tropical cloud forest landscape: A multi-taxa fauna approach. *PLOS ONE*, 15(11), e0242020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0242020>
- Fundação Renova. (2020) *Relatório de oportunidades de restauração na bacia hidrográfica do rio Gualaxo do Norte, Minas Gerais, Brasil: resultados da aplicação da ROAM*. Coordenação: Mariana Oliveira, Vitor Herméto Coutinho Campos. São Paulo: WRI Brasil; Fundação Renova.
- Gardon, F. R., Santos, R. F. D., & Rodrigues, R. R. (2020). Brazil's forest restoration, biomass and carbon stocks: A critical review of the knowledge gaps. *Forest Ecology and Management*, 462, 117972. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117972>
- Garnier, E., Navas, M.-L., & Grigulis, K. (2016). *Plant Functional Diversity Organism traits, community structure, and ecosystem properties*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198757368.001.0001>
- Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L., & Turkelboom, F. (2014).

- Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>
- Keller, N., Niklaus, P. A., Ghazoul, J., Marfil, T., Godoong, E., & Philipson, C. D. (2023). Biodiversity consequences of long-term active forest restoration in selectively-logged tropical rainforests. *Forest Ecology and Management*, 549, 121414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121414>
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., Legendre, P., & Shipley, B. (2014). *FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology* (Versão R package version 1.0-12.1) [Software]. <https://cran.r-project.org/package=FD>
- Laughlin, D. C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters*, 17(7), 771–784. <https://doi.org/10.1111/ele.12288>
- Lima, R. A. F., Dauby, G., De Gasper, A. L., Fernandez, E. P., Vibrans, A. C., Oliveira, A. A. D., Prado, P. I., Souza, V. C., F. De Siqueira, M., & Ter Steege, H. (2024). Comprehensive conservation assessments reveal high extinction risks across Atlantic Forest trees. *Science*, 383(6679), 219–225. <https://doi.org/10.1126/science.abq5099>
- Lohbeck, M., Poorter, L., Paz, H., Pla, L., Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., & Bongers, F. (2012). Functional diversity changes during tropical forest succession. Perspectives in Plant Ecology. *Evolution and Systematics*, 14(2), 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.002>
- Manhães, A. P., Mazzochini, G. G., Marinho, F., Ganade, G., & Carvalho, A. R. (2022). Loss of plant cover mediates the negative effect of anthropogenic disturbance on the multifunctionality of a dryland. *Applied Vegetation Science*, 25(1), e12636. <https://doi.org/10.1111/avsc.12636>
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Meira-Neto, J. A. A., H. M. Nunes Cândido, Â. Miazaki, V. Pontara, M. L. Bueno, R. Solar, & Gastauer, M. (2019). Drivers of the growth–survival trade-off in a tropical forest. *Journal of Vegetation Science*, 30, 1184–1194.
- Ministério do Meio Ambiente. (2017). *PLANAVEG - Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa*. MMA.
- Muller-Landau, H. C. (2010). The tolerance–fecundity trade-off and the maintenance of diversity in seed size. *PNAS*, 107(9), 4242–4247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0911637107>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Organização das Nações Unidas. (2021). *Plano de Ação da Década da Restauração de Ecossistemas na América Latina e no Caribe*. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. ONU. <https://www.unep.org/pt-br/resources/politica-y-estrategia/plano-de-acao-da-decada-da-restauracao-de-ecossistemas-na-america>
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P. B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., de Vos, A. C., Buchmann, N., ... Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardized measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*,

61(3), 167–234.

<https://doi.org/10.1071/BT12225>

Pichancourt, J., Firn, J., Chadès, I., & Martin, T. G. (2014). Growing biodiverse carbon-rich forests. *Global Change Biology*, 20(2), 382–393. <https://doi.org/10.1111/gcb.12345>

Poorter, L., Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Almeida, J. S., Álvarez, F. S., Andrade, J. L., Arreola-Villa, L. F., Becknell, J. M., Bhaskar, R., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E., César, R. G., Chave, J., Craven, D., Almeida, A., Coster, A., Duque, A., Duran, S. M., ... Espírito-Santo, F. D. B. (2021). Functional recovery of secondary tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(49), e2003405118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2003405118>.

R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing* [Software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>

Schimetka, L. R., Ruggiero, P. G. C., Carvalho, R. L., Behagel, J., Metzger, J. P., Nascimento, N., Chaves, R. B., Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., & Krainovic, P. M. (2024). Costs and benefits of restoration are still poorly quantified: Evidence from a systematic literature review on the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 32(5), e14161. <https://doi.org/10.1111/rec.14161>

Standish, R. J., Gove, A. D., Grigg, A. H., & Daws, M. I. (2021). Beyond species richness and community composition: Using plant functional diversity to measure restoration success in jarrah forest. *Applied Vegetation Science*, 24(3), e12607. <https://doi.org/10.1111/avsc.12607>

Van Breugel, M., Bongers, F., & Martínez-Ramos, M. (2007). Species Dynamics During Early Secondary Forest Succession: Recruitment, Mortality and Species Turnover. *Biotropica*, 39(5), 610–619. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00316.x>

Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

Vitória, A. P., Alves, L. F., & Santiago, L. S. (2019). Atlantic forest and leaf traits: An overview. *Trees*, 33, 1535–1547. <https://doi.org/10.1007/s00468-019-01864-z>

Von Holle, B., Yelenik, S., & Gornish, E. S. (2020). Restoration at the landscape scale as a means of mitigation and adaptation to climate change. *Current Landscape Ecology Reports*, 5(3), 85–97. <https://doi.org/10.1007/s40823-020-00056-7>

Warring, B., Cardoso, F. C. G., Marques, M. C. M., & Varassin, I. G. (2016). Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. *Rodriguésia*, 67(2), 321–333. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201667204>

Werden, L. K., Calderón-Morales, E., Alvarado J., P., Gutiérrez L., M., Nedveck, D. A., & Powers, J. S. (2020). Using large-scale tropical dry forest restoration to test successional theory. *Ecological Applications*, 30(6), e02116. <https://doi.org/10.1002/eap.2116>

Werden, L. K., Zarges, S., Holl, K. D., Oliver, C. L., Oviedo-Brenes, F., Rosales, J. A., & Zahawi, R. A. (2022). Assisted restoration interventions drive functional recovery of tropical wet forest

tree communities. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 935011.

<https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.935011>

Wortley, L., Hero, J., & Howes, M. (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537–543.

<https://doi.org/10.1111/rec.12028>

Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B. B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., ... Navas, M.-L. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428, 821–827.

<https://doi.org/10.1038/nature02403>

Xu, F., Guo, W., Xu, W., Wei, Y., & Wang, R. (2009). Leaf morphology correlates with water and light availability: What consequences for simple and compound leaves? *Progress in Natural Science*, 19(12), 1789–1798.

<https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2009.10.001>

Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L., Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann, M.C., & Chave, J. (2009). *Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum*. Dryad.

<https://doi.org/10.5061/dryad.234>