

BOLETIM DO MUSEU DE BIOLOGIA MELLO LEITÃO

SÉRIE INMA

V. 2, Nº 1, JUNHO 2025

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE

Biodiversidade, clima, restauração e
conservação da Mata Atlântica

Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão

Série INMA



IMAGEM DA CAPA

Lagoa da Barra, ao sul do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais.

Foto cedida pela gestão do PERD em novembro de 2025.

Foto: Carla Patrícia de Souza (2024).

Editores temáticos

Marinez Ferreira de Siqueira

Stella Mata de Lara Rocha

Kele Rocha Firmiano

Guilherme Sanches Corrêa do Nascimento

Comissão Editorial

Taís Rizzo Moreira

Thiago Mafra Batista

Editora-chefe

Juliana Lazzarotto Freitas



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÃO



Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
Instituto Nacional da Mata Atlântica

**Boletim do Museu de Biologia
Mello Leitão**

Série INMA

ENDEREÇO PARA CORRESPONDÊNCIA

Instituto Nacional da Mata Atlântica

Av. José Ruschi, 4

Santa Teresa – ES - Brasil

29650-000

Telefone: 55-27-3259-1182

E-mail: boletim@inma.gov.br

WEBSITE DA REVISTA

<https://editora.inma.gov.br/mbml>

É permitida a reprodução parcial ou total dos artigos, desde que sejam devidamente creditados os autores e o Boletim, e que não haja finalidade promocional ou comercial. As opiniões e considerações expressas nos artigos são de exclusiva responsabilidade de seus autores e não refletem, necessariamente, a posição dos editores ou do Instituto Nacional da Mata Atlântica.

O Boletim adota a licença CC BY-NC 4.0.

Dados Internacionais de Catalogação da Publicação (CIP)

Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão. Série INMA, 2025. – Santa Teresa: INMA, 2025.
v. 2 n. 1., v. il.

Irregular: 1949 – 1985

Interrompido: 1986 – 1991

Trimestral: 1992 – 2018

Interrompido: 2019 – 2023

Títulos anteriores: Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série atos administrativos 1949; Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série proteção da natureza 1949-1982; Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série biologia 1949-1984; Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série botânica 1950-1985; Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série zoologia 1951-1984; Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série antropologia 1953; Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série divulgação 1960-1984; Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, série geologia 1978; Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, nova série 1992-2018.

ISSN: 2318-9444 (online) 0103-9121 (Impresso)

1. Mata Atlântica. 2. Conservação da natureza - proteção ambiental. 3. Biologia. 4. Gestão ambiental. I. Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (MBML). II. Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA).

Bibliotecário responsável Rene Faustino Gabriel Junior / CRB10-002775

© Direitos de Cópia/Copyright 2025 por/by MCTI/Instituto Nacional da Mata Atlântica

BREVE HISTÓRICO

O “Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão” foi editado por Augusto Ruschi de 1949 a 1985, composto pelas seguintes séries: Série Atos Administrativos, Série Proteção da Natureza, Série Biologia, Série Botânica, Série Zoologia, Série Antropologia, Série Divulgação e Série Geologia.

Com o falecimento de A. Ruschi em 1986, a edição do Boletim foi interrompida e retomada em 1992, em série única, com o nome de “Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão - Nova Série”, publicada até 2018.

Em 2014, o Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (MBML) foi incorporado, por Lei, ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI), dando origem ao Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA).

A efetiva integração do INMA ao Ministério se deu a partir de 2016, com a publicação do Decreto que regulamentou a Lei, e a publicação, em 2017, da Portaria instituindo o Regimento Interno do INMA.

No ano de 2021, o Conselho Técnico Científico do INMA (CTC/INMA) aprovou a retomada da edição do periódico, com o nome de “Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão - Série INMA”, alinhado à missão do Instituto, conforme diretrizes,

linha editorial e normas que são apresentadas a seguir.

SOBRE O BOLETIM

O Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão – Série INMA (Boletim MBML/INMA) é um periódico editado pelo Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), dedicado à divulgação de conteúdos que contribuam para o conhecimento, a conservação e o uso sustentável da Mata Atlântica brasileira. Publica artigos redigidos em linguagem acessível ao público técnico-científico, visando fortalecer a síntese do conhecimento e apoiar a gestão desse bioma.

ESCOPO E POLÍTICA EDITORIAL

Tendo como foco de sua abordagem o conhecimento científico, o Boletim procura alcançar um público além da comunidade acadêmica, buscando publicar artigos que contribuam para o enriquecimento técnico/científico de profissionais que atuam na gestão da biodiversidade e de outros temas relacionados ao bioma Mata Atlântica.

O Boletim MBML/INMA, portanto, atua como um canal de síntese do conhecimento científico sobre a Mata Atlântica, de acordo com linhas temáticas

priorizadas pelo Conselho Editorial do INMA, proporcionando à sociedade informações relevantes em diferentes temáticas relacionadas à Mata Atlântica. O conteúdo do Boletim MBML/INMA é organizado em números temáticos, aprovados pelo Conselho Editorial do INMA, com base em proposta apresentada pelo editor-chefe do Boletim ou pelos demais membros do Conselho. Após aprovação do tema, o editor-chefe convida um ou mais editores temáticos, com amplo conhecimento sobre o tema, para a organização daquele número.

A composição dos artigos do Boletim é feita, majoritariamente, por autores convidados pela Comissão Editorial do Boletim, por sugestão do(s) Editor(es) Temático(s), respeitando-se a notória qualificação técnico/científica dos autores convidados. Cada número do Boletim poderá ser composto integralmente por artigos de autores convidados ou complementado por artigos submetidos por outros autores mediante chamada pública dentro da temática do número considerado.

Todos os manuscritos submetidos, sejam por autores convidados ou chamada pública, serão pré-avaliados pelo editor-chefe quanto à adequação às normas do Boletim. O manuscrito com submissão aceita é enviado ao(s) Editor(es) Temático(s) que avaliarão a adequação do manuscrito ao escopo da revista e farão uma avaliação de caráter

abrangente da efetiva contribuição do trabalho para o número temático. Se pertinente, o manuscrito será submetido a, pelo menos, dois revisores ad hoc. Com base nos pareceres dos revisores e da sua própria análise, o(s) Editor(es) Temático(s) recomenda(m) as adequações, o aceite ou a rejeição do manuscrito.

Compete ao Editor Chefe emitir o parecer final, fundamentado nos pareceres do(s) Editor(s) Temático(s) e dos revisores ad hoc. Os nomes de autores não serão mantidos em sigilo para os revisores ad hoc ou vice/versa. Apenas serão mantidos em sigilo os nomes dos revisores ad hoc que recomendarem a recusa de um determinado manuscrito.

Os conceitos emitidos nos manuscritos são de exclusiva responsabilidade dos autores, não refletindo, necessariamente, a opinião da Comissão Editorial do Boletim MBML/INMA ou do Instituto Nacional da Mata Atlântica.

BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE: BIODIVERSIDADE, CLIMA, RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA

Editorial

Marinez Ferreira de Siqueira, Stella Mata, Kele Rocha Firmiano 11

ARTIGOS

Caracterização climática presente e futura da Bacia Hidrográfica do Rio Doce

Marinez Ferreira de Siqueira, Daphne Spier, Bruno Moreira Carvalho, Stella Mata, Kele Rocha Firmiano 13

Mudanças no uso e ocupação da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Doce: desafios para conservação e restauração

Kele Rocha Firmiano, Danielle Oliveira Moreira, Bruno Moreira Carvalho, Marinez Ferreira de Siqueira 27

Impactos das mudanças climáticas sobre as espécies vegetais utilizadas na restauração da Bacia Hidrográfica do Rio Doce

Alan Gerhardt Braz, Danielle de Oliveira Moreira, Daphne Spier, Marinez Ferreira de Siqueira 43

Riqueza, diversidade e conservação da flora nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Doce

Stella Mata, Danielle Oliveira Moreira, Natalia Costa Soares, Sara Ribeiro Mortara, Talita Marques Zupo, Marinez Ferreira de Siqueira 63

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

Alex Josélio Pires Coelho, Stella Mata, Nathália Silva, Alan Braz, João Augusto Alves Meira-Neto, Marinez Ferreira de Siqueira 79



Edição Especial: Bacia Hidrográfica do Rio Doce

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) abriga uma das maiores biodiversidades do Brasil, mas também reflete séculos de impactos humanos — mineração, agricultura, silvicultura e urbanização — que fragmentaram sua paisagem e reduziram a cobertura de vegetação nativa. O rompimento da barragem de Fundão, em 2015, somou-se a esse histórico, aumentando a vulnerabilidade ambiental e social da região. Ainda assim, a bacia é também um território de reconstrução, aprendizado e esperança.

Esta edição especial do Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão – Série INMA dedica-se a olhar para esta região como um espaço de transformação, reunindo estudos que integram clima, biodiversidade, uso da terra e processos de restauração ecológica.

A caracterização climática presente e futura da bacia revela tendências de aquecimento e redução das chuvas, com aumento de eventos extremos. Esses cenários impõem desafios à seleção de espécies e ao planejamento da restauração, tornando essencial a adoção de estratégias que incorporem o clima como um dos eixos associados às decisões ambientais.

As mudanças no uso e ocupação do solo nas últimas décadas — marcadas pela expansão agrícola, pela silvicultura e pela mineração — intensificaram a fragmentação da paisagem e a perda de conectividade entre os remanescentes florestais. A restauração ecológica, nesse contexto, surge como ferramenta fundamental para recompor a integridade ambiental e os serviços ecossistêmicos da bacia.

O levantamento da flora nativa da BHRD registra mais de 1.500 espécies arbóreas e arbustivas, incluindo espécies raras e endêmicas

da Mata Atlântica. Esses dados reforçam a relevância biológica da região e a necessidade de ampliar inventários, coletas e avaliações de risco de extinção para embasar ações de conservação e restauração.

A análise dos impactos das mudanças climáticas sobre 174 espécies utilizadas em restauração indica que diferentes regiões da bacia responderão de forma desigual aos cenários futuros, com áreas mais ou menos adequadas à persistência das espécies. A integração entre modelagem climática e seleção de espécies permite definir combinações mais resilientes e eficientes para o futuro da restauração.

Por fim, a investigação sobre a diversidade funcional das comunidades vegetais na BHRD parte do pressuposto de que restaurar não é apenas recuperar a cobertura florestal, mas restabelecer processos ecológicos. Áreas em sucessão natural ampliam gradualmente o espaço funcional das comunidades, enquanto restaurações ativas bem planejadas podem atingir níveis equivalentes de diversidade funcional, especialmente quando guiadas por critérios ecológicos.

Desta forma, os estudos reunidos nesta edição formam uma síntese científica que une conhecimento e ação. Restaurar o Rio Doce é um desafio de longo prazo que exige cooperação entre instituições, diálogo com as comunidades e compromisso ético com o futuro. Que esta edição inspire novos caminhos e cuidados na reconstrução da Mata Atlântica na Bacia do Rio Doce.

Marinez Ferreira de Siqueira
Stella Mata de Lara Rocha
Kele Rocha Firminiano



BOLETIM DO
MUSEU DE BIOLOGIA
MELLO LEITÃO
SÉRIE INMA



Caracterização climática presente e futura da Bacia Hidrográfica do Rio Doce

Climatic Characterization of the Present and Future of the Doce River Basin

Marinez Ferreira de Siqueira^{1,2,4*}, Daphne Spier², Bruno Moreira Carvalho², Stella Mata¹, Kele Rocha Firmiano³

¹ Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (IP-JBRJ), Rua Pacheco Leão, 915, Jardim Botânico, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 22460-030.
marinez.siqueira1@gmail.com, Orcid: 0000-0002-6869-0293, stella.mdlr@gmail.com. Orcid: 0000-0002-1178-5283

² Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Av. José Ruschi, 4, Centro, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, CEP: 29650-000,
brunomc.eco@gmail.com, Orcid: 0000-0002-0009-5770, daphnespier@gmail.com, Orcid: 0000-0003-4253-2171

³ Rocha Firmiano Serviços Socioambientais Ltda, Rua Pitangui, 732, bairro Lagoinha, Belo Horizonte MG. Cep 31110-422

⁴ Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Biologia. R. Marquês de São Vicente, 225 - Gávea, Rio de Janeiro - RJ, 22451-900.

*autor correspondente:
marinez@jbrj.gov.br

Recebido: 25/08/2025
Aceito: 23/10/2025

Resumo

As mudanças climáticas globais e os impactos locais de grandes empreendimentos, como o rompimento da barragem de Fundão em 2015, representam ameaças significativas à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). A restauração ecológica na bacia requer o entendimento das dinâmicas climáticas atuais e futuras, fundamentais para a seleção de espécies, monitoramento e planejamento de ações adaptativas. Neste estudo, foi realizada a caracterização climática presente e futura da BHRD, com o objetivo de identificar os modelos de circulação geral (GCMs) que melhor se ajustam às condições climáticas observadas da bacia, de forma a subsidiar a geração de modelos de nicho ecológico com maior precisão e acurácia. Foram analisados dados históricos de 21 estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e de oito GCMs. As análises estatísticas indicaram que os modelos MPI, MRI e CNRM apresentaram maior correlação com os dados observados. Dentre esses, o modelo MPI foi selecionado por apresentar o melhor ajuste. A partir deste GCM foram projetadas as mudanças climáticas previstas para os cenários SSP1-2.6 (otimista), SSP3-7.0 (intermediário) e SSP5-8.5 (pessimista), revelando aumentos de temperatura média entre +1 °C e +3 °C nas regiões norte e oeste da bacia, além de reduções de até 150 mm/ano na precipitação nas áreas centrais e norte projetadas para 2041-2070. Estes padrões projetados de mudança climática reforçam a necessidade de integrar variáveis climáticas nas estratégias de restauração ecológica visando considerar a distribuição do ótimo climático ocupado pela espécie dentro da Bacia como um atributo a mais a ser considerado a fim de orientar a seleção das espécies com maior potencial de sucesso em processos de restauração na BHRD.

Palavras-chave: clima, mudanças climáticas, modelagem climática, restauração ecológica, Mata Atlântica

Abstract

Global climate change and the local impacts of major developments, such as the 2015 Fundão dam collapse, represent significant threats to biodiversity and ecosystem services in the Doce River Basin (BHRD). Ecological restoration in the basin requires an understanding of current and future climate dynamics, which are fundamental for selecting

species, monitoring their populations, and planning adaptive actions. In this study, we characterized the present and future climate of the BHRD to identify the General Circulation Models (GCMs) that best fit the basin's observed climatic conditions, thereby supporting the development of more precise and accurate ecological niche models. Historical data from 21 meteorological stations of the Brazilian National Institute of Meteorology (INMET) and eight GCMs were analyzed. Statistical analyses indicated that the MPI, MRI, and CNRM models showed the highest correlation with the observed data, with the MPI model being selected for its superior performance. Based on this GCM, climate projections were generated for the SSP1-2.6 (optimistic), SSP3-7.0 (intermediate), and SSP5-8.5 (pessimistic) scenarios, revealing increases in mean temperature ranging from +1 °C to +3 °C in the northern and western regions of the basin, as well as reductions of up to 150 mm per year in precipitation in the central and northern areas projected for 2041–2070. These projected patterns of climate change reinforce the need to integrate climatic variables into ecological restoration strategies, considering the distribution of each species' climatic optimum within the basin as an additional attribute to guide species selection and enhance the likelihood of successful restoration outcomes in the BHRD.

Keywords: climate, climate change, climate modeling, ecological restoration, Atlantic Forest

INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas globais representam um dos principais desafios para a conservação da biodiversidade e para a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Alterações nos regimes de temperatura e precipitação afetam diretamente a distribuição geográfica das espécies de plantas, comprometem processos ecológicos fundamentais e colocam em risco serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação climática, a manutenção do ciclo hidrológico e o fornecimento de água e alimentos (Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC], 2021).

Nesse contexto, os Modelos de Circulação Geral (General Circulation Models – GCMs) são amplamente utilizados para simular condições atmosféricas passadas, presentes e futuras. Estes modelos estimam e projetam variáveis climáticas, como temperatura e precipitação, para toda a superfície terrestre em diferentes cenários de

emissão, cada um baseado em premissas específicas sobre o comportamento futuro do sistema climático (Flato et al., 2013; IPCC, 2021).

A escolha adequada do modelo e do tipo de dado climático é uma etapa crítica na avaliação dos impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade, especialmente em estudos de modelagem de distribuição de espécies (Araújo et al., 2005; Thuiller, 2004). Devido às variações entre os GCMs na forma de representar o clima, sua seleção deve considerar o desempenho regional e a finalidade específica da análise.

Além dos efeitos globais do clima, a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), com cerca de 83.400 km², localizada nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, foi profundamente impactada por um desastre ambiental de grande magnitude: o rompimento da barragem de Fundão, em 2015, no município de Mariana/MG (doravante, rompimento). O rompimento liberou aproximadamente 60 milhões de metros cúbicos

de rejeitos de mineração, comprometendo a qualidade da água e os ecossistemas aquáticos e terrestres da bacia, com potenciais danos irreversíveis à biodiversidade local (Wanderley et al., 2016).

A restauração ecológica — ativa ou passiva — constitui uma medida essencial para recuperar a biodiversidade e a funcionalidade ecológica das áreas afetadas da BHRD, que foram fortemente impactadas pelo rompimento da barragem de Fundão em 2015 (Pires et al., 2017).

No entanto, a efetividade dessas ações de restauração depende do entendimento das condições ambientais locais e das tendências climáticas futuras que moldam e moldarão os ecossistemas da região. Neste contexto, torna-se fundamental compreender as dinâmicas climáticas presentes e futuras da BHRD. Essa caracterização permite identificar áreas mais vulneráveis a aumentos de temperatura e reduções de precipitação, subsidiando o planejamento, através da seleção de espécies e de práticas de restauração mais eficientes e adaptadas às novas condições ambientais.

Assim, este estudo teve como objetivos caracterizar o clima atual e futuro da BHRD, avaliar sua variabilidade e identificar os modelos climáticos que melhor representam suas dinâmicas atmosféricas, de modo a fornecer subsídios técnicos para a seleção de espécies e a definição de estratégias de restauração ecológica que contribuam para a adaptação e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas na região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A BHRD está localizada na região Sudeste do Brasil e pertence à região hidrográfica do Atlântico Sudeste (Figura 1). Suas nascentes se originam nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço e desaguam no Oceano Atlântico, em Regência (ES). O relevo varia de áreas montanhosas no oeste a planícies costeiras no leste. O clima predominante, segundo Köppen (1936), é do tipo tropical úmido, com verões quentes e chuvosos e invernos secos. A temperatura média anual é de cerca de 20 °C, com precipitação variando até 1.500 mm/ano.

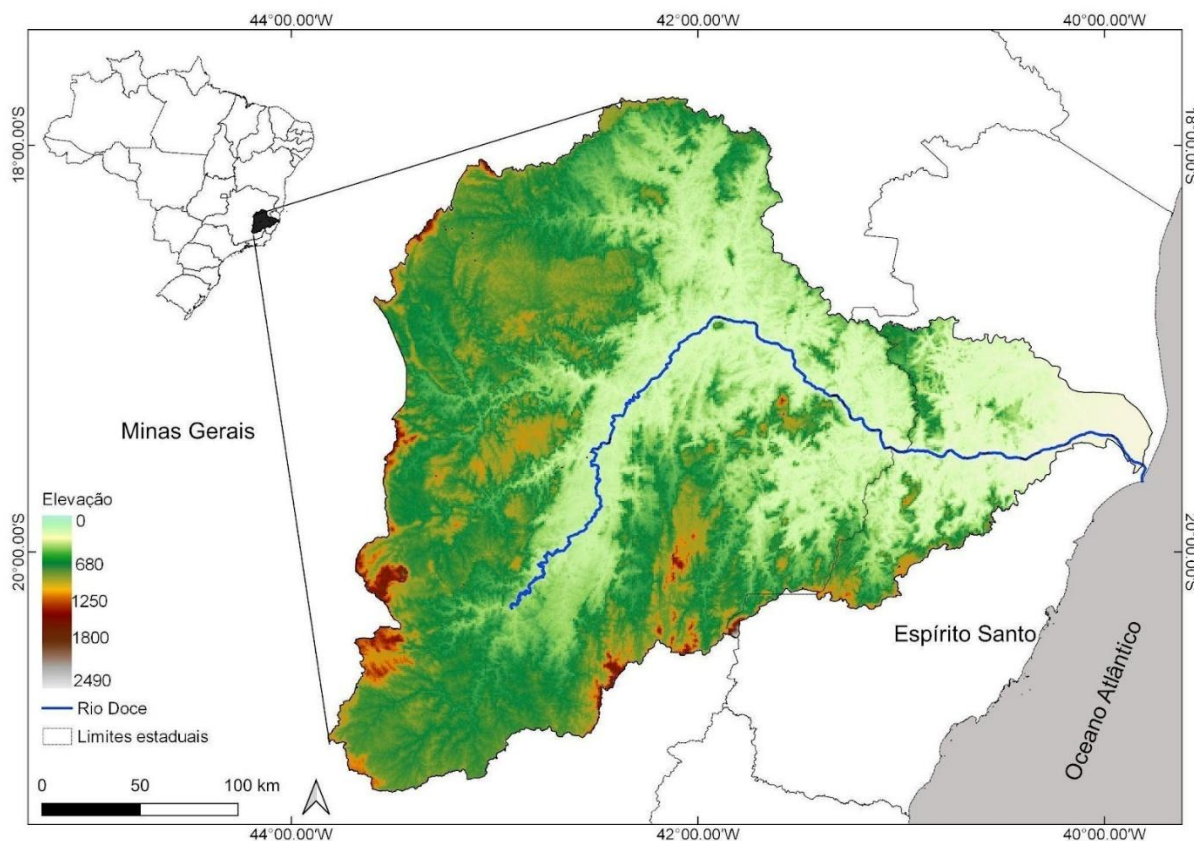


FIGURA 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), abrangendo os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, no sudeste do Brasil.

Coleta e processamento de dados climáticos

Estações meteorológicas

Foram utilizados dados de 21 estações meteorológicas operadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizadas dentro e em distâncias de até 5 km dos limites da BHRD. As variáveis analisadas foram precipitação, temperatura máxima e temperatura mínima. Esses dados estão disponíveis para o período de 1970 a 2013, no entanto, para este estudo foram utilizados os dados entre 1981 e 2010 por estarem disponíveis mensalmente de forma mais completa que os demais anos. Esses dados serviram como base observacional para comparação e avaliação do desempenho dos modelos climáticos globais. As séries temporais mensais dessas estações meteorológicas permitiram capturar a variabilidade climática regional necessária para as comparações com os modelos climáticos globais.

Foram também utilizados dados da base histórica do clima presente (1970-2000) do

Worldclim versão 2.1 (worldclim.org/data/worldclim21.html) para funcionar como uma base comparativa entre os modelos de circulação global projetados (oriundos da base do Ecoclimate) e os dados das estações climáticas do INMET.

Modelos Climáticos Globais

Foram utilizados dados mensais de oito modelos climáticos globais (GCMs em inglês) disponíveis na base EcoClimate (Lima-Ribeiro et al., 2015; Varela et al., 2015) cujos dados do presente são representados por valores de 1950 - 1999, são eles: National Center for Atmospheric Research - USA (CCSM); Centre National de Recherches Meteorologiques - EU/França (CNRM); National Key Laboratory of Numerical Modeling for Atmospheric Sciences and Geophysical Fluid Dynamics - China (FGOALS); Goddard Institute for Space Studies - USA (GISS); Institut Pierre Simon Laplace -

France (IPSL); National Institute for Environmental Studies (MIROC); and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology - Japan; Max Planck Institute for Meteorology - Germany (MPI); e Meteorological Research Institute Global Climate Model – Japan (MRI). Os valores climáticos para a região da BHRD foram extraídos para os pixels correspondentes às localizações das estações meteorológicas. O desempenho dos modelos foi avaliado por meio da comparação entre os dados das 21 Estações Meteorológicas da região da BHRD, a base do Worldclim versão 2.1 série histórica do presente e os modelos de circulação global futura projetados.

Cenários de mudanças climáticas (SSPs)

Para a projeção das condições climáticas futuras, foram considerados três cenários socioeconômicos de emissão de gases de efeito estufa, denominados Shared Socioeconomic Pathways (SSPs), conforme definidos no Sixth Assessment Report do IPCC (2021) e detalhados em Meinshausen et al. (2020). Os dados utilizados foram referentes às projeções de 2041-2070, por considerar próximo o suficiente para ter influência no ciclo reprodutivo das árvores que estão sendo plantadas hoje nos projetos de restauração da BHRD.

Esses cenários representam trajetórias alternativas de desenvolvimento global que influenciam diretamente as emissões futuras de CO₂ e, conseqüentemente, as mudanças climáticas, são eles:

SSP1-2.6 (Otimista): caracteriza um mundo orientado para a sustentabilidade, com baixa desigualdade, rápida transição energética e emissões reduzidas, levando a um aquecimento global limitado (~1,8 °C até 2100).

SSP3-7.0 (Intermediário): representa um cenário fragmentado, com desigualdade socioeconômica elevada, crescimento populacional acentuado e cooperação

internacional limitada, resultando em emissões moderadas e aquecimento mais intenso (~2,8 °C até 2100).

SSP5-8.5 (Pessimista): descreve um futuro de alta dependência de combustíveis fósseis e crescimento econômico baseado em carbono, com emissões elevadas e aquecimento acentuado (~4,4 °C até 2100).

A escolha desses três cenários buscou abranger a variabilidade plausível das condições futuras, permitindo estimar o impacto de diferentes trajetórias de emissão sobre as variáveis climáticas da BHRD e apoiar o planejamento de ações de restauração ecológica sob distintos contextos de aquecimento global.

Análise estatística

As correlações de Pearson foram calculadas entre os valores observados nas estações meteorológicas e os valores modelados pelos GCMs para precipitação, temperatura máxima e mínima. Correlações com valor de p inferior a 0,05 foram consideradas estatisticamente significativas, indicando bom ajuste entre os dados modelados e observados. Todas as análises foram conduzidas no ambiente estatístico R (versão 4.1) e RStudio (versão 1.3.959), com scripts abertos e disponíveis no repositório do projeto: <https://github.com/Projeto-BHRD-INMA/clima>.

O modelo GCM cuja série histórica (dados do presente) melhor se ajustou aos dados observados pelas estações meteorológicas foi selecionado para calcular as projeções climáticas futuras para a região da BHRD.

Resultados

As médias anuais de temperatura e precipitação registradas pelas estações meteorológicas do INMET evidenciaram a predominância de um clima tropical úmido na BHRD, com estação seca nos meses de inverno

(Figura 2). A análise espacial dos dados do presente indicou que as regiões de maior altitude apresentaram os maiores totais anuais de precipitação e as menores temperaturas médias, enquanto os fundos de vales e áreas deprimidas registraram menor precipitação e maiores

temperaturas (Figuras 3A e 3B). Observam-se a concentração das chuvas no verão (novembro a março) e a redução acentuada na estação seca (maio a setembro), enquanto a temperatura apresenta menor variabilidade sazonal.

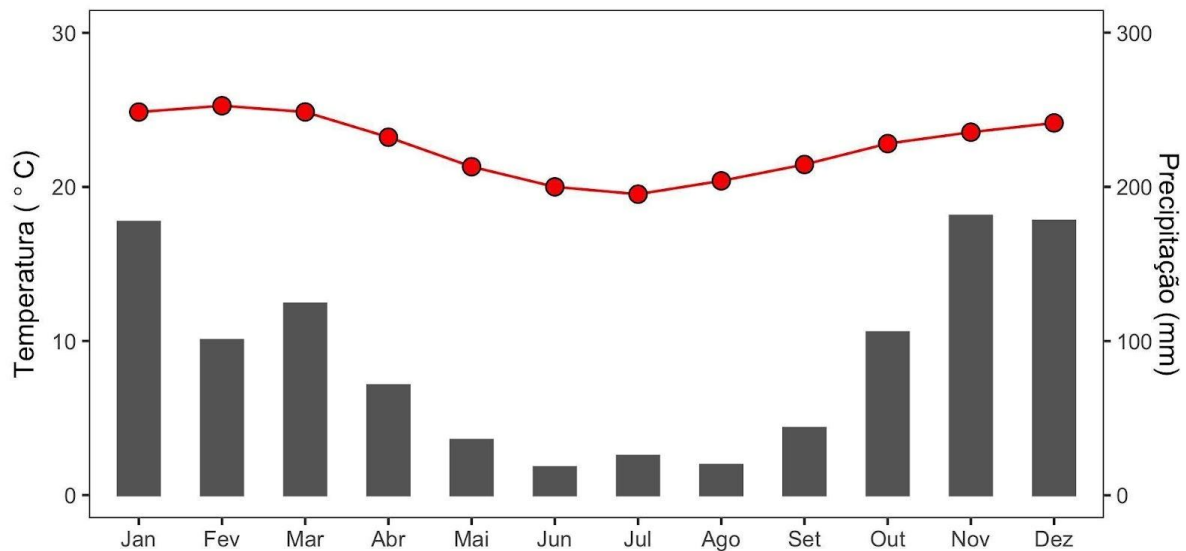


FIGURA 2: Climatologia mensal da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) para o período de referência (1981–2010). As barras representam a precipitação média mensal (mm) e a linha com marcadores vermelhos indica a variação da temperatura média mensal (°C).

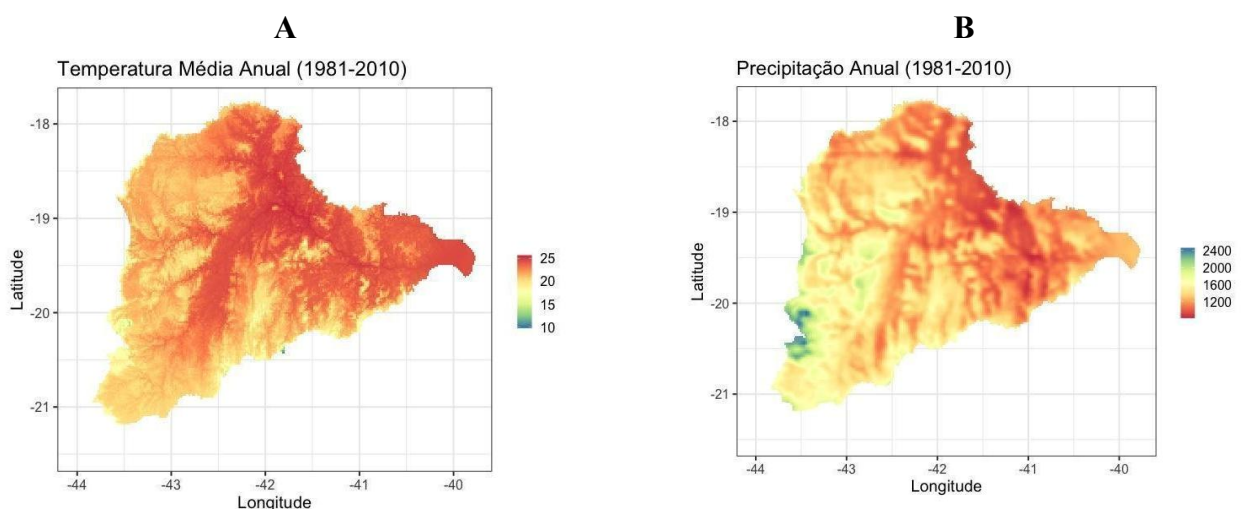
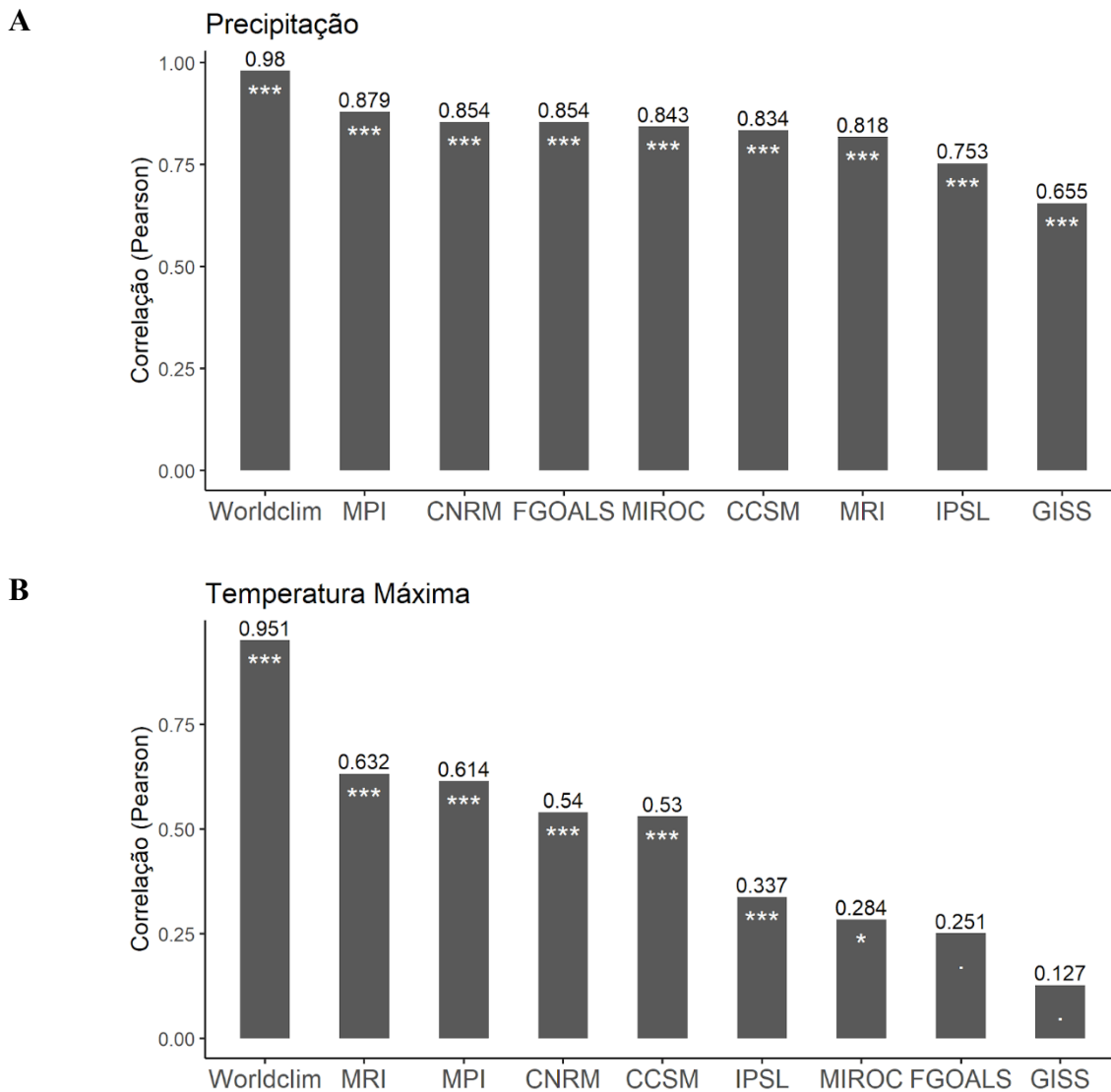


FIGURA 3. Distribuição espacial da temperatura média anual (A) e da precipitação anual (B) na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), no período de referência (1981–2010). Os valores de temperatura representam a média anual em graus Celsius (°C), variando aproximadamente de 10 °C nas áreas mais elevadas a 25 °C nas regiões mais baixas. Os valores de precipitação representam a média de precipitação em milímetros por ano (mm/ano), com gradiente variando de 1.200 a 2.400 mm/ano.

Os modelos climáticos MPI, MRI e CNRM foram os que melhor representaram a variabilidade observada nas estações da BHRD (Figura 4). O modelo MPI foi selecionado para representar as variáveis climáticas da bacia no período atual (1981–2010) porque foi o que apresentou a maior correlação entre os dados observados e projetados para os valores de precipitação e de forma significativa para os

valores de temperatura (máxima e mínima), permitindo maior precisão na caracterização espacial do clima regional (Giorgetta et al., 2018; Karger et al., 2017). Consideramos que o fator precipitação é mais importante para questões relacionadas com restauração em relação ao plantio de árvores do que os valores de temperatura.



C

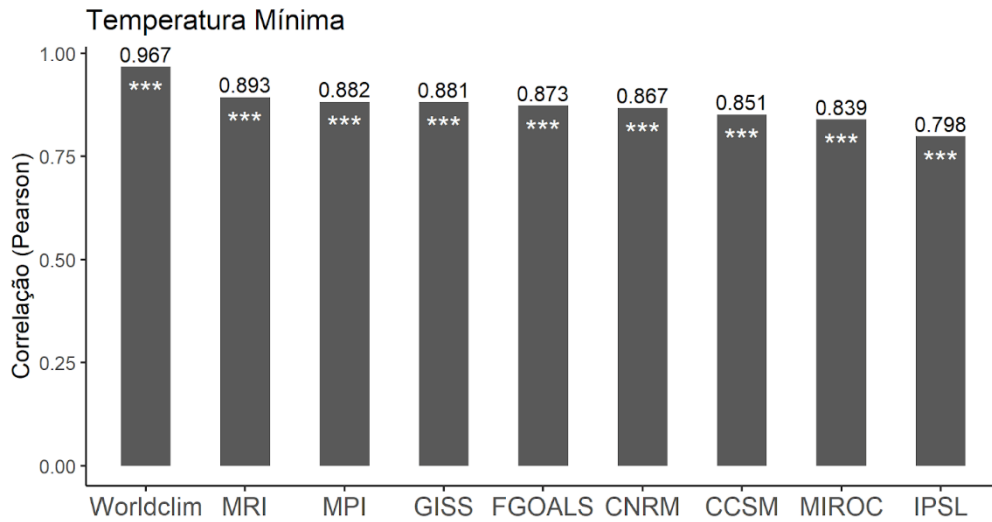


FIGURA 4. Correlação de Pearson entre os valores observados de precipitação (A), Temperatura máxima (B) e Temperatura mínima (C), nas estações meteorológicas e os simulados por diferentes Modelos de Circulação Geral (GCMs) e pelo WorldClim do presente. As estrelas (asteriscos) representam o nível de significância estatística da correlação. (***) indicam correlações altamente significativas, com $p < 0,001$, evidenciando que a relação entre os valores observados e modelados é estatisticamente robusta e pouco provável de ocorrer ao acaso. (**) indicam correlações significativas, com $p < 0,01$, também consideradas fortes e consistentes. (*) Corresponde a correlações moderadamente significativas, com $p < 0,05$, demonstrando uma associação confiável, embora menos robusta.

A seguir foram calculadas as diferenças nas médias anuais de temperatura e precipitação entre os períodos presente (1981–2010) e futuro (2041–2070), com base em três cenários de mudanças climáticas denominados SSP (Shared Socioeconomic Pathways): SSP1-2.6 (otimista), SSP3-7.0 (intermediário) e SSP5-8.5 (pessimista) (Meinshausen et al., 2020). Observou-se um gradiente espacial de mudança, com as maiores

elevações nas médias de temperatura previstas para as regiões norte e oeste da BHRD — variando aproximadamente de $+1\text{ }^{\circ}\text{C}$ no cenário mais otimista até $+3\text{ }^{\circ}\text{C}$ no mais pessimista (Figura 5). Em relação à precipitação, as maiores reduções foram previstas para as regiões centrais e norte da bacia, com decréscimos de até 150 mm anuais no cenário mais extremo (Figura 6).

Variação da Temperatura Média Anual entre (1981-2010) e (2041-2070)

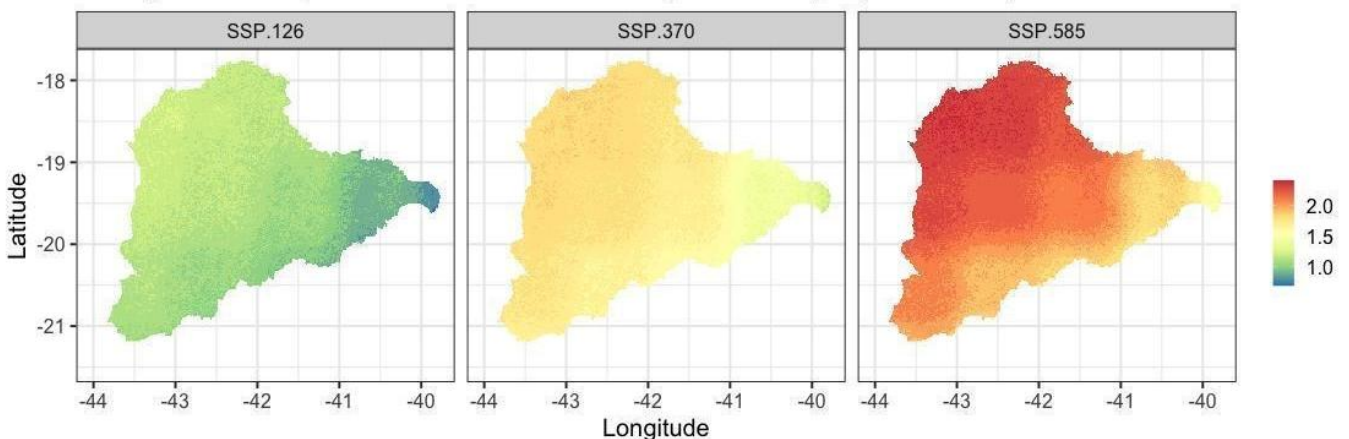


FIGURA 5. Variação projetada da temperatura média anual na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), entre os períodos de referência (1981–2010) e futuro (2041–2070), sob três cenários (SSP1-2.6 (otimista), SSP3-7.0 (intermediário) e SSP5-8.5 (pessimista)). Os valores expressam o aumento em graus Celsius ($^{\circ}\text{C}$), indicando maior aquecimento em cenários de altas emissões.

Variação da Precipitação Anual entre (1981-2010) e (2041-2070)

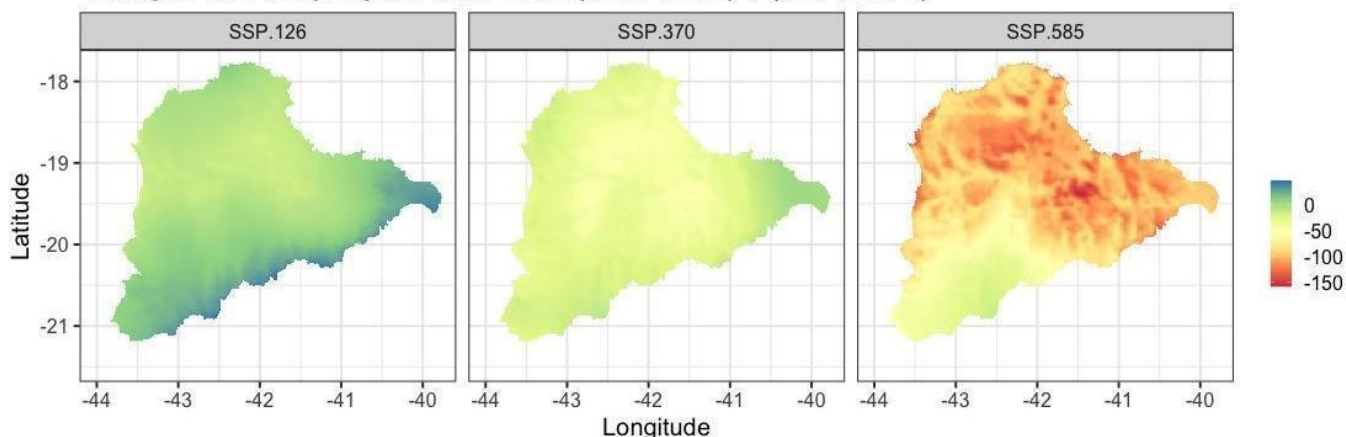


FIGURA 6. Variação projetada da precipitação anual na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), entre os períodos de referência (1981–2010) e futuro (2041–2070), sob três cenários (SSP1-2.6, SSP3-7.0 e SSP5-8.5). Os valores representam a diferença em milímetros por ano (mm/ano), com reduções mais intensas de precipitação indicadas em tons alaranjados e vermelhos.

DISCUSSÃO

Desempenho dos modelos climáticos e adequação regional

A correlação dos modelos MPI, MRI e CNRM frente aos dados observacionais da BHRD confirma a importância da validação regional dos GCMs antes de sua aplicação em análises ecológicas e de planejamento territorial. O modelo MPI, em particular, tem demonstrado bom desempenho em simular padrões climáticos na América do Sul, incluindo variações sazonais de temperatura e precipitação (Giorgetta et al., 2018; Marengo et al., 2012). Essa validação regional é essencial em áreas com relevo acidentado e elevada heterogeneidade climática, como a BHRD, pois modelos globais tendem a suavizar variações locais.

Além disso, a seleção do modelo climático mais adequado deve considerar não apenas a média dos desvios, mas também a capacidade do modelo em reproduzir extremos climáticos cada vez mais frequentes e relevantes para a restauração ecológica. A combinação entre dados observacionais e modelos que capturam eventos extremos pode reduzir incertezas e aumentar a robustez das projeções (Flato et al., 2013).

Projeções climáticas e implicações ecológicas

As projeções apontam para um aumento de até +3 °C na temperatura média anual e reduções de até 150 mm/ano na precipitação nas regiões centro-norte da BHRD até 2070, dependendo do cenário. Essas tendências convergem com os padrões previstos para o sudeste do Brasil por outras iniciativas, como o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas [PBMC], 2013) e estudos regionais (Chou et al., 2014; Nobre et al., 2016). As mudanças podem alterar significativamente o funcionamento dos ecossistemas, afetando desde a fenologia e fisiologia vegetal até a dinâmica de comunidades inteiras (Corlett, 2012).

Sob esse novo regime climático, espécies adaptadas a ambientes úmidos podem apresentar declínio populacional ou extinção local, enquanto espécies com maior tolerância à seca, incluindo algumas invasoras, podem expandir suas áreas de ocorrência (Bellard et al., 2012). A fragmentação do habitat e a redução de conectividade funcional tendem a se agravar, comprometendo a resiliência dos remanescentes florestais (Tabarelli et al., 2010).

Aplicações na restauração ecológica

A integração de dados climáticos futuros em ações de restauração ecológica é uma estratégia emergente, reconhecida como necessária para garantir a sustentabilidade dos projetos ao longo do tempo (Harris et al., 2006; Suding et al., 2015). Na BHRD, a priorização de áreas com menor risco climático, bem como a seleção de espécies adaptadas a estresses térmicos e hídricos, pode aumentar a taxa de sucesso dos plantios e a capacidade de recuperação dos ecossistemas (Brancalion et al., 2019).

Para isso, os dados aqui gerados podem ser usados para selecionar os melhores GCMs para a região, tornando mais simples e mais eficiente o delineamento de modelagem de nicho ecológico, baseado em dados climáticos, para auxiliar os mosaicos de restauração com base em critérios bioclimáticos, contribuindo para aumentar o potencial de sucessos dessas iniciativas frente aos desafios climáticos futuros nesta região.

Interações entre impactos locais e mudanças climáticas

A interação entre o impacto local do rompimento da barragem de Fundão e as projeções climáticas obtidas neste estudo para a região da BHRD (aumento da temperatura e redução na precipitação) pode intensificar os efeitos ecológicos negativos na bacia. A contaminação por metais pesados e o comprometimento da qualidade do solo reduzem a capacidade de regeneração natural, tornando os ecossistemas mais vulneráveis a variações climáticas (Queiroz et al., 2018).

Essa sobreposição de estressores destaca a importância de abordagens integradas que combinem mitigação de danos ambientais com adaptação às mudanças globais (Scarano, 2017). Projetos que associam recuperação de áreas contaminadas, seleção de espécies a partir de sua funcionalidade e planejamento adaptativo podem

ser mais eficientes em promover a resiliência socioecológica (Meli et al., 2017).

Limitações e perspectivas futuras

Este estudo apresenta limitações que devem ser consideradas na interpretação dos resultados. A escala dos GCMs ainda representa uma barreira para análises locais, mesmo com ajustes regionais, e há incertezas inerentes às trajetórias de emissão dos cenários SSP.

Futuras investigações podem incorporar dados de diversidade funcional e genética (Violle et al., 2007), e abordagens participativas que envolvam comunidades locais na definição de áreas e metas de restauração (Reed et al., 2021). A inclusão de diferentes escalas de análise, integrando clima, biodiversidade e uso da terra, poderá ampliar o potencial de aplicação dos resultados para diferentes setores e políticas públicas, principalmente os relacionados à restauração ecológica.

CONCLUSÕES

Este estudo evidenciou a importância de uma caracterização climática detalhada da BHRD como subsídio para a seleção dos modelos climáticos que melhor caracterizam a bacia, o que é essencial para o planejamento de ações de restauração ecológica frente aos desafios impostos pelas mudanças climáticas. A análise comparativa entre dados observacionais oriundos de estações meteorológicas e dados modelados e projetados para o futuro permitiu identificar os modelos climáticos globais mais adequados à região, destacando-se o modelo MPI, que apresentou a maior correlação para os dados de precipitação. As projeções futuras realizadas a partir deste modelo indicam aumento de temperatura e redução da precipitação, especialmente nas porções norte e centro da bacia.

As mudanças climáticas previstas têm o potencial de alterar a estrutura e o funcionamento

dos ecossistemas da BHRD, exigindo uma abordagem que incorpore critérios climáticos na seleção de espécies, na definição de áreas prioritárias e no desenho de mosaicos de restauração ecológica. A integração entre dados climáticos, impactos locais do uso da terra e estratégias de manejo pode aumentar a eficácia das intervenções e fortalecer a resiliência da paisagem ao longo do tempo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à equipe do Instituto Nacional da Mata Atlântica, especialmente ao Programa PCI/MCTI que forneceu as bolsas de pós-doutoramento que possibilitaram a realização desse trabalho.

REFERÊNCIAS

Araújo, M. B., Cabeza, M., & Rahbek, C. (2005). Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14(6), 529–538. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822x.2005.00182.x>

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>

Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Almeyda Zambrano, A. M., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., Reid, J. L., Strassburg, B. B. N., Wilson, S., & Chazdon, R. L. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7), eaav3223. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>

Chou, S. C., Lyra, A., Mourão, C., Dereczynski, C., Pilotto, I., Tavares, A., Sueiro, G., Sondermann, M., Silva, A., Marengo, J., & Giarolla, A. (2014). Evaluation of the Eta simulations nested in three global climate models. *American Journal of Climate Change*, 3,

438–454.

<https://doi.org/10.4236/ajcc.2014.35039>

Corlett, R. T. (2012). Climate change in the tropics: The end of the world as we know it? *Biological Conservation*, 151(1), 22–25. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.027>

Flato, G., Marotzke, J., Abiodun, B., Braconnot, P., Chou, S. C., Collins, W., Cox, P., Driouech, F., Emori, S., Eyring, V., Forest, C., Gleckler, P., Guilyardi, E., Jakob, C., Kattsov, V., Reason, C., & Rummukainen, M. (2013). Evaluation of climate models. In T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, & P. M. Midgley (Eds.), *Climate change 2013: The physical science basis* (pp. 741–866). Cambridge University Press.

Giorgetta, M. A., Brokopf, R., Crueger, T., Esch, M., Fiedler, S., & Helmert, J. (2018). The ICON atmosphere model with MPI physics. Part 1: Model description. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 10, 1613–1637. <https://doi.org/10.1029/2017MS001242>

Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E., & Aronson, J. (2006). Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 14(2), 170–176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100x.2006.00136.x>

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

Karger, D. N., Conrad, O., Böhrer, J., Kawohl, T., Krefl, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the Earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4(1), 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>

Köppen, W. (1936). Das geographische System der Klimate. In W. Köppen & R. Geiger (Eds.), *Handbuch der Klimatologie* (Vol. 1, pp. 1–44). Gebrüder Borntraeger.

- Lima-Ribeiro, M. S., Varela, S., González-Hernández, J., Oliveira, G., Diniz-Filho, J. A. F., Peterson, A. T., & Terribile, L. C. (2015). ecoClimate: A database of climate data from multiple models for past, present, and future for macroecologists and biogeographers. *Biodiversity Informatics*, *10*(1), 1–21. <https://doi.org/10.17161/bi.v10i0.4955>
- Marengo, J. A., Chou, S. C., Kay, G., Alves, L. M., Pesquero, J. F., Soares, W. R., Santos, D. C., Lyra, A. A., Sueiro, G., Betts, R., Chagas, D. J., Gomes, J. L., Bustamante, J. F., & Tavares, P. (2012). Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTec/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná River basins. *Climate Dynamics*, *38*, 1829–1848. <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1155-5>
- Meli, P., Holl, K. D., Rey Benayas, J. M., Jones, H. P., Jones, P. C., Montoya, D., & Moreno Mateos, D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLoS ONE*, *12*(2), e0171368. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>
- Meinshausen, M., Nicholls, Z. R. J., Lewis, J., Gidden, M. J., Vogel, E., Freund, M., Beyerle, U., Gessner, C., Nauels, A., Bauer, N., Canadell, J. G., Daniel, J. S., John, A., Krummel, P. B., Luderer, G., Meinshausen, N., Montzka, S. A., Rayner, P. J., Reimann, S., & Wang, R. H. J. (2020). The shared socio-economic pathway (SSP) greenhouse gas concentrations and their extensions to 2500. *Geoscientific Model Development*, *13*(8), 3571–3605. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-3571-2020>
- Nobre, C. A., Sampaio, G., Borma, L. S., Castilla-Rubio, J. C., Silva, J. S., & Cardoso, M. (2016). Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *113*(39), 10759–10768. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605516113>
- Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. (2013). *Impactos, vulnerabilidades e adaptação: Sumário executivo*. Contribuição do Grupo de Trabalho 2 ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional do PBMC. PBMC.
- Pires, A. P. F., Rezende, C. L., Assad, E. D., Loyola, R., & Scarano, F. R. (2017). *Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. Perspectives in Ecology and Conservation*, *15*(3), 187–193.
- Queiroz, H. M., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Almeida, L. S., Romero, T. B., Santaella, S. T., Bernardino, A. F., & Otero, X. L. (2018). The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, *637–638*, 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing* (Version 4.0.1). Computersoftware. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Reed, J., Kusters, K., Barlow, J., Balinga, M., Borah, J. R., Carmenta, R., Chervier, C., Djoudi, H., Gumbo, D., Laumonier, Y., Moombe, K. B., Yuliani, E. L., & Sunderland, T. (2021). Re-integrating ecology into integrated landscape approaches. *Landscape Ecology*, *36*, 2395–2407. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01268-w>
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated development environment for R* (Version 1.3.959) Computersoftware. RStudio, PBC. <https://posit.co/>
- Scarano, F. R. (2017). Ecosystem-based adaptation to climate change: Concept, scalability and a role for conservation science. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *15*(2), 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.003>
- Suding, K. N., Higgs, E., Palmer, M. A., Callicott, J. B., Anderson, C. B., Baker, M., Gutrich, J. J., Hondula, K. L., LaFavor, M. C., Larson, B. M. H., Randall, A., Ruhl, J. B., & Schwartz, K. Z. S. (2015). Committing to ecological restoration: Efforts around the globe

need legal and policy clarification. *Science*, 348(6235), 638–640.

<https://doi.org/10.1126/science.aaa4216>

Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. (2010). Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(9), 2328–2340.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>

Thuiller, W. (2004). Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change.

Global Change Biology, 10, 2220–2227.

[https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00859.x)

[2486.2004.00859.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00859.x)

Varela, S., Lima-Ribeiro, M. S., & Terribile, L. C. (2015). A short guide to the climatic variables of the Last Glacial Maximum for biogeographers. *PLoS ONE*, 10(6), e0129037.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129037>

Violle, C., Navas, M.-L., Vilé, D., Kazakou, E., & Fortunel, C. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882–892.

[https://doi.org/10.1111/j.0030-](https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x)

[1299.2007.15559.x](https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x)

Wanderley, L. J., Mansur, M. S., Milanez, B., & Pinto, R. G. (2016). Desastre da

Samarco/Vale/BHP no Vale do Rio Doce:

Aspectos econômicos, políticos e

socioambientais. *Ciência e Cultura*, 68(3), 30–

35.



BOLETIM DO
MUSEU DE BIOLOGIA
MELLO LEITÃO
SÉRIE INMA



Mudanças no uso e ocupação da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Doce: desafios para conservação e restauração

Land Use and Land Cover Changes in the Doce River Basin: Challenges for Conservation and Restoration

Kele Rocha Firmiano^{1,3*}, Danielle de Oliveira Moreira¹, Bruno Moreira Carvalho¹,
Marinez Ferreira de Siqueira^{1,2,4}

¹ Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Av. José Ruschi, 4, Centro, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, CEP: 29650-000, e-mail: kelerocha@gmail.com
Orcid: 0000-0001-7870-5674
daniomoreira@gmail.com,
Orcid: 0000-0002-5968-9573, e-mail: brunomc.eco@gmail.com,
Orcid: 0000-0002-0009-5770, e-mail: marinez@jbrj.gov.br,
Orcid: 0000-0002-6869-0293

² Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (IP-JBRJ), Rua Pacheco Leão, 915, Jardim Botânico, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 22460-030

³ Rocha Firmiano Serviços Socioambientais Ltda, rua Pitanguí, 732, bairro Lagoinha, Belo Horizonte MG. Cep 31110-422

⁴ Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

*autor correspondente:
kelerocha@gmail.com

Recebido: 15/07/2025
Aceito: 23/10/2025

Resumo

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) abrange os estados de Minas Gerais e Espírito Santo. A BHRD está inserida em um dos principais hotspots globais de biodiversidade e representa um caso emblemático dos efeitos cumulativos da expansão humana sobre áreas naturais, incluindo desastres como o rompimento de barragens de rejeitos de minério. Este estudo analisou as mudanças no uso e cobertura da terra entre 1985 e 2020, integrando dados do projeto MapBiomas e informações de licenciamento da Agência Nacional de Mineração. As análises por Unidades de Planejamento Hídrico (UPHs) revelaram perda superior a 50% da vegetação nativa original e predominância de pastagens, que ainda ocupam mais de 40% da bacia, mas vêm sendo substituídas por agricultura e silvicultura. Apesar da redução do desmatamento da vegetação primária, a intensificação da supressão de formações secundárias indica simplificação ecológica e interrupção dos processos de regeneração natural. Paralelamente, observou-se a expansão consolidada e iminente da mineração, ampliando a fragmentação de habitats, a perda de conectividade ecológica e os riscos à segurança hídrica. Por isso, as áreas de maior remanescentes naturais, como o Alto Rio Doce, destacam-se como áreas prioritárias para conservação, enquanto as com maior área de pastagens requerem restauração produtiva com práticas agroecológicas. Em conjunto, esses resultados reforçam a urgência de fortalecer a governança territorial, o monitoramento contínuo e a implementação de políticas integradas de uso do solo, conciliando conservação, produção e restauração ecológica para a gestão sustentável da BHRD.

Palavras-chave: Unidades de Planejamento Hídrico. Sensoriamento remoto. Sucessão. Barragens. Mineração. Licenciamento Ambiental.

Abstract

The Rio Doce River Basin (BHRD), encompassing the states of Minas Gerais and Espírito Santo, lies within one of the world's main biodiversity hotspots and represents an emblematic case of the cumulative effects of human expansion on natural areas, including major environmental disasters such as mining tailings dam failures. This study analyzed land use and land cover changes between 1985 and 2020 by integrating data from the MapBiomias project with mining licensing information from the Brazilian National Mining Agency. Analyses based on Hydrological Planning Units (UPHs) revealed a loss of more than 50% of the original native vegetation and a predominance of pasturelands, which still cover over 40% of the basin but are being gradually replaced by agriculture and silviculture. Although deforestation of primary vegetation has decreased, the intensified suppression of secondary formations indicates ecological simplification and disruption of natural regeneration processes. Simultaneously, consolidated and emerging mining expansion has increased habitat fragmentation, reduced ecological connectivity, and heightened risks to water security. Areas with larger natural remnants, such as the Upper Rio Doce, stand out as natural regeneration and conservation priorities, while pasture-dominated regions require productive restoration through agroecological practices. Overall, these findings highlight the urgent need to strengthen territorial governance, ensure continuous monitoring, and implement integrated land-use policies that reconcile conservation, production, and ecological restoration for the sustainable management of the BHRD.

Keywords: Hydrographic Planning Units. Remote Sensing. Succession. Dams. Mining. Environmental Licensing.

INTRODUÇÃO

A transformação da paisagem natural em áreas antropizadas é um dos principais efeitos da ação humana sobre os ecossistemas (Turner et al., 2007). O processo de uso e ocupação da terra, ainda que necessário ao desenvolvimento das sociedades, gera consequências ecológicas significativas, como perda de biodiversidade, alteração nos regimes hidrológicos e intensificação das mudanças climáticas (United Nations Environment Programme [UNEP], 2021). Em regiões tropicais biodiversas como a Mata Atlântica, tais transformações tornam-se particularmente críticas, dada a elevada riqueza de espécies, muitas delas endêmicas, e que estão sob crescente ameaça de extinção pela ação

antrópica (Bellard et al., 2012; Myers et al., 2000).

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), inserida majoritariamente no bioma Mata Atlântica, constitui um caso emblemático dos efeitos cumulativos da ocupação territorial fundamentada na exploração de recursos naturais. Até o final do século XIX, a região era relativamente pouco povoada (Espíndola, 2015). O ciclo da mineração, a partir do século XVIII, favoreceu a povoação das vilas de Ouro Preto e Mariana em Minas Gerais, enquanto a vinda de imigrantes italianos e alemães no Espírito Santo permitiu a colonização de áreas na região de Santa Maria do Rio Doce até Colatina (Coelho, 2009). A construção da Estrada de Ferro Vitória–Minas em 1904, seguida pela ponte sobre o rio Doce em

Colatina (1928) e pela abertura da BR-101 nas décadas de 1950 e 1960, promoveu a integração da bacia aos circuitos econômicos nacionais, intensificando o desmatamento e a conversão da vegetação nativa (Coelho, 2009; Simonelli, 2007).

Entre 1930 e 1955, a produção de carvão vegetal para as companhias mineradoras de Minas Gerais causou uma drástica destruição e fragmentação da floresta nativa (Fonseca, 1985). Na década de 1950, o desmatamento no Espírito Santo intensificou-se com a exploração madeireira, a extração de lenha e a expansão agrícola (Garay & Rizzini, 2004; Travassos et al., 1964). Posteriormente, as áreas foram convertidas em pastagens e, mais recentemente, em agricultura intensiva e silvicultura (Rosa et al., 2021). Nas últimas décadas, a vegetação nativa da BHRD encontra-se reduzida a pequenos fragmentos isolados e com baixa conectividade, tornando a bacia uma das regiões mais degradadas do sudeste brasileiro (Ribeiro et al., 2020).

Entre os diferentes vetores de transformação, destaca-se a mineração, que embora territorialmente restrita, é uma atividade de alto impacto ambiental (Villén-Perez et al., 2018). As áreas destinadas à mineração na BHRD correspondem a menos de 1% do território, mas concentram impactos expressivos sobre a paisagem, como desmatamento, alteração na topografia, contaminação de recursos hídricos e fragmentação de ecossistemas (Salvador, et al., 2020). A intensidade desses impactos é agravada pela ocorrência de desastres de grandes proporções, como o rompimento da barragem de Fundão, na cidade de Mariana em Minas Gerais, ocorrido em 2015 (Pires et al., 2017; Wanderley et al., 2016). O rompimento intensificou a degradação já existente, liberando entre 34 e 44 milhões de m³ de rejeitos (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis [IBAMA], 2015; Rose et al., 2023) que impactaram 663 km de cursos d'água e ecossistemas costeiros (Wanderley et al., 2016).

Esse evento expôs a vulnerabilidade da BHRD, hoje considerada um dos territórios mais críticos para a conservação da Mata Atlântica (Rosa et al., 2021).

Atualmente, a vegetação nativa remanescente na BHRD encontra-se distribuída em pequenos fragmentos, pouco conectados, o que compromete sua funcionalidade ecológica e limita o potencial de regeneração natural (Meira-Neto, 2020). Neste contexto, compreender a evolução do uso e da cobertura da terra na BHRD é fundamental para subsidiar ações de conservação e orientar estratégias de planejamento territorial sustentável.

Este estudo teve como objetivo analisar as mudanças no uso e cobertura da terra no período de 1985 a 2020, com base em dados do projeto MapBiomias (Coleção 6) e informações complementares sobre a expansão da atividade minerária na BHRD. Dessa forma, buscou-se identificar os padrões espaciais e temporais dessas transformações, considerando recortes territoriais a fim de subsidiar as ações de conservação e restauração ambiental na BHRD.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) localiza-se na região hidrográfica do Atlântico Sudeste e possui uma área total de drenagem de quase 87 mil km² (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico [ANA], 2015). Oitenta e seis por cento de seu território está localizado em Minas Gerais (MG) e 14% no Espírito Santo (ES) (ANA, 2013). As nascentes do rio Doce localizam-se nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, originando-se na confluência dos rios Piranga e do Carmo nas cidades de Ponte Nova, Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado (MG). A foz do rio Doce está localizada na vila de Regência, em Linhares (ES), onde o rio deságua no oceano Atlântico, após percorrer 888 km (ANA, 2013).

A BHRD é caracterizada por um relevo que varia, de leste à oeste, de planícies costeiras, tabuleiros a montanhas (Coelho, 2009). O clima é tropical, com duas estações bem definidas: estação chuvosa (primavera e verão) com temperaturas mais elevadas, e estação seca (outono e inverno) com temperaturas mais amenas (ANA, 2015). A temperatura média é de cerca de 20 °C, e os valores de precipitações anuais podem atingir a ordem de 1.500 mm.

Noventa e oito por cento da área da BHRD está inserida na Mata Atlântica e 2% no Cerrado (ANA, 2013), ambos biomas são considerados hotspots globais de biodiversidade (Myers et al., 2000). Os principais tipos de vegetação (fitofisionomias) encontrados na BHRD são Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual, Formações Savânicas (Cerrado, campos rupestres), Formação Pioneira (restingas, manguezais, vegetação com influência fluvial ou lacustre), Campinarana e áreas de contato (ecótonos e encraves) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2021) (Figura 1). O tipo vegetacional predominante na BHRD é a Floresta Estacional Semidecidual. A formação da Floresta Ombrófila Densa encontra-se, principalmente, na região do Baixo Rio Doce (ao

leste da bacia), enquanto as áreas savânicas localizam-se, principalmente, no Alto Rio Doce (ao oeste da bacia).

Unidades de Planejamento Hídrico (UPHs)

Utilizou-se a subdivisão de Unidades de Planejamento Hídrico (UPHs) estabelecida pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) para a BHRD (ANA, 2016) como unidades de análises. As UPHs consistem em subdivisões das bacias hidrográficas em unidades com características geomorfológicas, hidrográficas e hidrológicas mais homogêneas, formadas pelas bacias ou sub-bacias dos rios afluentes, espacialmente contínuos (ANA, 2016). As UPHs possibilitam uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos, uma vez que direcionam ações específicas de gestão dos recursos naturais às particularidades de cada território (ANA, 2016). A BHRD está dividida em nove UPHs (Figura 1). As UPHs Piranga, Piracicaba, Santo Antônio, Suaçuí Grande, Caratinga e Manhuaçu estão localizadas em Minas Gerais, enquanto as UPHs Guandu, Santa Maria do Doce e São José estão sob a jurisdição do Espírito Santo.

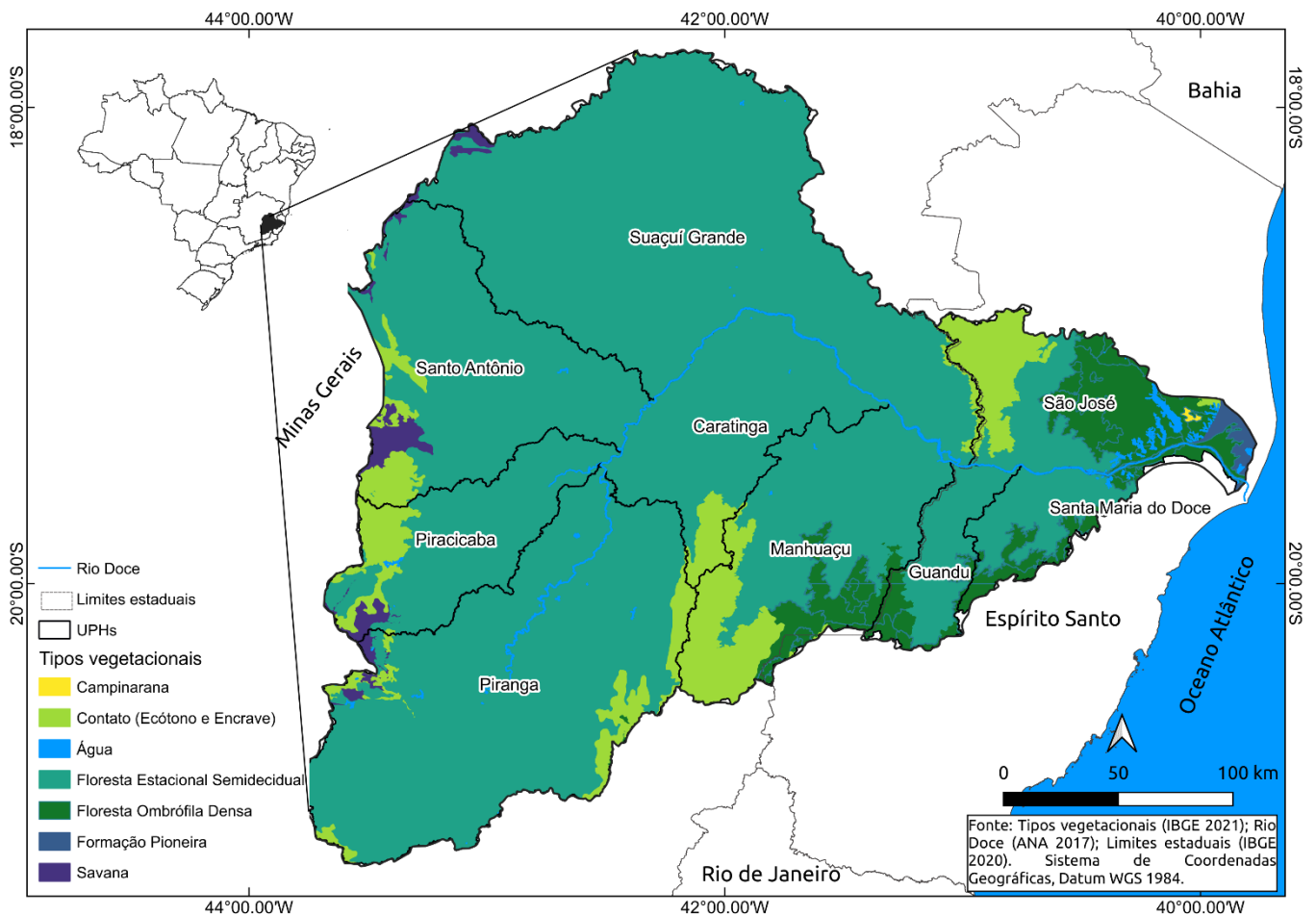


Figura 1. Tipos vegetacionais na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Arquivos georreferenciados: Tipos vegetacionais - IBGE (2021); Rio Doce - ANA (2017); Limites estaduais - IBGE (2020). Sistema de coordenada geográfica; Datum WGS 1984.

Análises de uso e ocupação da terra

A caracterização do uso e ocupação da terra compreendeu os anos de 1985 e 2020. Foram utilizados os dados do projeto MapBiomas Coleção 6 (2021), em arquivo raster, de resolução espacial de 30 m. Os dados do MapBiomas constituem um sistema de classificação hierárquico com um total de 20 subclasses para a região da BHRD (Figura 2). Por objetividade, para as análises subsequentes das classes de interesse, as subclasses originais foram agrupadas em sete classes superiores: Área Nativa

(Formação Florestal, Formação Savânica, Outras Formações Não Florestais, Formação Campestre, Restinga, Campo Alagado, Área Pantanosa, Dunas, Praias e Afloramento Rochoso), Agricultura (Cana, Mosaico de Agricultura e Pastagem, Soja, Outras Lavouras Temporárias e Café), Silvicultura, Pastagem, Água (Rio, Lago e Oceano), Área Urbana e Mineração. Optou-se por incluir as subclasses mencionadas anteriormente na categoria “Área Nativa”, por serem constituídas de elementos naturais que contribuem para a diversidade e a funcionalidade ecológica das fitofisionomias analisadas.

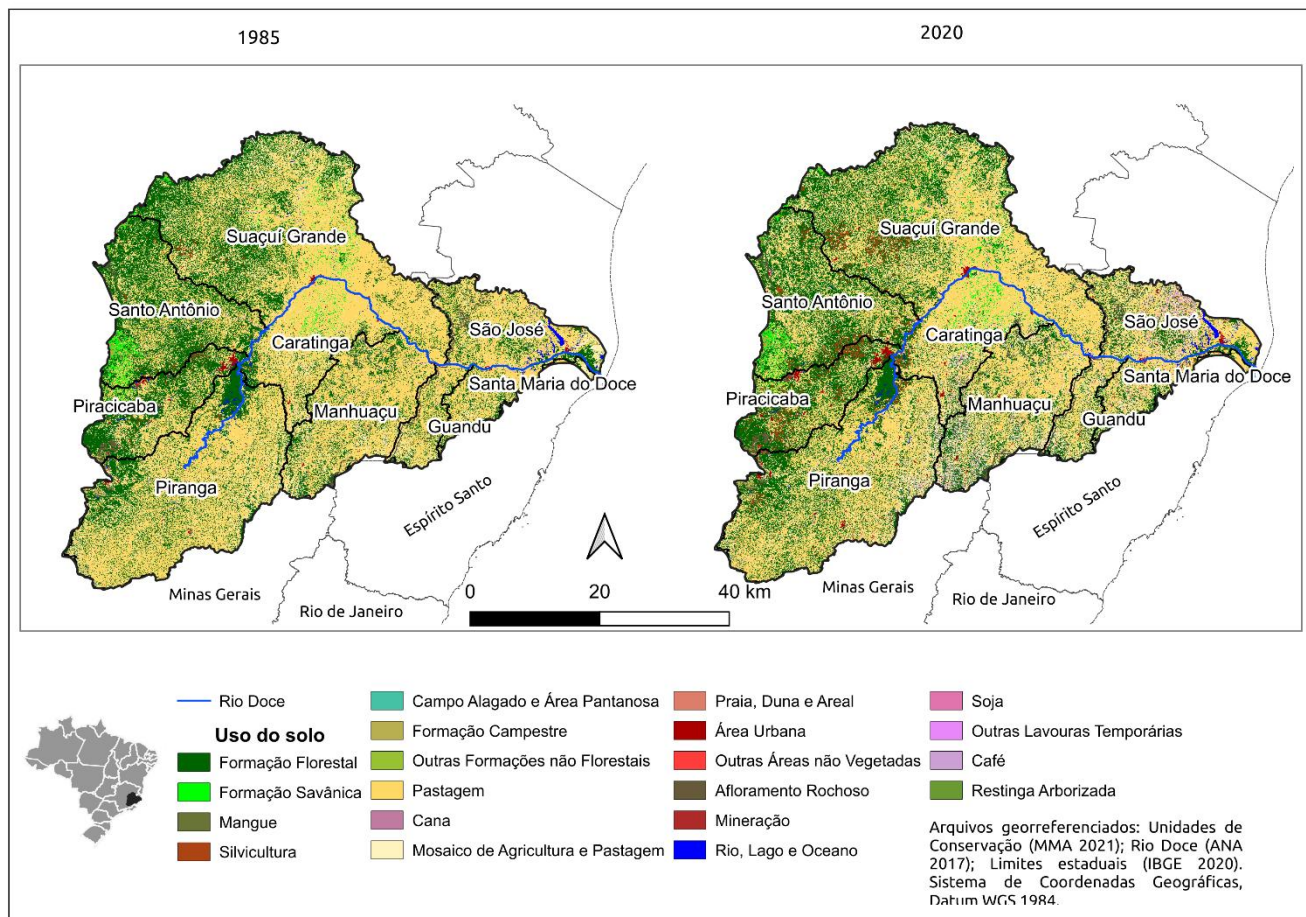


Figura 2. Mapa de uso e cobertura da terra para os anos de 1985 e 2020, mostrando as classes originais definidas pelo MapBiomias Coleção 6 para a Mata Atlântica, na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Arquivos georreferenciados: Rio Doce - ANA (2017); Limites estaduais - IBGE (2020). Sistema de coordenada geográfica; Datum WGS 1984.

Em seguida, foram quantificados os remanescentes das áreas nativas em cada fitofisionomia sobrepondo-se o mapa dos tipos vegetacionais da BHRD (Figura 1), à reclassificação do mapa do MapBiomias para o presente estudo, considerando os anos de 1985 e 2020. As áreas sobrepostas de “Área Nativa” foram, então, contabilizadas para cada fitofisionomia. Posteriormente, foi calculada a proporção ocupada por cada classe em relação ao total da bacia e das UPHs, por meio da sobreposição das camadas vetoriais da BHRD e das UPHs. Os arquivos vetoriais foram compilados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2016, 2017), para hidrografia e UPHs, e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), para os limites estaduais (IBGE, 2020).

Complementarmente, foram quantificadas as tendências de supressão das áreas de vegetação primária (remanescentes nativos) e de avanço da vegetação secundária (sucessão natural) na BHRD, com base nos dados da Coleção 6 do MapBiomias, referentes ao período de 1988 a 2020. A vegetação primária corresponde a remanescentes que preservam sua estrutura, composição florística e funcionalidade ecológica originais, sem histórico de supressão desde o ano base (MapBiomias, 2021). Em contraste, a vegetação secundária resulta de processos de regeneração natural ou induzida após distúrbios antrópicos, apresentando distintos estágios sucessionais em anos anteriores (MapBiomias, 2021). A quantificação dessas formações é fundamental para avaliar o estado de conservação dos ecossistemas, compreender as dinâmicas de

uso e cobertura da terra e subsidiar estratégias de restauração e planejamento ambiental.

Todas as análises foram realizadas utilizando os softwares QGis (QGIS Development Team, 2021) e R (R Core Team, 2025), com uso de bibliotecas específicas para geoprocessamento e manipulação de dados espaciais. Os códigos do fluxo e manipulação dos dados estão disponíveis em <https://github.com/Projeto-BHRD-INMA/Mapbiomas>.

RESULTADOS

Tabela 1. Área natural (em hectares) original dos tipos de vegetação presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Doce, segundo o IBGE (2021), e área de remanescentes para cada tipo vegetacional em 2020, segundo o MapBiomas (2021), e os respectivos valores de porcentagem.

UPH - UF	Fase (Villén-Pérez <i>et al.</i> , 2018)	Área ocupada por Fase (%)	UPH - UF	Fase (Villén-Pérez <i>et al.</i> , 2018)	Área ocupada por Fase (%)
Caratinga MG	NA	22,69	Suaçuí Grande MG	NA	21,68
	Existente	72,45		Existente	72,43
	Planejado	4,86		Planejado	5,89
Manhuaçu MG	NA	21,66	Guandu ES	NA	14,02
	Existente	67,06		Existente	69,76
	Planejado	11,28		Planejado	16,22
Piracicaba MG	NA	31,22	Santa Maria do Doce ES	NA	9,07
	Existente	59,11		Existente	77,06
	Planejado	9,67		Planejado	13,86
Piranga MG	NA	36,72	São José ES	NA	16,01
	Existente	57,24		Existente	69,46
	Planejado	6,03		Planejado	14,53
Santo Antônio MG	NA	16,01			
	Existente	69,46			
	Planejado	14,53			

Em 2020, o uso do solo na BHRD foi predominado por pastagens, que cobriram mais de 40% da área total (Figuras 2 e 3). No entanto, ao considerar o período de 1985 a 2020, observou-se

Uso e ocupação da terra na BHRD

A análise do uso e ocupação da terra na BHRD em 2020 revelou um cenário de expressiva alteração antrópica na região. A maioria das formações vegetais perdeu mais de 50% de sua área original. A exceção foi observada para a Savana, que apresentou redução de 17,97% (Tabela 1). Particularmente crítico foi o caso das Formações Pioneira e Campinarana, que apresentaram reduções drásticas, que perderam 88,40% e 94,52%, respectivamente, de suas coberturas originais na bacia (Tabela 1).

uma redução significativa das áreas de pastagem, onde cerca de 10% foram convertidas principalmente em áreas de silvicultura e agricultura (Figura 3).

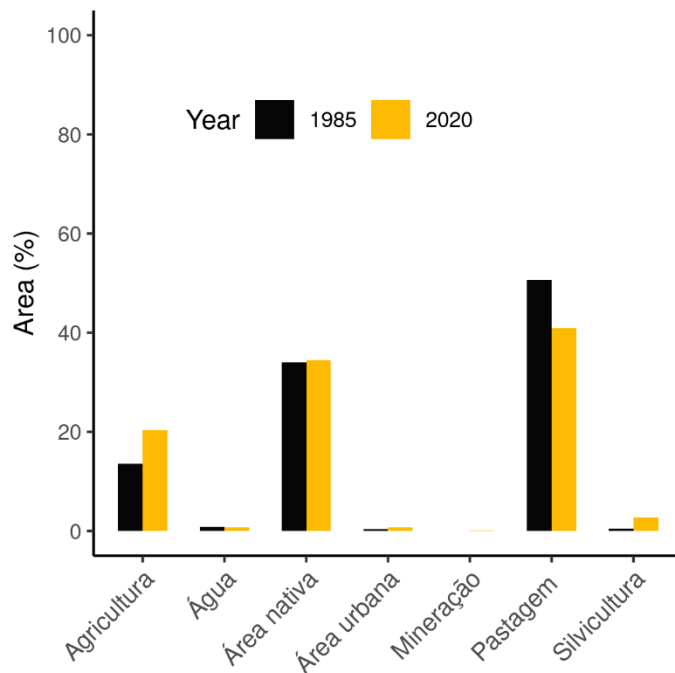


Figura 3. Porcentagem de área para cada classe de uso do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), para os anos de 1985 e 2020, baseado nos dados do MapBiomas Coleção 6.

As áreas naturais mantiveram relativa estabilidade, quando comparadas à 1985, representando 34,53% da cobertura total em 2020 (Figura 3) e concentraram-se no Alto Rio Doce (Figura 2). Contudo, a análise temporal evidenciou um processo contínuo de substituição da vegetação primária por vegetação secundária

(Figura 4). Além disso, nota-se que o desmatamento da vegetação primária diminuiu, enquanto o da vegetação secundária aumentou substancialmente ao longo do período analisado (Figura 5), o que aponta para uma transformação intensa e duradoura na paisagem natural da bacia.

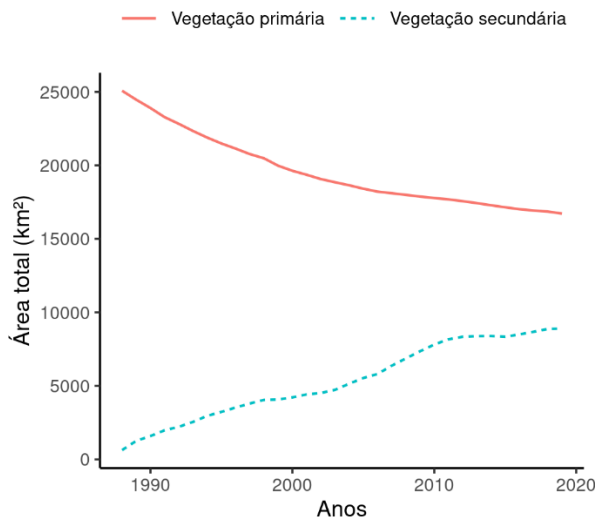


Figura 4. Evolução da área de vegetação primária e secundária na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), entre os anos de 1988 e 2020, baseada nos dados do MapBiomas Coleção 6.

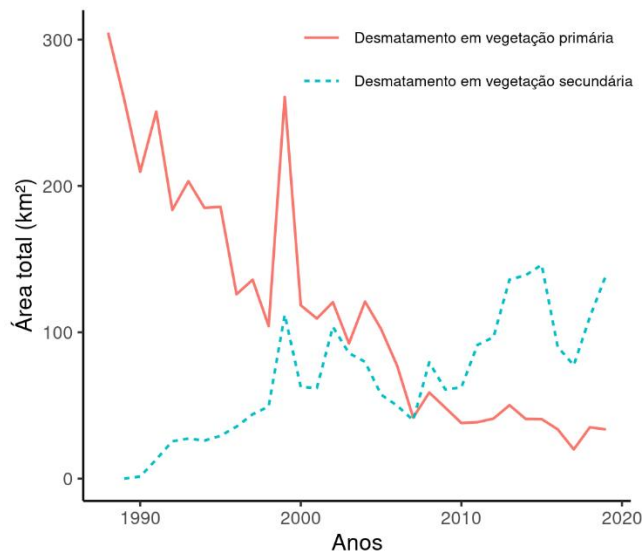


Figura 5. Evolução do desmatamento em áreas nativas no estágio de vegetação primária e de vegetação secundária na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), entre os anos de 1988 e 2020, baseada nos dados do MapBiomas Coleção 6

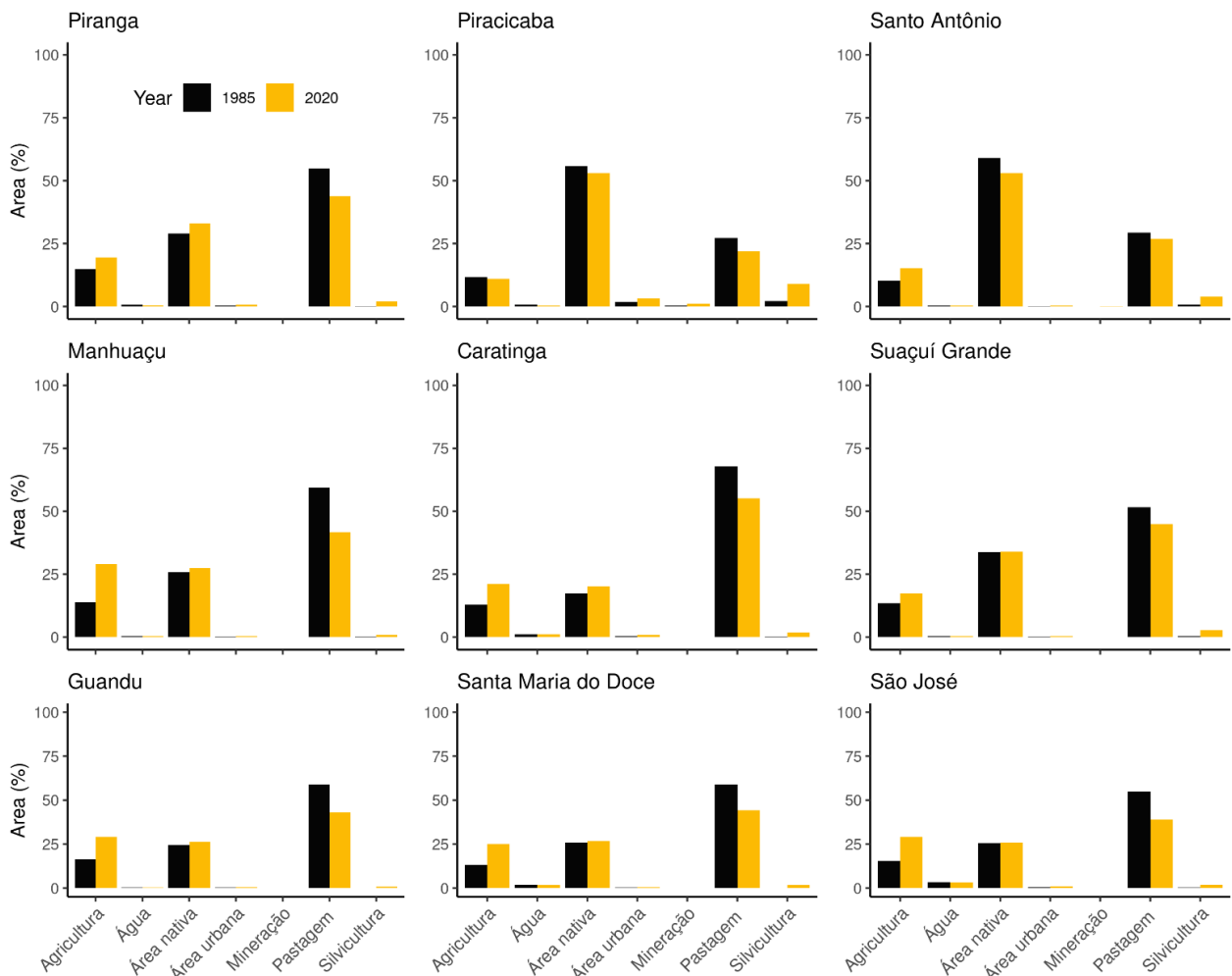


Figura 6. Porcentagem de área para cada classe de uso do solo dentro das diferentes unidades de planejamento hídricas (UPHs), na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), para os anos de 1985 e 2020, baseado nos dados do MapBiomas Coleção 6.

Ao analisar a transformação da ocupação e uso do solo nas UPHs da BHRD, constatou-se

que a classe Pastagem foi predominante na maioria delas, exceto nas UPHs de Piracicaba e

Santo Antônio (Alto Rio Doce), onde prevaleceu a Área Nativa (Figura 6). De modo geral, a área de Pastagem diminuiu em todas as UPHs, enquanto a Agricultura se expandiu, com exceção de Piracicaba, onde não houve crescimento agrícola expressivo. A UPH Caratinga destacou-se por manter mais de 50% de sua área ocupada por Pastagem em 2020, apesar de ter registrado uma redução expressiva de 12% desde 1985. Já Santo Antônio e Piracicaba, mesmo sendo as UPHs com maior porcentagem de Área Nativa da bacia, também apresentaram perdas dessa classe, de 5,94% e 2,62%, respectivamente.

Discussão

A BHRD passou por transformações intensas na paisagem, marcada por três processos centrais: a redução expressiva das formações vegetais nativas, com perda superior a 50% de sua área original; o declínio das áreas de pastagem entre 1985 e 2020, que ainda ocupam mais de 40% do território, mas vêm sendo convertidas em agricultura e silvicultura; e o avanço persistente da mineração (Box 1). Esses padrões confirmam tendências históricas de pressão antrópica e ressaltam desafios constantes para a gestão integrada do território (Fonseca, 1985; Rosa et al., 2021).

A análise espacial por UPHs evidenciou situações críticas, mesmo em áreas com maior proporção de vegetação nativa remanescente. Entre 1985 e 2020, a redução das pastagens foi acompanhada pela expansão da silvicultura e da agricultura, indicando intensificação produtiva em vez de recuperação ecológica. Observou-se ainda a sobreposição entre áreas naturais e projetos minerários em operação ou fase de planejamento, intensificando processos de degradação ambiental como a fragmentação de habitats, perda de conectividade ecológica e impactos na segurança hídrica (Pires et al., 2017; Wanderley et al., 2016). Apesar da redução do desmatamento de vegetação primária, o avanço sobre formações secundárias indica simplificação

estrutural e funcional da paisagem, interrupção da regeneração natural e maior vulnerabilidade ambiental (Meira-Neto, 2020; Ribeiro et al., 2020; Rosa et al., 2021). Nesse contexto, as UPHs com maiores extensões de vegetação nativa, como as do Alto Rio Doce (Piracicaba e Santo Antônio), desempenham papel essencial na conservação e na restauração da BHRD, ao promoverem a conectividade, a dispersão e a regeneração natural (Ribeiro et al., 2020). Por outro lado, as UPHs com predominância de pastagens e alta fragmentação, como Caratinga, demandam estratégias de restauração produtiva, integrando práticas agroecológicas e sistemas silvipastoris (Ribeiro et al., 2020). Assim, os padrões observados reforçam a necessidade de políticas de planejamento territorial orientadas pela restauração da paisagem, capazes de conciliar a conservação dos remanescentes florestais com o controle da expansão minerária e agropecuária de forma integrada na bacia (Coelho, 2009; Villén-Pérez et al., 2018).

A integração das séries temporais do uso da terra do MapBiomass com dados de licenciamento minerário da ANM permitiu diferenciar impactos já consolidados de áreas com risco de conversão iminente. A forte conversão da vegetação natural em pastagens e a expansão de áreas agrícolas e minerárias reforçam a necessidade de diretrizes claras para o uso múltiplo do solo (Pires et al., 2017). Adicionalmente, a predominância de projetos de mineração em operação confirma que grande parte dos impactos diretos da conversão da cobertura da terra encontram-se consolidados na bacia, impondo desafios para mitigar passivos ambientais acumulados (Salvador et al., 2020; Howe et al., 2023). A expansão dessas áreas acentua a pressão sobre remanescentes naturais, aumentando a fragmentação de habitats e os riscos à segurança socioambiental, situação que reflete o histórico de ocupação mineral em Minas Gerais desde o período colonial (Villén-Pérez et al., 2018; Wanderley et al., 2016).

Diante do histórico de desastres, como o rompimento da Barragem de Fundão na UPH Piracicaba, torna-se essencial monitorar constantemente as barragens de rejeitos e adotar sistemas de contenção adequados (Brasil, 2020). Para aprimorar o diagnóstico, recomenda-se que estudos futuros incluam a análise de fases do licenciamento com a tipologia mineral, além de realizarem auditorias independentes e promoverem maior transparência junto às comunidades potencialmente impactadas (Salvador et al., 2020; Villén-Pérez et al., 2018).

Nesse contexto, destaca-se a importância de políticas públicas integradas, apoiadas em instrumentos de monitoramento em múltiplas escalas. A conjugação de dados do MapBiomas com informações detalhadas do licenciamento mineral amplia a compreensão sobre áreas efetivamente convertidas e zonas de expansão potencial, subsidiando decisões mais eficazes para fiscalização, contenção de riscos e recuperação ambiental (Villén-Pérez et al., 2018).

Em síntese, este trabalho evidencia a necessidade de uma governança territorial integrada, apoiada em diagnósticos espaciais consistentes, como ferramenta essencial para equilibrar desenvolvimento econômico, conservação ambiental e segurança socioambiental das comunidades expostas aos impactos da mineração na BHRD.

CONCLUSÕES

O presente estudo integrou séries temporais de uso e ocupação da terra com dados de projetos de mineração na BHRD. Os resultados evidenciaram uma tendência crescente de impactos, destacando que mitigar passivos acumulados e conter novas frentes de degradação demanda uma governança territorial eficaz, mesmo em uma bacia hidrográfica historicamente impactada como a BHRD. Políticas públicas integradas, fiscalização contínua, transparência de informações e planejamento baseados no potencial de regeneração são fundamentais para

equilibrar conservação, uso sustentável do solo e segurança socioambiental das comunidades diretamente expostas aos riscos da mineração na BHRD.

Status da mineração e suas implicações para a conservação e restauração da BHRD

O projeto MapBiomas utiliza imagens de satélites, como o Landsat, para mapear anualmente as áreas efetivamente convertidas, identificando a superfície aberta pela atividade minerária. Essa abordagem capta apenas as lavras em operação visíveis na paisagem, e, portanto, é limitada para avaliar o impacto da mineração sobre a paisagem em sua totalidade (Howe et al., 2023). No Brasil, o licenciamento ambiental para a mineração envolve fases sucessivas tais como, requerimento de pesquisa, autorização para pesquisa, requerimento de lavra e concessão de lavra. Assim, grandes extensões territoriais podem estar sob direito minerário formalizado, mas ainda sem abertura visível, mantendo-se, portanto, invisíveis no mapeamento por satélite (Villén-Pérez et al., 2018).

Para superar essa lacuna metodológica, foram utilizados os dados da Agência Nacional de Mineração (ANM) para mapear as fases do processo de licenciamento minerário na BHRD até o ano de 2020. Em seguida as fases foram agrupadas em três categorias maiores de projetos, conforme abordagem de Villén-Pérez et al. (2018). Essa classificação permitiu estimar não apenas a ocupação minerária capturada pelo MapBiomas, mas também o potencial de expansão da atividade em diferentes estágios de formalização do processo de licenciamento (Figura 7). A categoria Projeto Potencial compreendeu empreendimentos em estágio preliminar, normalmente restritos à fase de pesquisa mineral, ou ainda aqueles que não apresentaram informações suficientes para confirmação do avanço do licenciamento. Nessa condição, as fases indicam apenas a possibilidade de exploração futura, sem garantia de instalação

efetiva da atividade minerária. Estão incluídas nessa categoria as fases de pesquisa mineral, pesquisa em andamento e situações com dados insuficientes para definição clara da etapa. A categoria de Projeto Planejado reuniu áreas com intenção formal de exploração, refletida em requerimentos protocolados na ANM, mas que ainda não possuem licença ou autorização definitiva para lavra. Esses projetos representam uma pressão iminente sobre a cobertura do solo, uma vez que sua aprovação pode resultar na abertura de novas frentes de extração. Foram incluídas nesta categoria as fases de requerimento

de lavra, requerimento de concessão de lavra, requerimento de registro de extração e requerimento de licenciamento. Por fim, a classe Projeto Existente englobou empreendimentos efetivamente consolidados, com título minerário ativo e extração mineral em operação. Essas áreas exercem impacto direto sobre o território, uma vez que o uso da terra já foi convertido para fins minerários. Compuseram essa categoria as fases de autorização de lavra garimpeira, concessão de lavra, licença de operação, licença de instalação, registro de extração e licenciamento.

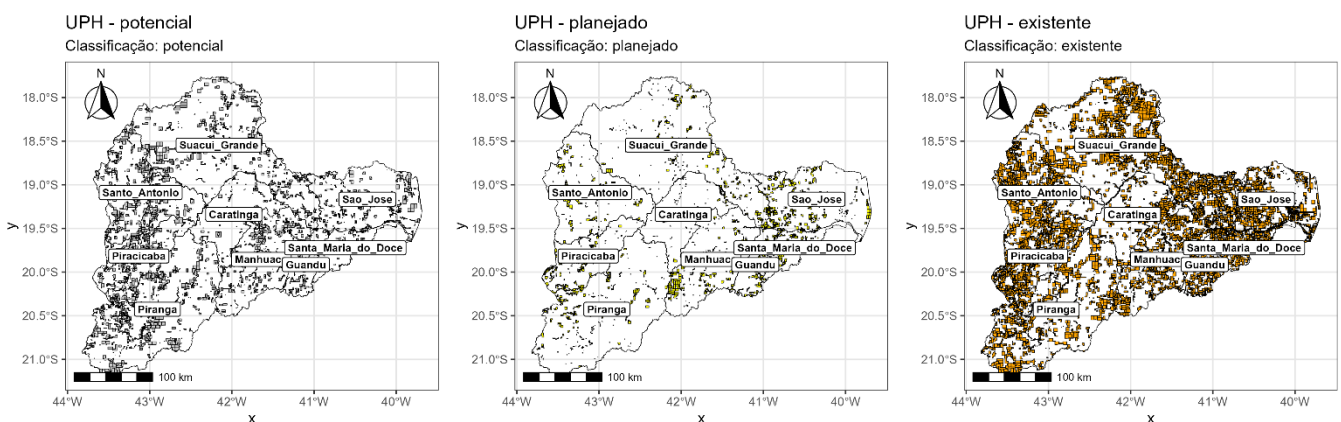


Figura 7. Fases de projetos de mineração mapeados para as UPHs da BHRD. Projeto potencial (painel à esquerda), projeto planejado (painel ao centro), projeto existente (painel à direita).

A atividade minerária na BHRD apresentou um estágio de exploração majoritariamente consolidado, com a maior parte da área minerária em fases avançadas do processo de licenciamento (Figura 7). Os projetos de mineração existentes foram os mais representativos em todas as UPHs analisadas (Figura 8). Destacaram-se as UPHs Santa Maria do Doce, Caratinga, Suaçuí Grande, Guandu, São

José e Manhuaçu, onde mais de 60% de seus territórios já foram convertidos nessa classe. Os projetos planejados foram mais expressivos em Guandu (16,22%) e São José (14,53%). Entre os projetos potenciais, os maiores percentuais foram observados em Piranga (36,72%), Santo Antônio (31,91%) e Piracicaba (31,22%), evidenciando a existência de áreas ainda não consolidadas.

Percentual de Ocupação Minerária por Fase em cada UPH

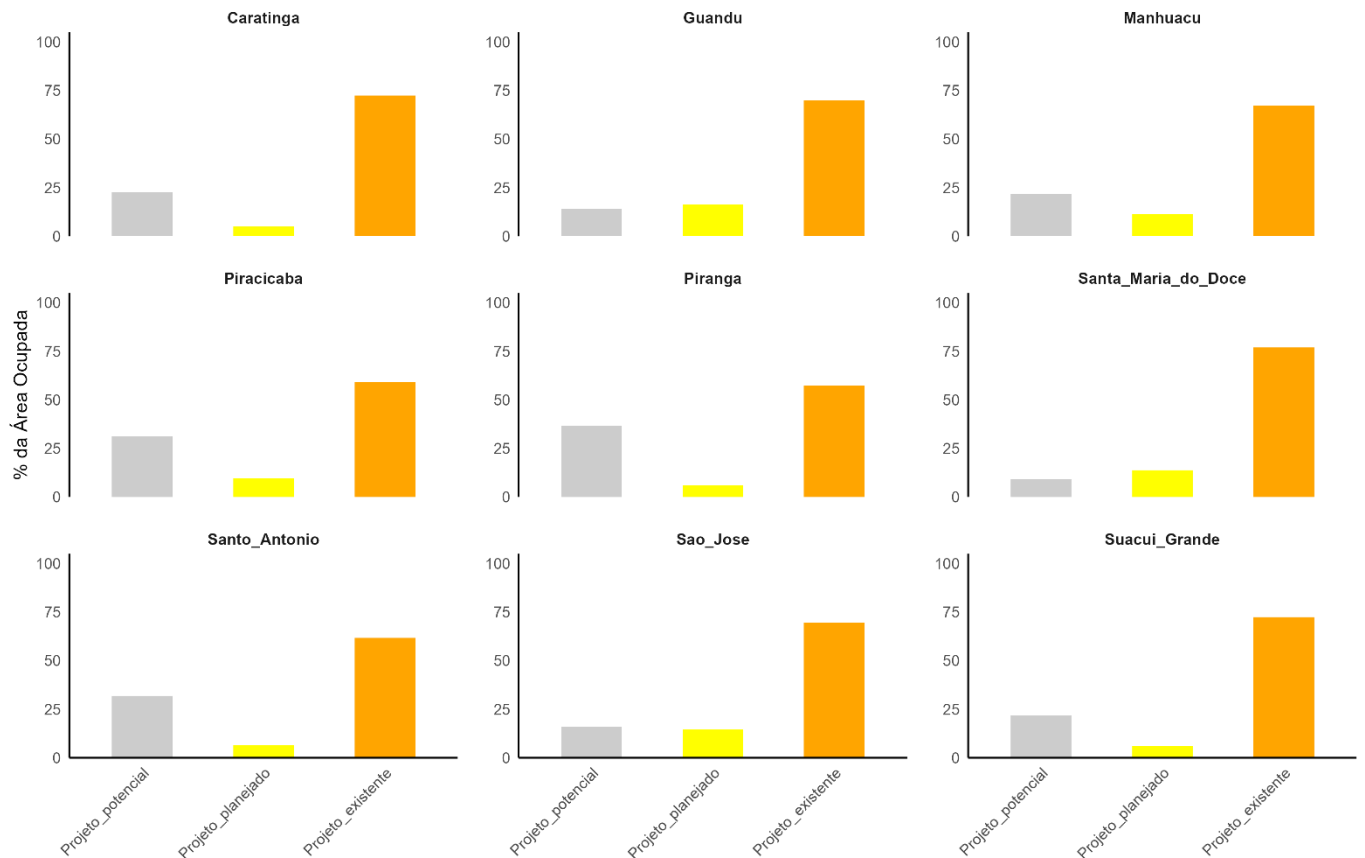


Figura 8. Área ocupada (% da área total da UPH) por cada categoria de projetos de mineração em cada UPH da BHRD.

ASPECTOS ÉTICOS E LEGAIS

Não há conflito de interesse relacionado à elaboração e publicação deste estudo.

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2013). *Plano integrado de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce: Relatório executivo*. ANA.

<https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CED/OC/Catalogo/2013/planoIntegradoDeRecursosHidricosDaBaciaHidrograficaDoRioDoce.pdf>

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2015). *Regiões hidrográficas brasileiras: Edição especial*. ANA. <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/regioeshidrograficas2014.pdf>

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2016). *Unidades de Planejamento Hídrico* [Vetor]. ANA.

<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/df48de18-753b-4789-964d-7f0967c53d08>

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2017). *Base Hidrográfica Ottocodificada da Bacia do Rio Doce 1:50.000/1:100.000* [Mapa]. ANA. <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/or/catalog/search#/metadata/96c91888-6888-466f-8b1e-f43921d169c7>

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15, 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>

Brasil. (2020). Lei n. 14.066, de 30 de setembro de 2020. *Diário Oficial da União*, Seção 1, p. 3. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/L14066.htm

Coelho, A. L. N. (2009). *Bacia hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): Uma análise socioambiental*

- integrada. *Revista Geografares*, 7, 131–146.
<https://doi.org/10.7147/GEO7.156>
- Espíndola, H. S. (2015). Vale do rio Doce: Fronteira, industrialização e colapso socioambiental. *Fronteiras*, 4(1), 160–206.
- Fonseca, G. A. B. (1985). The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 34(1), 17–34.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(85\)90055-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(85)90055-2)
- Garay, I. & Rizzini C. M. (2004). *A Floresta Atlântica de Tabuleiros: Diversidade Funcional da Cobertura Arbórea*. Vozes.
- Howe, L., Johnston, S., & Côte, C. (2023). Mining-related environmental disasters: A High Reliability Organization (HRO) perspective. *Journal of Cleaner Production*, 417, 137965.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137965>
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2015). *Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais*. IBAMA.
https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemfundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020). *Malha municipal digital da divisão político-administrativa brasileira: Unidades da Federação (UF), 2020* [Mapa]. IBGE.
<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=downloads>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). *Vegetação Brasil escala 250 mil, versão 2021* [Mapa]. IBGE.
https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/vetores/escala_250_mil/
- MapBiomas. (2021). *Projeto MapBiomas – Coleção 6 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil*.
<https://Mapbiomas.org/>
- Meira-Neto, J. A. A. (2020). Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. *Forest Ecology and Management*, 472, 118247.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>
- 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>
- Pires, A. P. F., Rezende, C. L., Assad, E. D., Loyola, R., & Scarano, F. R. (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), 187–193.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.003>
- QGIS Development Team. (2021). *QGIS Geographic Information System* (Version 3.22.4-Białowieża) [Computer software]. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>
- R Core Team (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
<https://www.R-project.org/>
- Rosa, M. R., Brancalion, P. H. S., Crouzeilles, R., Tambosi, L. R., Piffer, P. R., Lenti, F. E. B., Hirota, M., Santiami, E., & Metzger, J. P. (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil’s Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, 7(4), eabc4547.
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>
- Rose, R. L., Mugi, S. R., & Saleh, J. H. (2023). Accident investigation and lessons not learned: accimap analysis of successive tailings dam collapses in Brazil. *Reliability Engineering & System Safety*, 236, 109308.
<https://doi.org/10.1016/j.ress.2023.109308>
- Ribeiro, S. M. C., Rajão, R., Nunes, F., Assis, D., Neto, J. A., Marcolino, C., Lima, L., Rickard, T., Salomão, C., & Filho, B. S. (2020). A spatially explicit index for mapping Forest Restoration Vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. *Science of The Total Environment*, 744, 140647.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140647>

Salvador, G. N., Leal, C. G., Brejão, G. L., Pessali, T. C., Alves, C. B. M., Rosa, G. R., Ligeiro, R., & Montag, L. F. de A. (2020). Mining activity in Brazil and negligence in action. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(2), 139–144. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.003>

Simonelli, M. (2007). Diversidade e Conservação das Florestas de Tabuleiros no Espírito Santo. In L. F. T. Menezes, F. R. Pires, O. J. Pereira (Eds.), *Ecossistemas de Costeiros do Espírito Santo: Conservação e Restauração*. EDUFES.

Travassos, L., Freitas, J. F. T. & Mendonça, J. M. (1964). Relatório da excursão do Instituto Oswaldo Cruz ao Parque de Reserva e Refúgio Soóretama, no estado do Espírito Santo, em outubro de 1963. *Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão*, 23,1-26. http://boletim.sambio.org.br/pdf/zo_023.pdf

Turner, B. L., Lambin, E. F., & Reenberg, A. (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20666–20671. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>

United Nations Environment Programme. (2021). *Becoming Generation Restoration: Ecosystem restoration for people, nature and climate*. UNEP. <https://www.unep.org/resources/ecosystem-restoration-people-nature-climate>

Villén-Pérez, S., Mendes, P., Nóbrega, C., Gomes Córtes, L., & De Marco, P. (2018). Mining code changes undermine biodiversity conservation in Brazil. *Environmental Conservation*, 45(1), 96–99. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000376>

Wanderley, L. J., Mansur, M. S., Milanez, B., & Pinto, R. G. (2016). Desastre da Samarco/Vale/BHP no Vale do Rio Doce: Aspectos econômicos, políticos e socioambientais. *Ciência e Cultura*, 68(3), 30–35. <https://doi.org/10.21800/2317-66602016000300009>



BOLETIM DO
MUSEU DE BIOLOGIA
MELLO LEITÃO
SÉRIE INMA



Impactos das mudanças climáticas sobre as espécies vegetais utilizadas na restauração da Bacia Hidrográfica do Rio Doce

Impacts of climate change on plant species relevant to ecological restoration in the Doce River Basin

Alan Gerhardt Braz^{1*}, Danielle de Oliveira Moreira¹, Daphne Spier¹, Marinez Ferreira de Siqueira^{1,2,3}

¹ Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Av. José Ruschi, 4, Centro, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, CEP: 29650-000, brazagm@gmail.com, Orcid: 0000-0003-4160-7039, daniomoreira@gmail.com, Orcid: 0000-0002-5968-9573, daphnespier@gmail.com, Orcid: 0000-0003-4253-2171, marinez.siqueira1@gmail.com, Orcid: 0000-0002-6869-0293

² Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), R. Jardim Botânico, 1008, Jardim Botânico, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, CEP: 22460-030,

³ Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

*Autor correspondente: brazagm@gmail.com

Recebido: 07/08/2025
Aceito: 23/10/2025

Resumo

Estratégias eficazes para a conservação de habitats naturais e restauração de áreas degradadas dependem de previsões dos impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade. Este estudo avaliou os efeitos das mudanças climáticas sobre a flora arbustiva e arbórea da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), com o objetivo de identificar áreas vulneráveis para orientar projetos de restauração na região. Utilizamos Modelos de Nicho Ecológico para estimar a distribuição potencial de 174 espécies arbustivas e arbóreas utilizadas em iniciativas de restauração na bacia. Os modelos foram calibrados com base nos registros de ocorrência de cada espécie e projetados para quatro períodos temporais até 2100, considerando três cenários socioeconômicos de mudanças globais (otimista, intermediário e pessimista). Nossos resultados indicaram que, apesar de apresentarem perdas drásticas no potencial de ocorrência de espécies quando comparadas com o cenário atual, as regiões do alto e baixo rio Doce apresentam as melhores perspectivas para restauração na bacia, pois mantêm maior potencial de ocorrência de espécies usadas na restauração nos cenários futuros. Áreas destinadas à silvicultura e mosaicos de agricultura-pastagem também demonstraram grande potencial para iniciativas de restauração. Para alcançar resultados duradouros, é essencial que os projetos de restauração na BHRD considerem os efeitos das mudanças climáticas sobre as espécies utilizadas na recuperação de áreas degradadas.

Palavras-chave: Aquecimento global. Desmatamento. Mata Atlântica. Modelos de nicho ecológico. Restauração ecológica.

Abstract

Effective strategies for natural habitat conservation and restoration of degraded areas depend on predictions of climate change impacts on biodiversity. This study evaluated the effects of climate change on shrub and tree flora of the Rio Doce watershed (BHRD, Portuguese acronym), aiming to identify vulnerable areas to guide restoration projects in the region. We used Ecological Niche Models to estimate the potential

distribution of 174 shrub and tree species employed in restoration initiatives within the watershed. Models were calibrated based on occurrence records for each species and projected across four temporal periods until 2100, considering three socioeconomic scenarios of global change (optimistic, intermediate, and pessimistic). Our results indicated that, despite showing drastic losses in species occurrence potential when compared to the current scenario, the upper and lower Rio Doce regions present the best prospects for restoration in the watershed, as they maintain greater occurrence potential for species used in restoration under future scenarios. Areas designated for silviculture and agriculture-pasture mosaics also demonstrated great potential for restoration initiatives. To achieve lasting results, restoration projects in the BHRD must consider the effects of climate change on the species used in the recovery of degraded areas.

Keywords: Global warming. Deforestation. Atlantic Forest. Ecological niche models. Ecological restoration.

INTRODUÇÃO

A restauração de ecossistemas é indispensável para a conservação da biodiversidade diante do cenário atual de mudanças globais. O desmatamento intenso, a perda de habitats naturais e a degradação dos ecossistemas afetam gravemente a biodiversidade e perturbam o funcionamento ecossistêmico. Manter os ecossistemas intactos ou restaurá-los é a melhor estratégia para preservar suas funções ecológicas essenciais e os serviços ecossistêmicos, incluindo a produção primária (Ding et al., 2021; Jiang et al., 2019), o armazenamento de carbono (Jakovac et al., 2024; Shimamoto et al., 2018), a regulação do ciclo da água e o fornecimento de abrigo e alimento para diversas espécies animais (Meli et al., 2014). Além disso, a restauração de ecossistemas é uma abordagem para mitigar as mudanças climáticas, removendo gases de efeito estufa da atmosfera (Shukla et al., 2022). Sem ações de restauração ecologicamente orientadas, os ecossistemas continuam sujeitos a pressões antrópicas crescentes, atingindo limiares críticos que ameaçam o colapso dos serviços ecossistêmicos (IPBES, 2019; Watson et al., 2018).

Nesse contexto global de necessidade urgente de restauração, o Brasil possui um dos maiores potenciais para recuperação de ecossistemas no mundo (Bastin et al., 2019; Brancalion et al., 2016), e a Mata Atlântica representa um hotspot de conservação com grandes oportunidades de restauração (Brancalion et al., 2016). No Acordo de Paris sobre a Convenção do Clima em 2015, o Brasil estabeleceu a meta de restaurar 12 milhões de hectares (Governo Federal, 2024; Ministério das Relações Exteriores, 2015) e, desde 2009, a iniciativa do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica tem vinculado estrategicamente atores multissetoriais para um esforço de restauração de 15 milhões de hectares de Mata Atlântica até 2050 (Rodrigues et al., 2009).

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) está inserida na Mata Atlântica do sudeste brasileiro e corresponde a uma das regiões mais degradadas do país, sendo prioritária para iniciativas de restauração. A degradação ambiental na bacia está diretamente relacionada às atividades agropecuárias, a mineração e a extração de madeira (Coelho, 2009; Meira-Neto et al., 2020). Além disso, a conservação dos

ecossistemas naturais na região foi gravemente ameaçada pelo rompimento da barragem do Fundão em 2015, no município de Mariana, Minas Gerais (Pires et al., 2017). Esses impactos podem ser ainda mais severos considerando as mudanças climáticas previstas para a região, incluindo aumentos de 1 a 3 °C na temperatura média e reduções de até 150 mm na precipitação na estação seca até 2080 (May et al., 2020).

Apesar do potencial para a conservação da biodiversidade, as iniciativas de restauração de ecossistemas enfrentam inúmeros obstáculos para serem implementadas. A restauração ativa (i.e., iniciativas com intervenção humana direta) enfrenta obstáculos como custos elevados, falta de investimentos, recursos humanos limitados e ausência de políticas governamentais de incentivo (Strassburg et al., 2019). Por conta disso, a priorização de áreas para restauração é uma estratégia fundamental para orientar os esforços de recuperação e conservação dos sistemas naturais, direcionando os recursos limitados para áreas com maior chance de sucesso.

Entender as respostas das espécies às mudanças climáticas é imprescindível para uma priorização eficaz, evitando o uso de espécies vegetais sensíveis às mudanças no clima e identificando as áreas mais propícias para a persistência das populações a médio e longo prazo (Simonson et al., 2021). Os Modelos de Nicho Ecológico (MNE), ou Modelos de Distribuição de Espécies (MDE), são ferramentas utilizadas para prever os impactos das mudanças no clima e perda de habitat sobre a distribuição das espécies e orientar estratégias de conservação (Guisan & Zimmermann, 2000; Peterson, 2006). Embora frequentemente usados como sinônimos, modelos de nicho ecológico focam nas relações entre a espécie e o seu espaço ambiental enquanto modelos de distribuição de espécies incluem a projeção espacial desse nicho considerando limitações geográficas e de dispersão (Peterson & Soberón, 2012; Xu et al., 2025). Os MNE

correlacionam os registros de ocorrência da espécie com variáveis ambientais (como variáveis climáticas, condições de solo, cobertura da vegetação, entre outras), para estimar o seu nicho ou sua distribuição potencial geográfica no presente e, também, projetá-la em diferentes cenários passados e futuros (Franklin, 2010; Thuiller, 2024; Xu et al., 2025). A modelagem de nicho é comumente utilizada para estimar a área de distribuição de uma espécie (i.e., presença e ausência) a partir da estimativa da adequabilidade ambiental para a sua ocorrência.

O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos das mudanças climáticas na distribuição potencial da flora arbustiva e arbórea da BHRD com o intuito de identificar áreas vulneráveis que orientem estratégias robustas de restauração ecológica. Nossa investigação baseou-se em modelagem de nicho ecológico, projetando a adequabilidade climática das espécies utilizadas em programas de restauração na bacia até o ano de 2100. Dessa forma, buscamos identificar as áreas mais vulneráveis em cenários de mudanças climáticas e aquelas com maior potencial para o sucesso de iniciativas de restauração a longo prazo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e espécies

Este estudo abrange a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), localizada no sudeste do Brasil e com altitudes entre 0 e 2,891 m (Figura 1). A BHRD possui uma área de drenagem de aproximadamente 87 mil km² e abrange 228 municípios, com 86% de seu território localizado no estado de Minas Gerais (MG) e 14% no Espírito Santo (ES) (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico [ANA], 2023). Seu curso d'água principal tem 888 km de extensão e deságua no Oceano Atlântico no distrito de Regência-ES (ANA, 2016). A BHRD possui 98% de sua área inserida no bioma Mata Atlântica e 2%

no bioma Cerrado (ANA, 2023), ambos hotspots mundiais de biodiversidade (Myers et al., 2000). Os principais tipos de vegetação da bacia são Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual, Formação Savânica (Cerrado e campos rupestres), Formação Pioneira (Restinga,

mangue e vegetação com influência fluvial ou lacustre), Campinarana e áreas de contato (ecótonos e encraves florestais) (Coelho, 2009). Para a apresentação dos resultados, adotou-se a subdivisão da bacia em alto, médio e baixo rio Doce, conforme a Figura 1.

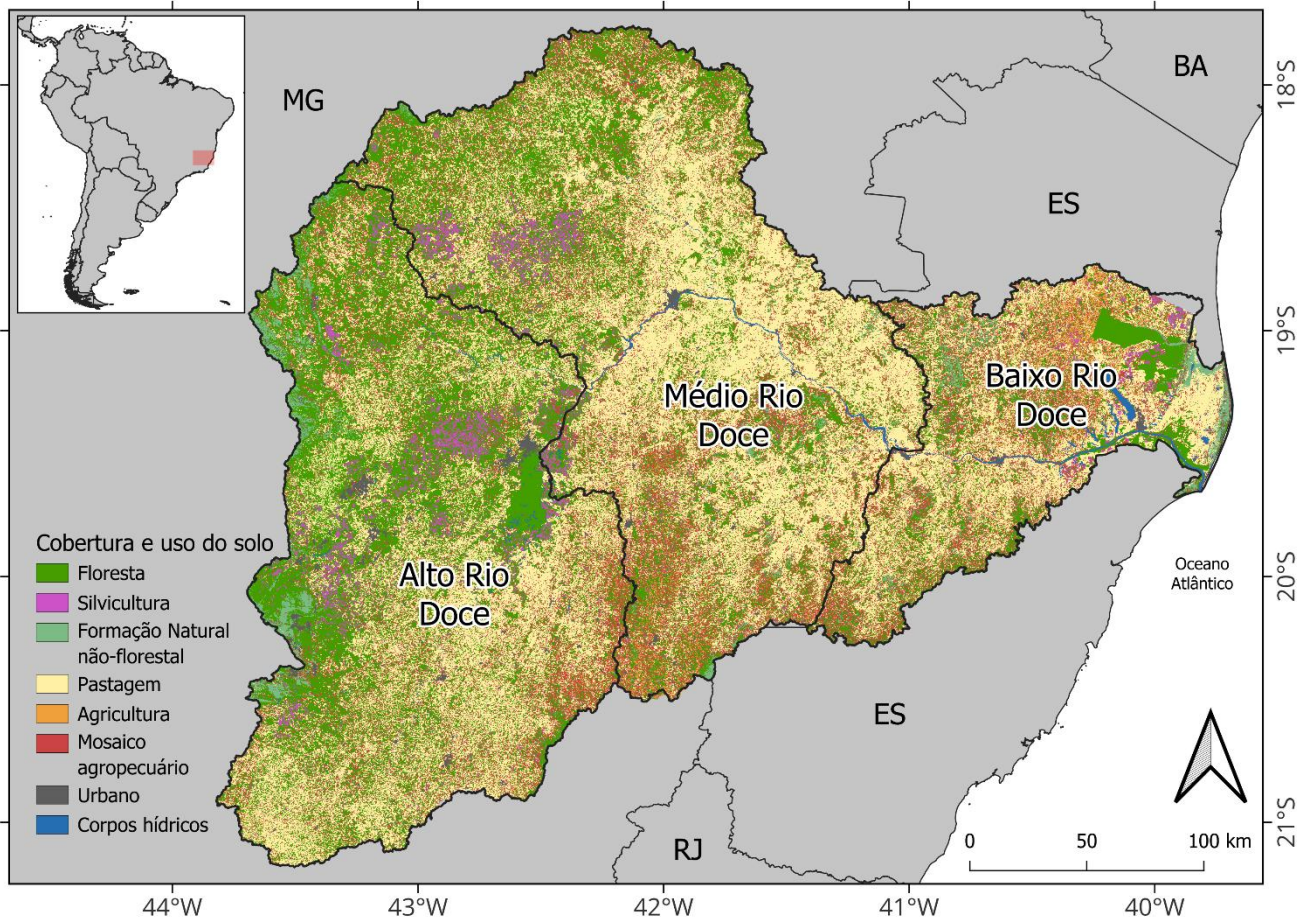


Figura 1. Cobertura e uso do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Os limites da bacia seguem a delimitação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2023) e a cobertura e uso do solo foi obtida a partir da Coleção 10.0 do MapBiomas para o ano de 2024 (Projeto MapBiomas, 2025).

Avaliamos os possíveis efeitos das mudanças climáticas em espécies de plantas arbustivas e arbóreas utilizadas em projetos de restauração na bacia. Partimos de uma lista inicial de 190 espécies disponibilizada pela Fundação Renova, com base nas espécies coletadas na bacia pela Rede Rio Doce de Sementes e Mudanças até 15 de abril de 2023. No entanto, esse conjunto inicial foi submetido a uma série de critérios de filtragem para identificar as espécies com dados suficientes para uma modelagem confiável, que incluíram revisão taxonômica e triagem de ocorrência

geográfica, como apresentadas abaixo. O conjunto final de espécies elegíveis para a modelagem ($n = 174$), portanto, é um subconjunto da lista inicial.

Inicialmente, verificamos a nomenclatura de cada espécie da lista inicial, corrigindo erros tipográficos e removendo táxons não identificados em nível de espécie. Selecionamos apenas espécies arbóreas e arbustivas que atendessem simultaneamente aos seguintes critérios: (i) habitat terrestre; (ii) ocorrência nos estados de Minas Gerais ou Espírito Santo; e (iii)

distribuição natural na Mata Atlântica ou Cerrado. Posteriormente, revisamos o status taxonômico das espécies selecionadas conforme a Flora do Brasil 2020 (Brazil Flora Group, 2021), buscando os nomes e sinônimos atualmente válidos (Material Suplementar S1). As revisões taxonômicas foram realizadas utilizando os pacotes 'flora' (Carvalho, 2013), 'Rocc' (Mortara & Sánchez-Tapia, 2020) e 'taxize' (Chamberlain & Szöcs, 2013) implementados no ambiente R, v. 4.5.0 (R Core Team, 2025).

Registros de ocorrência

Os registros de ocorrência das espécies foram compilados a partir da base de dados do Global Biodiversity Information Facility (GBIF) e o conjunto de dados se encontra disponível para consulta em GBIF.org (2024).

Coletamos todos os registros de espécimes disponibilizados em coleções científicas, amostrados após 1950, que fazem parte da totalidade da distribuição geográfica das espécies focais e sem problemas geoespaciais identificados pela base de dados. Os dados de ocorrência foram submetidos a um processo de validação automatizada com quatro etapas: (1) verificação da correspondência entre o país reportado e as coordenadas geográficas; (2) remoção de registros com coordenadas aproximadas (centroídes de países, coleções institucionais ou capitais); (3) exclusão de registros com coordenadas incorretas (igual a zero ou longitude igual à latitude); e (4) remoção dos registros fora da distribuição nativa da espécie de acordo com o Plants of the World Online (POWO, 2025). A validação automática foi realizada utilizando os pacotes 'CoordinateCleaner' (Zizka et al., 2019) – sendo aplicadas as filtragens espaciais de capitais, centróides, instituições de pesquisa e outliers – e o pacote 'rWCVP' (Brown et al., 2023). Em seguida, submetemos os resultados da validação automática a uma verificação manual através do exame visual da distribuição dos registros válidos

para cada espécie. As distribuições inconsistentes foram validadas de acordo com a Flora do Brasil (Brazil Flora Group, 2021). Por exemplo, as distribuições geográficas de *Albizia polycephala* e *Enterolobium glaziovii* basearam-se nas distribuições reportadas na Flora do Brasil (Brazil Flora Group, 2021) devido à nomenclatura não reconhecida no banco Plants of the World. Para reduzir a autocorrelação espacial e reter um número adequado de registros de presença para a calibração do modelo, o número máximo de registros válidos com uma distância mínima de 10 km entre si foi selecionado utilizando o pacote 'spThin' (Aiello-Lammens et al., 2015). A área de calibração do modelo foi delimitada através do pacote 'terra' (Hijmans, 2025) por um buffer de 300 km para além de um mínimo polígono convexo englobando todos os registros válidos da espécie, representando a extensão geográfica acessível e ambientalmente relevante para cada espécie. A maioria das espécies estudadas possuem distribuição nativa na América do Sul e Central, concentrando a maior parte das áreas de calibração nessa região geográfica. No entanto, a maior área de calibração foi para o saboneteiro, *Sapindus saponaria*, espécie com maior extensão geográfica, com registros de ocorrência desde o sul dos Estados Unidos da América até a Argentina. Os dados processados e as análises subsequentes podem ser encontrados no repositório do estudo (https://github.com/Projeto-BHRD-INMA/BHRD_Boletim_R).

Variáveis ambientais

A adequabilidade climática de cada espécie foi estimada usando 19 variáveis bioclimáticas do banco de dados WorldClim v. 2 (Fick & Hijmans, 2017), derivadas de dados de temperatura e precipitação, com uma resolução de 2,5 arc-minutos (aproximadamente 25 km²). Para comparar os resultados entre as diferentes espécies e evitar a multicolinearidade, reduzimos a dimensionalidade das 19 variáveis bioclimáticas

através de uma Análise de Componentes Principais (PCA do acrônimo em inglês) (Cruz-Cárdenas et al., 2014). Foram selecionados os seis primeiros componentes principais, abrangendo assim aproximadamente 95% da variância ambiental na região Neotropical. Esses componentes foram utilizados como variáveis preditoras para calibrar os modelos e projetá-los nos diferentes cenários climáticos.

A adequabilidade climática para cada espécie foi projetada em um cenário atual (1970-2000) e quatro períodos futuros (2021-2040, 2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100), utilizando o modelo climático do Instituto Max Planck (MPI-ESM1.2) (Gutjahr et al., 2019). A escolha deste modelo foi baseada na avaliação dos modelos disponíveis para a região da BHRD apresentados no artigo “Caracterização climática presente e futura da Bacia Hidrográfica do Rio Doce” (Siqueira et al., no prelo), publicado neste mesmo volume. Consideramos três diferentes cenários de caminhos socioeconômicos (SSP do acrônimo em inglês) (Riahi et al., 2017): o cenário mais otimista (SSP126); o cenário intermediário (SSP370); e o cenário mais pessimista (SSP585). Destacamos que esta denominação dos cenários foi adotada para simplificar as comparações entre os cenários analisados neste estudo. Essa combinação totalizou 12 cenários distintos de mudanças climáticas (três caminhos socioeconômicos em quatro períodos temporais) para a adequabilidade climática de cada espécie.

Modelos de nicho ecológico

Calibramos modelos de nicho ecológico utilizando sete algoritmos distintos, agrupados em três categorias: (1) métodos baseados somente em registros de presença (Bioclim, Domain e distância de Mahalanobis); (2) métodos de presença-ausência (GLM, BRT e Random Forest); e (3) método de presença-background (Maxent). Os modelos somente de presença foram calibrados no pacote 'dismo' (Hijmans et al.,

2017), enquanto os modelos de presença-ausência foram calibrados no pacote 'biomod2' (Thuiller et al., 2009). O método de presença-background foi calibrado no Maxent v. 3.4.4 (Phillips et al., 2006), implementado no pacote 'dismo', utilizando 10.000 pontos de background gerados aleatoriamente na área de calibração. Os modelos de presença-ausência utilizaram 1.000 pseudo-ausências geradas aleatoriamente a uma distância mínima de 100 km dos registros de presença, seguindo recomendações de Barbet-Massin et al. (2012) com adaptações para o nosso estudo. Todos os resultados foram padronizados numa escala de 0 (adequabilidade climática mínima) a 1 (adequabilidade máxima).

Para cada algoritmo, calibramos cinco réplicas utilizando validação cruzada, reservando aleatoriamente 20% dos registros de presença para teste. O desempenho de cada réplica foi avaliado através do True Skill Statistics (TSS; Allouche et al., 2006), que varia de -1 a +1, onde valores ≤ 0 indicam desempenho inferior ao acaso e valores próximos a +1 representam desempenho excelente. O TSS baseia-se na sensibilidade (proporção de presenças corretamente preditas) e especificidade (proporção de ausências corretamente preditas), utilizando o limiar que maximiza este índice. Esta métrica foi escolhida, pois não depende da prevalência dos dados e fornece uma medida robusta que equilibra adequadamente erros de omissão e comissão para quantificar a performance dos modelos. Apenas réplicas com desempenho moderado a excelente ($TSS \geq 0,5$) foram utilizadas para calcular os modelos médios para cada algoritmo. Para algoritmos somente de presença e presença-background, calculamos a especificidade e o TSS com base nas pseudo-ausências para permitir comparações entre as performances dos modelos gerados por diferentes algoritmos. Finalmente, combinamos os modelos médios de cada algoritmo em um modelo consenso único (Araújo & New, 2007) para cada espécie e cenário. A

distribuição binária (i.e., presença ou ausência) de cada espécie foi definida aplicando a regra da maioria sobre as réplicas selecionadas. Neste caso, as réplicas foram binarizadas utilizando o limiar de corte (threshold) que maximiza o valor do TSS e, em seguida, as réplicas com desempenho moderado a excelente foram somadas para a identificação das áreas de presença indicadas pela maioria (i.e., mais de 50% das réplicas).

Potencial de ocorrência de espécies, áreas vulneráveis e uso do solo

Os resultados dos modelos consenso foram interpretados como áreas climaticamente adequadas para ocorrência das espécies em cada cenário, denominadas distribuições potenciais. O impacto das mudanças climáticas na distribuição das espécies na BHRD foi quantificado por meio da diferença entre a área de distribuição potencial no cenário atual e nos cenários futuros dentro dos limites da bacia. Consideramos expansão da distribuição quando a área projetada no futuro foi maior que a atual, redução da distribuição quando a área futura foi menor que a atual e estabilidade quando não houve alteração da distribuição potencial no futuro. A fim de classificar estes processos, definimos perdas e ganhos abaixo de 5% como oscilações toleráveis para classificar estabilidade da distribuição. Além disso, para distinguir as espécies com perdas alarmantes da sua área de distribuição, definimos perdas acima de 95% da área de distribuição atual como críticas.

O potencial de ocorrência de espécies foi calculado para cada célula geográfica (25 km²) através do somatório das espécies com distribuição potencial predita pelos modelos de nicho em cada cenário futuro. Esse indicador reflete a riqueza potencial de espécies arbustivas e arbóreas na paisagem sob diferentes condições climáticas. Posteriormente, identificamos as áreas mais vulneráveis às mudanças climáticas, dentro do contexto da restauração, com o mapeamento

das áreas com maior potencial de perda de espécies arbóreas e arbustivas utilizadas em projetos de restauração na BHRD. Essas áreas foram definidas como aquelas que apresentaram maior redução de espécies com distribuição potencial nos cenários futuros, de acordo com os modelos de nicho ecológico. Dessa forma, indicamos as regiões onde o uso dessas espécies em programas de restauração pode enfrentar maiores riscos de viabilidade a médio e longo prazo.

Para identificar as áreas degradadas com maior viabilidade para ações de restauração, calculamos o valor médio do potencial de ocorrência de espécies em quatro classes de uso antrópico do solo: agricultura, pastagem, silvicultura e mosaicos agricultura-pastagem. A categorização do uso do solo foi baseada nas classes de nível 2 da Coleção 10 do MapBiomas (Projeto MapBiomas, 2025), utilizando resolução espacial de 30 m.

RESULTADOS

As análises foram baseadas em 174 espécies obtidas a partir da lista inicial de espécies utilizadas em projetos de restauração na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Oito espécies foram excluídas devido ao número insuficiente de registros de ocorrência para a calibração do modelo de nicho ($n = 4$) e/ou a ausência de registros dentro da bacia ($n = 6$), enquanto outras oito espécies foram removidas após a revisão taxonômica e identificação de sinônimas. O conjunto de espécies analisadas neste estudo representa cerca de 24% da diversidade de espécies arbóreas e arbustivas com ocorrência na região (total de 713 espécies segundo a Flora do Brasil 2020) (Brazil Flora Group, 2021).

Os modelos apresentaram desempenho variando de moderado a excelente (TSSMÉDIO = $0,69 \pm 0,07$; Figura 2). Entre os sete algoritmos testados, Bioclim e Domain apresentaram os menores desempenhos (TSSMÉDIO = 0,61 para

ambos), enquanto os métodos baseados em presença-background e presença-ausência superaram os métodos de apenas presença (TSSMÉDIO entre 0,71 e 0,76; Figura 2). É importante ressaltar que as métricas reportadas

consideram exclusivamente réplicas com desempenho satisfatório ($TSS \geq 0,5$), não representando o desempenho total de todas as réplicas calibradas. O desempenho de cada réplica está disponível no Material Suplementar S2.

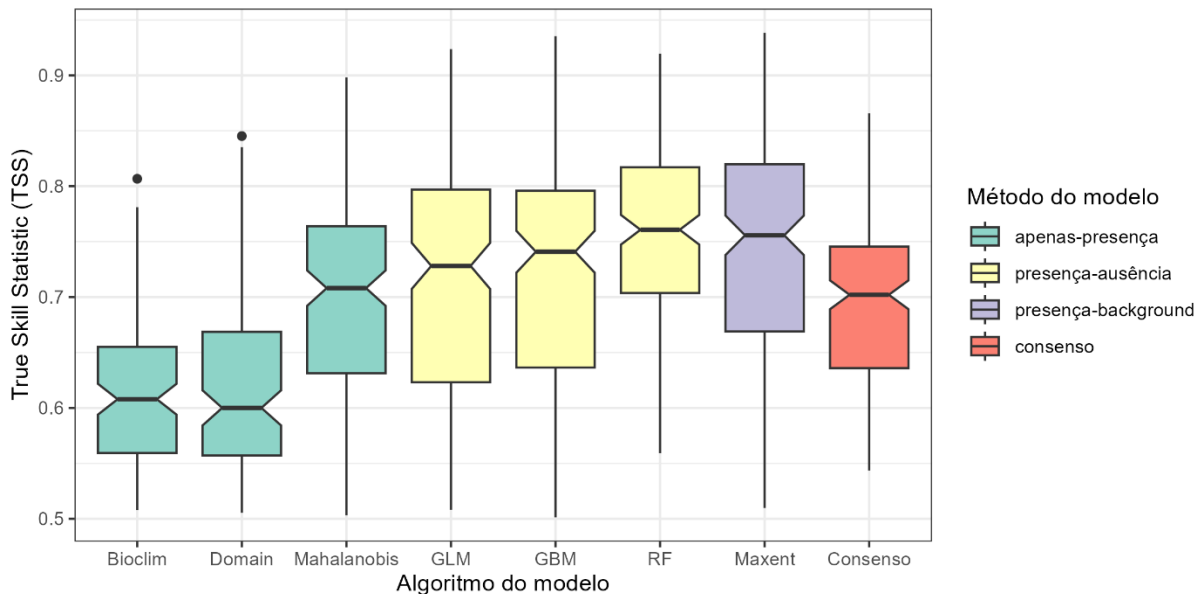


Figura 2. Distribuição dos desempenhos dos modelos entre todas as espécies, medida pelo *True Skill Statistic* (TSS), para cada algoritmo e para o modelo consenso. Mediana (linha horizontal em negrito), limites superior e inferior (caixas coloridas), limites superior e inferior da variação (linhas verticais) e outliers (pontos verticais) considerando apenas as réplicas de modelos com boa performance ($TSS \geq 0,5$).

Os modelos de nicho indicaram que cenários socioeconômicos mais pessimistas estão associados a maiores perdas de distribuição potencial na BHRD. O número de espécies com redução significativa de distribuição até 2100 ($> 5\%$ de perda de área) aumenta progressivamente do cenário otimista (67 espécies; 41,88%) para o intermediário (112 espécies; 70%) e pessimista (128 espécies; 80%) (Figura 3). As perdas críticas de distribuição ($> 95\%$ de perda de área) ameaçam uma espécie no cenário otimista (0,63%), nove no

intermediário (5,63%) e 20 no pessimista (12,50%). Inversamente, o número de espécies com distribuição estável ou em expansão diminui nos cenários socioeconômicos mais pessimistas. No cenário otimista, 93 espécies (58,13%) apresentaram expansão significativa ($> 5\%$ de ganho; 32,50%) ou estabilidade (25,63%) em sua distribuição potencial. Essa proporção reduziu para 48 espécies (30,01%) no cenário intermediário e 32 espécies (20,01%) no pessimista.

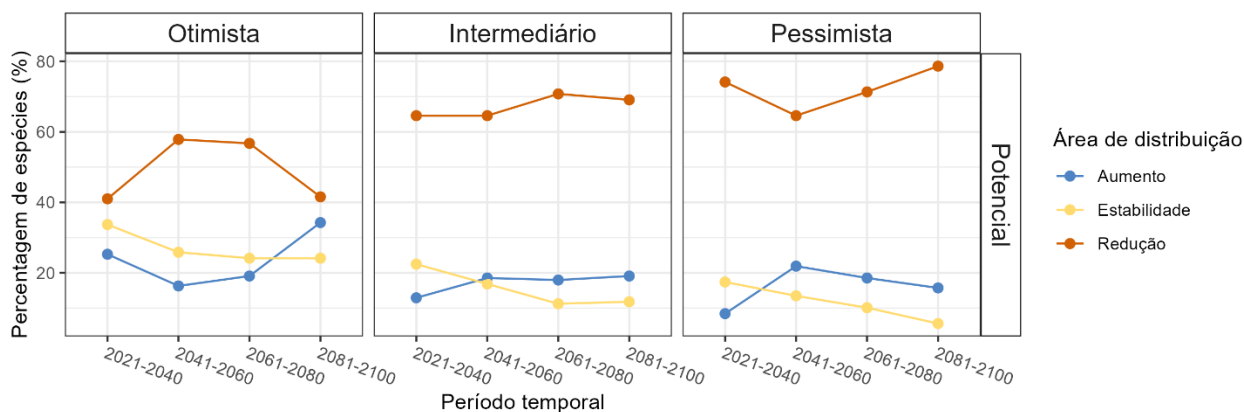


Figura 3. Percentagem de espécies com aumento (área de distribuição ganha > 5% no futuro), redução (área perdida > 5% no futuro) e estabilidade da área de distribuição potencial (variação de ganho ou perda de área que não excede 5%) em três diferentes cenários socioeconômicos de mudanças climáticas (otimista, SSP126; intermediário, SSP370; e pessimista, SSP585) dentro de Bacia Hidrográfica do Rio Doce até 2100.

O potencial de ocorrência de espécies na BHRD concentra-se predominantemente nas regiões do alto rio Doce (oeste da bacia) e baixo rio Doce (leste da bacia), independentemente do cenário climático (Figura 4). No cenário otimista (SSP126), o potencial médio de ocorrência mantém-se relativamente estável entre 2021-2040 (potencial médio = $87,29 \pm 26,73$) e 2081-2100

(potencial médio = $89,60 \pm 26,12$). Por outro lado, o cenário pessimista (SSP585) apresenta um declínio acentuado do potencial médio, de $72,96 \pm 29,63$ em 2021-2040 para $54,53 \pm 19,72$ em 2081-2100. A região centro-norte da bacia destaca-se pelo baixo potencial de ocorrência em todos os cenários avaliados (Figura 4).

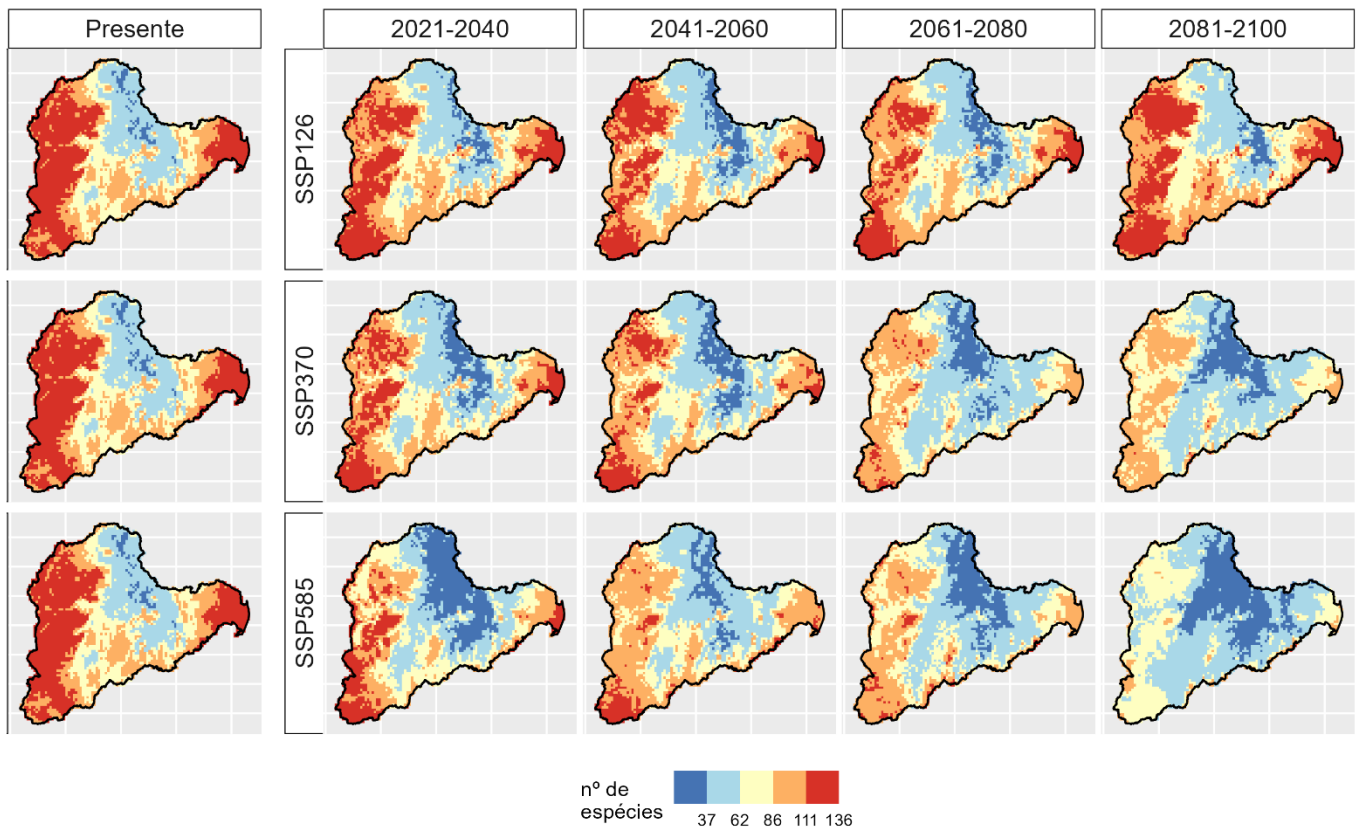


Figura 4. Distribuição do potencial de ocorrência de espécies dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Doce nos diferentes cenários socioeconômicos de mudanças climáticas (otimista, SSP126; intermediário, SSP370; e pessimista, SSP585). O potencial de ocorrência é apresentado pelo número de espécies com distribuição potencial indicada pelos Modelos de Nicho Ecológico na célula (5 x 5 km).

Entre as áreas de uso antrópico, aquelas destinadas à silvicultura apresentaram o maior potencial de ocorrência de espécies, seguidas pelas áreas de mosaico agricultura-pastagem (Figura 5). Dentre as áreas de silvicultura, a média de espécies com ocorrência potencial variou entre $106,46 \pm 16,99$ no cenário mais otimista (SSP126) e $65,68 \pm 17,77$ no cenário mais pessimista (SSP585) até 2100. Já dentre as áreas de mosaico

agricultura-pastagem, o número médio de espécies com potencial de ocorrência variou entre $91,35 \pm 24,03$ no cenário mais otimista e $54,55 \pm 17,43$ no cenário mais pessimista até 2100. As áreas de agricultura e pastagem mostraram valores médios similares de potencial de espécies, tanto temporalmente quanto entre cenários climáticos.

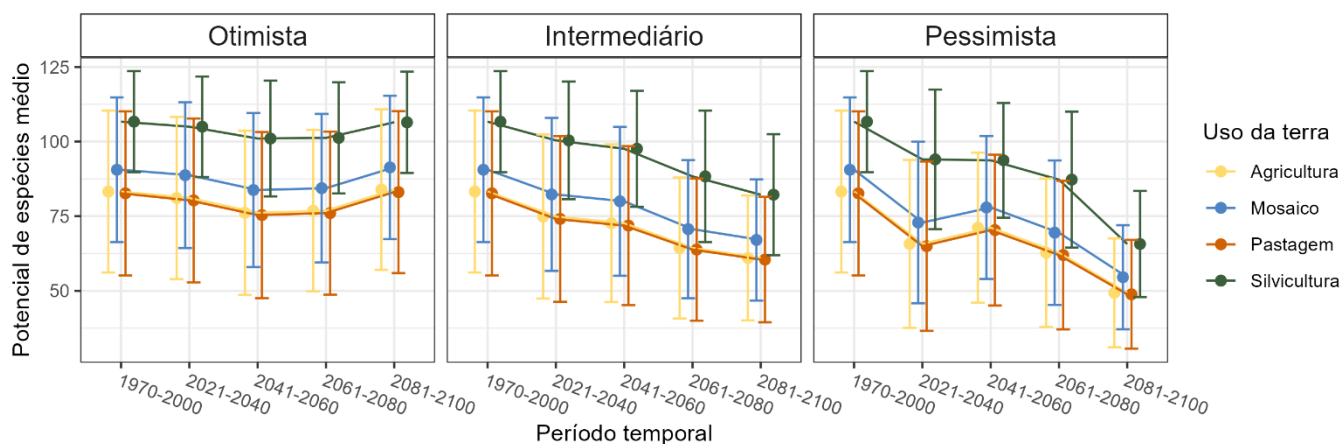


Figura 5. Potencial de espécies médio por diferentes classes de uso do solo dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. O potencial de espécies médio é apresentado ao longo do tempo em três cenários socioeconômicos de mudanças climáticas (otimista, SSP126; intermediário, SSP370; e pessimista, SSP585) e calculado a partir do número de espécies com distribuição potencial indicada pelos Modelos de Nicho Ecológico, associado ao seu respectivo desvio padrão para cada classe (linhas verticais e limites superiores e inferiores).

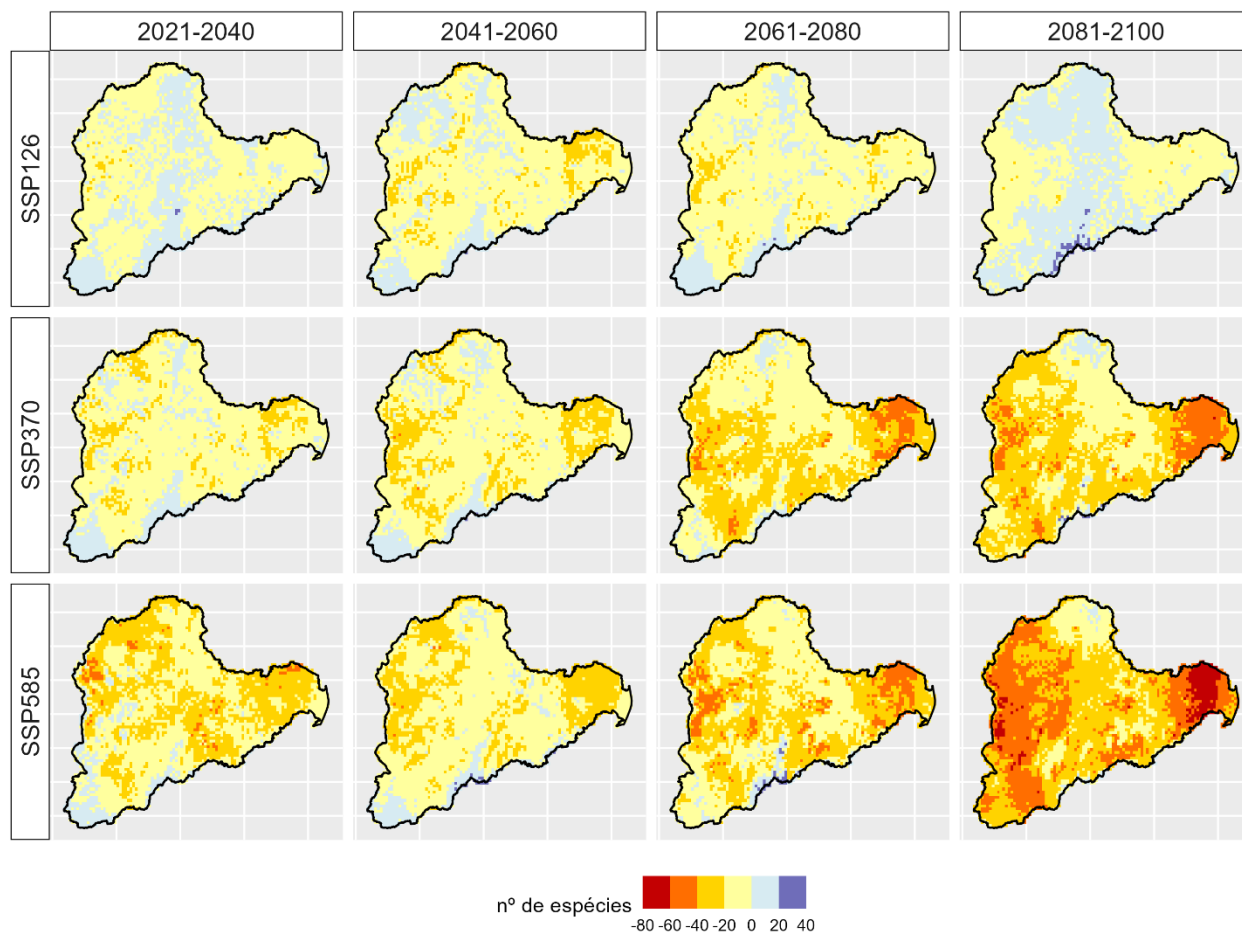


Figura 6. Distribuição do potencial de perda e ganho de espécies dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Doce nos diferentes cenários de mudanças climáticas, evidenciando as áreas de perda como áreas de vulnerabilidade. O potencial de perda em cada célula (5 x 5 km) é quantificado pelo número de espécies cuja distribuição atual indicada pelos Modelos de Nicho Ecológico foi perdida no futuro (valores negativos) e o potencial de ganho é quantificado pelo número de espécies com distribuição ganha (valores positivos).

A região do baixo rio Doce (leste da bacia) se destaca como a principal área de perda potencial de espécies, junto à região do alto rio Doce (Figura 6). A magnitude dessas perdas foi influenciada pelos cenários socioeconômicos e pela linha temporal. No cenário mais otimista (SSP126), as perdas máximas foram limitadas a 40 espécies. Sob o cenário intermediário (SSP370), as perdas tornaram-se mais expressivas a partir de 2060, atingindo até 60 espécies. No cenário mais pessimista (SSP585), as perdas previstas para essas áreas foram as mais severas, podendo perder entre 60 e 80 espécies no período de 2060 a 2100.

DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que a maioria das espécies arbustivas e arbóreas utilizadas em programas de restauração na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) perderá área de distribuição potencial no futuro. Embora as regiões do alto e baixo rio Doce (oeste e leste da bacia, respectivamente) apresentem o maior potencial de ocorrência de espécies nos cenários futuros, elas podem experimentar as maiores perdas de espécies até 2100. Esse padrão evidencia a elevada sensibilidade dessas áreas às mudanças climáticas, tornando-as prioritárias para ações de conservação e restauração ecológica. Adicionalmente, nossos resultados apontam as áreas de silvicultura e os mosaicos agricultura-pastagem como ambientes com alto potencial de sucesso para iniciativas de restauração florestal. Conforme esperado, o potencial de espécies com ocorrência na bacia decresce no cenário mais pessimista de mudanças climáticas, acompanhado por perdas mais drásticas de espécies e redução nas chances de sucesso das ações de restauração.

As mudanças climáticas previstas para as próximas décadas terão efeitos predominantemente negativos sobre a distribuição potencial da maioria das espécies utilizadas em projetos de restauração na BHRD.

No cenário mais pessimista, 22 espécies podem desaparecer completamente da bacia (perda > 95% da área de distribuição; Figura 3 e Material Suplementar S3 e S4), incluindo espécies com relevância econômica e para a conservação como a bicuiba, *Virola bicusyba* (Schott ex Spreng.) Warb., e o paratudo-vermelho, *Hortia brasiliana* Vand. ex DC., classificadas respectivamente como em perigo (EN) e quase ameaçada (NT) segundo a Flora do Brasil (Brazil Flora Group, 2021). Ambas as espécies possuem valor comercial devido ao interesse madeireiro e aplicações medicinais (Boiteux, 1942; Groppo & Pirani, 2012).

Em contraste com esse padrão geral, nossos modelos preveem que 26 espécies expandirão sua área de distribuição potencial dentro da bacia (aumento > 5% da área), mesmo no cenário mais pessimista, onde 80% das espécies sofrerão perdas significativas. Entre as espécies mais beneficiadas, estão o chichá-do-cerrado, *Sterculia striata* A.St.-Hil. & Naudin, e a canjiquinha, *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss., com aumentos superiores a 1.000% na área de distribuição. Essas espécies, atualmente com distribuição restrita na bacia, podem passar a ocorrer na maior parte da região nos cenários intermediário e pessimista até 2100 (Material Suplementar S3). É provável que essas espécies se beneficiem dos aumentos de temperatura por serem adaptadas a ambientes mais abertos e condições climáticas mais secas (Pott & Pott, 1994), características que tendem a se intensificar na região. Contudo, é fundamental destacar que o aumento da área de distribuição potencial não implica necessariamente em maior adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie (Elith & Leathwick, 2009; Guisan & Thuiller, 2005). Nesses casos, as espécies podem apresentar uma aparente vantagem com a expansão de sua distribuição, mas podem desenvolver populações menos resilientes às mudanças ambientais no futuro.

A problemática das mudanças climáticas é ainda maior quando avaliamos o conjunto de espécies usadas na restauração para as diferentes regiões da BHRD: as regiões do alto e baixo rio Doce, embora se destaquem como os principais redutos de biodiversidade para as espécies arbustivas e arbóreas estudadas, são justamente as que enfrentarão as maiores pressões climáticas futuras. A manutenção da região do alto rio Doce como reduto de biodiversidade reflete, possivelmente, a diversidade topográfica da região, incluindo a Serra do Espinhaço (300 a 2.600 m) (Coelho, 2009), onde elevações mais altas podem oferecer condições climáticas mais amenas no futuro, permitindo a persistência de espécies de baixadas em gradientes na bacia através de mudanças altitudinais na distribuição (Parmesan, 2006; Pauli et al., 1996). No baixo rio Doce, embora o histórico de desmatamento tenha sido intenso (Coelho, 2009), a presença de remanescentes florestais importantes, como a Reserva Natural Vale e a Reserva Biológica de Sooretama, ainda representa uma oportunidade estratégica para restauração e conectividade (Oliveira-Junior et al., 2020).

Observamos perdas generalizadas e uma homogeneização do número de espécies em toda a bacia do rio Doce, que se intensifica no tempo e nos cenários mais pessimistas. As regiões que apresentaram maiores perdas potenciais foram o alto e baixo rio Doce, atualmente as regiões que concentram o maior potencial de espécies analisadas no estudo, indicando que as condições climáticas nessas áreas estão se desviando dos nichos das espécies especialistas residentes, tornando-se epicentros de vulnerabilidade climática. Isso sugere que as mudanças climáticas atuam como um filtro ambiental severo, eliminando espécies especialistas e resultando em uma composição florística futura mais pobre e similar entre as regiões. Esse cenário é ainda mais preocupante, pois nossas projeções futuras sugerem que iniciativas de restauração nessas

regiões com o conjunto de espécies avaliado têm chances de sucesso reduzidas se comparadas com o cenário atual e passam a depender da escolha de espécies resistentes aos novos cenários climáticos. Destacamos que, apesar da maior perda de espécies com potencial de ocorrência, o alto e baixo rio Doce retêm o maior potencial de riqueza de espécies em qualquer cenário de mudanças climáticas.

Nossos resultados indicaram que as áreas com maior potencial de riqueza de espécies estão localizadas em zonas de silvicultura e mosaicos agropecuários. Esse resultado, embora baseado na configuração atual de cobertura e uso do solo, não compromete a projeção futura, mas antes a qualifica: ele identifica as áreas que, por já apresentarem um alto potencial climático e uma matriz de uso menos hostil, oferecem as condições mais viáveis e imediatas para o sucesso de ações de restauração, quando comparadas com áreas dominadas exclusivamente por agricultura intensiva ou pastagem. Além disso, a localização estratégica dessas áreas, justamente nas regiões com maior concentração de remanescentes florestais naturais (Figura 1), revela uma oportunidade única para a restauração ecológica e a reconexão de fragmentos. Parte relevante dessas áreas corresponde a Áreas de Preservação Permanente (APPs) degradadas, cuja restauração é obrigatória conforme a Lei nº 12.651/2012 (Código Florestal Brasileiro) (Ribeiro et al., 2020; Rezende et al., 2018). Na BHRD, estima-se que 715 mil hectares de APPs ribeirinhas demandem restauração, concentrando-se especialmente na porção nordeste da bacia (Pires et al., 2017). A priorização desses locais é, portanto, estratégica para atender aos compromissos nacionais — como a meta de restaurar 12 milhões de hectares no âmbito do Acordo de Paris (Governo Federal, 2024; Ministério das Relações Exteriores, 2015) — e para o cumprimento da meta específica para a Mata Atlântica, de restaurar 15 milhões de hectares até 2050 (Calmon et al., 2011),

direcionando esforços para onde o retorno climático e ecológico é mais promissor. É importante destacar que, apesar do maior número médio de espécies com ocorrência potencial em áreas de silvicultura, estas somam cerca de 3% da área total da bacia, enquanto as áreas de agricultura e pastagem totalizam quase 60%.

É fundamental reconhecer que, apesar da robustez metodológica utilizada, os resultados apresentados neste estudo se restringem à distribuição potencial das espécies, ou seja, na adequabilidade climática para a sua ocorrência. A perda de áreas climaticamente adequadas e o número de espécies perdidas na região podem estar subestimados uma vez que as restrições à dispersão, às interações bióticas e a disponibilidade efetiva de habitat não foram consideradas. Barreiras geográficas, fragmentação e ausência de corredores ecológicos podem impedir o acesso a regiões climaticamente favoráveis no futuro, dificultando a capacidade das espécies de acompanhar as mudanças climáticas e podendo resultar em populações pequenas, isoladas e com menor viabilidade a longo prazo (Franklin, 2010; Parmesan, 2006). Portanto, para que as estratégias de conservação e restauração na BHRD sejam efetivas, é imprescindível que se incorporem análises que considerem não apenas a adequabilidade climática, mas também a acessibilidade das áreas, a conectividade da paisagem e a dinâmica das populações. A integração desses processos permitirá uma definição mais precisa de áreas prioritárias para restauração, bem como a seleção de espécies com maior capacidade de persistência no contexto das mudanças climáticas. É importante ressaltar também que as projeções futuras apresentam incertezas inerentes à extrapolação dos modelos para condições climáticas potencialmente fora do espaço ambiental utilizado na calibração dos modelos (Barve et al. 2011; Owens et al. 2013).

CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo destacam a necessidade urgente de incorporar os impactos das mudanças climáticas no planejamento e na implementação de projetos de restauração ecológica na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), especialmente no contexto da restauração ativa. Utilizamos uma abordagem que visa destacar regiões onde os esforços de restauração, se baseados exclusivamente no conjunto de espécies atual, podem se tornar progressivamente menos eficazes, indicando a necessidade de adaptação das estratégias. Para alcançar projetos bem-sucedidos a médio e longo prazo e otimizar o uso de recursos limitados em áreas com maior chance de recuperação, recomenda-se que as ações na bacia orientem-se pelas seguintes diretrizes estratégicas:

(1) Selecionar espécies com base na resiliência climática futura, priorizando espécies com maior probabilidade de persistência nos cenários futuros, incorporando espécies resilientes e evitando aquelas com elevada vulnerabilidade climática;

(2) Consolidar a proteção dos redutos de biodiversidade nas regiões do alto e do baixo rio Doce, onde apresentam paisagens heterogêneas ou ainda conservadas, com maior potencial de ocorrência de espécies, favorecendo maiores chances de sucesso nos projetos de restauração frente às mudanças climáticas;

(3) Direcionar esforços de restauração ativa para áreas de silvicultura e mosaicos de agricultura-pastagem que apresentam alto potencial para restauração, quando comparadas a áreas exclusivamente agrícolas ou de pastagem.

Este estudo enfatiza que a efetividade da restauração da BHRD a médio e longo prazo dependerá da transição de uma abordagem generalista para uma estratégia espécie-específica diante dos cenários futuros de mudanças climáticas. Essa abordagem é fundamental para a recuperação de ecossistemas resilientes, capazes

de se manter funcionalmente viáveis nas próximas décadas.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2023). *Atualização do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH Doce...)*. ANA.
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2016). *Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce: Rompimento da barragem em Mariana/MG (Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2015)*. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos (SPR). https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/encarteriodoce_22_03_2016v2.pdf
- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin: An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, *38*(5). <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, *43*(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, *22*(1). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Albert, C. H., & Thuiller, W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, *3*(2). <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J., & Villalobos, F. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, *222*(11). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>
- Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C. M., & Crowther, T. W. (2019). The global tree restoration potential. *Science*, *365*(6448), 76–79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>
- Boiteux, H. (1942). *Madeiras de construção de Santa Catarina*. IBGE.
- Brancalion, P. H. S., Schweizer, D., Gaudare, U., Mangueira, J. R., Lamonato, F., Farah, F. T., Nave, A. G., & Rodrigues, R. R. (2016). Balancing economic costs and ecological outcomes. *Biotropica*, *48*(6), 856–867. <https://doi.org/10.1111/btp.12383>
- Brazil Flora Group. (2021). *Brazilian Flora 2020 project* (v393.274) [Dataset]. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <https://doi.org/10.15468/1mtkaw>
- Brown, M. J. M., Walker, B. E., Black, N., Govaerts, R. H. A., Ondo, I., Turner, R., & Lughadha, E. N. (2023). rWCVP: A companion R package for the world checklist of vascular plants. *New Phytologist*, *240*(4), 1355–1365. <https://doi.org/10.1111/nph.18919>
- Calmon, M., Brancalion, P. H. S., Paese, A., Aronson, J., Castro, P., Da Silva, S. C., & Rodrigues, R. R. (2011). Emerging threats. *Restoration Ecology*, *19*(2), 154–158. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00772.x>
- Carvalho, G. (2013). *flora: Tools for interacting with the Brazilian Flora 2020* [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=flora>
- Chamberlain, S. A., & Szöcs, E. (2013). taxize: taxonomic search and retrieval in R [version 2; peer review: 3 approved]. *F1000Research*, *2*, 191. <https://doi.org/10.12688/f1000research.2-191.v2>
- Coelho, A. L. N. (2009). Bacia hidrográfica do Rio Doce. *Revista Geografica*, *7*, 131–146.
- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L., & Ortiz, E. (2014). Potential species distribution modeling. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *85*(1), 189–199. <https://doi.org/10.7550/rmb.36723>

- Ding, Z., Zheng, H., Liu, Y., Zeng, S., Yu, P., Shi, W., & Tang, X. (2021). Spatiotemporal patterns of ecosystem restoration activities and their effects on changes in terrestrial gross primary production in Southwest China. *Remote Sensing*, 13(6), 1209. <https://doi.org/10.3390/rs13061209>
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12). <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Franklin, J. (2010). Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. *Diversity and Distributions*, 16(3). <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00641.x>
- GBIF.org. (2024). *GBIF occurrence download (08 July 2024)* [Dataset]. <https://doi.org/10.15468/dl.7b3j7p>
- Governo Federal. (2024). *Brazil's NDC: National determination to contribute and transform*. Brasil. https://unfccc.int/sites/default/files/2024-11/Brazil_Second%20Nationally%20Determined%20Contribution%20%28NDC%29_November2024.pdf
- Groppo, M., & Pirani, J. R. (2012). A Revision of hortia (Rutaceae). *Systematic Botany*, 37(1), 197–212. <https://doi.org/10.1600/036364412X616765>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3). [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Gutjahr, O., Putrasahan, D., Lohmann, K., Jungclaus, J. H., Storch, J. S., Brüggemann, N., Haak, H., & Stössel, A. (2019). Max Planck Institute Earth System Model (MPI-ESM1.2) for the High-Resolution Model Intercomparison Project (HighResMIP). *Geoscientific Model Development*, 12(7), 3241–3281. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-3241-2019>
- Hijmans, R. J. (2025). *terra: Spatial data analysis* [R package]. <https://cran.r-project.org/web/packages/terra/>
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J. R., & Elith, J. (2017). *dismo: Species distribution modeling* [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>
- IPBES. (2019). *The global assessment report...* IPBES Secretariat.
- Jakovac, C., Korys, K. A., Rodrigues, A. F., Ronix, A., Tubenchlak, F., Monteiro, L. M., Lemgruber, L., Santos, H. S., Mendes, M., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Maioli, V., & Latawiec, A. E. (2024). Meta-analysis of carbon stocks and biodiversity outcomes across Brazilian restored biomes. *Science of the Total Environment*, 906, 167558. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167558>
- Jiang, X., Shen, W., & Bai, X. (2019). Response of net primary productivity to vegetation restoration in Chinese Loess Plateau during 1986-2015. *PLOS ONE*, 14(7), e0219270. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219270>
- May, P., Alonso, L., Barbosa, F. A. R., Brito, M. C. W., Laureano, F. V., Maroun, C., Sánchez, L. E., & Kakabadse, Y. (2020). *Integração da perspectiva da mudança climática a restauração da Bacia do Rio Doce*. IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.06.pt>
- Meira-Neto, J. A. A., Oliveira-Junior, N. D., Silva, N., Oliveira-Filho, A. T., Bueno, M. L., Pontara, V., & Gastauer, M. (2020). Community

- assembly as a basis for tropical forest restoration in a global change scenario. *BioRxiv*.
<https://doi.org/10.1101/2020.04.04.022400>
- Meli, P., Rey Benayas, J. M., Balvanera, P., & Martínez Ramos, M. (2014). Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: A meta-analysis... *PLOS ONE*, *9*(4), e93507.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093507>
- Ministério das Relações Exteriores. (2015). *Intended Nationally Determined Contribution towards achieving the objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Brasil.
- Mortara, S. R., & Sánchez-Tapia, A. (2020). *rocc* [Software].
<https://rdr.io/github/liibre/rocc/man/rspeciesLink.html>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858.
<https://doi.org/10.1038/35002501>
- Oliveira-Junior, N. D., Heringer, G., Bueno, M. L., Pontara, V., & Meira-Neto, J. A. A. (2020). Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. *Forest Ecology and Management*, *472*, 118247.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>
- Owens, H. L., Campbell, L. P., Dornak, L. L., Saupe, E. E., Barve, N., Soberón, J., Ingenloff, K., Lira-Noriega, A., Hensz, C. M., Myers, C. E., & Peterson, A. T. (2013). Constraints on interpretation of ecological niche models by limited environmental ranges on calibration areas. *Ecological Modelling*, *263*, 10–18.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.011>
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *3*, 637–669.
- Pauli, H., Gottfried, M., & Grabherr, G. (1996). Effects of climate change on mountain ecosystems – upward shifting of alpine plants. *World Resource Review*, *8*(3), 382–390.
- Peterson, A. T. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, *3*, 59–72. <https://doi.org/10.17161/bi.v3i0.29>
- Peterson, A. T., & Soberón, J. (2012). Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação*, *10*(2), 102–107.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3–4).
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pires, A. P. F., Rezende, C. L., Assad, E. D., Loyola, R., & Scarano, F. R. (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *15*(3), 187–193.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.003>
- Pott, A., & Pott, V. J. (1994). *Plantas do pantanal*. Embrapa.
- POWO. (2025). *Plants of the World Online* [Dataset]. <https://powo.science.kew.org/>
- Projeto MapBiomias. (2025). *Coleção 10.0*. <https://mapbiomas.org/>
- R Core Team. (2025). *R: A language and environment 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>
- Riahi, K., Van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J.,

- ... Tavoni, M. (2017). The Shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, *42*, 153–168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Ribeiro, S. M. C., Rajão, R., Nunes, F., Assis, D., Ambrósio, J. Neto, Marcolino, C., Lima, L., Rickard, T., Salomão, C., Soares, B. F.º. (2020). A spatially explicit index for mapping forest restoration vocation (FRV) at the landscape scale: application in the Rio doce basin, Brazil. *Science of the Total Environment*, *744*, 140647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140647>
- Rodrigues, R. R., Brancalion, P. H. S., & Isernhagen, I. (Orgs.). (2009). *Pacto pela restauração da Mata Atlântica*. Instituto BioAtlântica.
- Shimamoto, C. Y., Padial, A. A., Rosa, C. M., & Marques, M. C. M. (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLOS ONE*, *13*(12), e0208523. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208523>
- Shukla, P. R., Skea, J., Reisinger, A. R., & IPCC (Orgs.). (2022). *Climate change 2022: Mitigation... IPCC*.
- Simonson, W. D., Miller, E., Jones, A., García-Rangel, S., Thornton, H., & McOwen, C. (2021). Enhancing climate change resilience of ecological restoration – A framework for action. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *19*(3), 300–310. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.05.002>
- Siqueira, M. F., Spier, D., Carvalho, B. M., Mata, S., & Firmiano, K. R. (no prelo). Caracterização climática presente e futura da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*.
- Strassburg, B. B. N., Beyer, H. L., Crouzeilles, R., Iribarrem, A., Barros, F., Siqueira, M. F., Sánchez-Tapia, A., Balmford, A., Sansevero, J. B. B., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Oliveira Filho, A., Gardner, T. A., Gordon, A., Latawiec, A., Loyola, R., Metzger, J. P., Mills, M., ... Uriarte, M. (2019). Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution*, *3*(1), 62–70. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0743-8>
- Thuiller, W. (2024). Ecological niche modelling. *Current Biology*, *34*(6), R225–R229. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.02.018>
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Araújo, M. B. (2009). *Ecography*, *32*(3). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Watson, J. E. M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J. C., Murray, K., Salazar, A., McAlpine, C., Potapov, P., Walston, J., Robinson, J. G., Painter, M., Wilkie, D., Filardi, C., Laurance, W. F., Houghton, R. A., ... Lindenmayer, D. (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, *2*(4), 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>
- Xu, W., Luo, D., Peterson, K., Zhao, Y., Yu, Y., Ye, Z., Sun, J., Yan, K., & Wang, T. (2025). Advancements in ecological niche models for forest adaptation to climate change: A comprehensive review. *Biological Reviews*, *100*(4), 1754–1781. <https://doi.org/10.1111/brv.70023>
- Zizka, A., Silvestro, D., Andermann, T., Azevedo, J., Ritter, C. D., Edler, D., Farooq, H., Herdean, A., Ariza, M., Scharn, R., Svantesson, S., Wengström, N., Zizka, V., & Antonelli, A. (2019). CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(5), 744–751. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13152>



BOLETIM DO
MUSEU DE BIOLOGIA
MELLO LEITÃO
SÉRIE INMA



Riqueza, diversidade e conservação da flora nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Doce

Rio Doce Hydrographic Basin native flora richness, diversity and conservation

Stella Mata^{1*}, Danielle de Oliveira Moreira², Natalia Costa Soares³, Sara Ribeiro Mortara², Talita Marques Zupo⁴, Marinez Ferreira de Siqueira^{1,2,5}

¹ 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, marinez.siqueira1@gmail.com, Orcid: 0000-0002-6869-0293

² Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Av. José Ruschi, 4, Centro, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, CEP: 29650-000, daniomoreira@gmail.com, Orcid: 0000-0002-5968-9573, saramortara@gmail.com, Orcid: 0000-0001-6221-7537

³ Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Instituto de Biologia, Rua Monteiro Lobato, 225, Cidade Universitária, Campinas, SP, Brasil, 13083-862, naturalsoares@gmail.com, Orcid: orcid.org/0000-0001-5408-7146

⁴ Instituto Tecnológico Vale (ITV), Rua Boaventura da Silva, 955, Nazaré, Belém, PA, Brasil, 66055-090, talita.zupo@gmail.com, Orcid: 0000-0001-5873-542X

⁵ Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro

*Autor correspondente: stella.mdlr@gmail.com

Recebido: 14/07/2025
Aceito: 23/10/2025

Resumo:

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), inserida no domínio da Mata Atlântica, destaca-se por sua elevada diversidade florística e importância estratégica para a conservação da biodiversidade em um contexto de intensa degradação ambiental. Este estudo teve como objetivo caracterizar a flora arbórea e arbustiva da BHRD, avaliando sua composição, distribuição por diferentes tipos de vegetação e status de conservação, e as lacunas de inventários. Para tanto, a partir de bancos de dados públicos (SpeciesLink, Global Biodiversity Information Facility - GBIF e Flora do Brasil 2020), foram compilados dados de ocorrência (registros), distribuição, status de endemismo (Mata Atlântica/Brasil) e de conservação/ameaça (categorias da International Union for Conservation of Nature - IUCN) para espécies arbóreas e arbustivas da BHRD, resultando em um inventário de 1.517 espécies pertencentes a 103 famílias botânicas. A Floresta Ombrófila Densa concentrou a maior riqueza florística e o maior número de endemismos. Identificou-se um padrão generalizado de raridade, com mais da metade das espécies apresentando até três registros. Além disso, 20% das espécies avaliadas foram classificadas como ameaçadas, e 41% não possuem avaliação formal de risco de extinção. Esses resultados evidenciam lacunas no conhecimento florístico da região e reforçam a necessidade de intensificar os esforços de inventário e conservação, especialmente em tipos de vegetação menos amostradas, como as formações savânicas. O estudo fornece subsídios para o planejamento de ações de conservação e restauração ecológica, considerando a heterogeneidade ambiental da bacia e os riscos crescentes associados às mudanças climáticas e à pressão antrópica.

Palavras-chave: Endemismo. Conservação de Espécies Raras. Mata Atlântica. Bancos de Dados de Biodiversidade

Abstract

The Rio Doce Watershed (BHRD), located within the Atlantic Forest domain, is notable for its high floristic diversity and strategic importance for biodiversity conservation in the context of intense environmental degradation. This study aimed to characterize the arboreal and shrub flora of the BHRD by assessing its composition, distribution across different vegetation types, and conservation status, and the sampling

gaps. For this purpose, data on species occurrences (records), distribution, endemism status (Atlantic Forest of Brazil), and conservation/threat status (International Union for Conservation of Nature - IUCN categories) were compiled from public databases (SpeciesLink, Global Biodiversity Information Facility - GBIF, and Flora do Brasil 2020) for arboreal and shrub species in the BHRD. This effort resulted in an inventory of 1,517 species belonging to 103 botanical families. The Dense Ombrophilous Forest exhibited the highest floristic richness and the greatest number of endemic species. A generalized pattern of rarity was identified, with more than half of the species having up to three occurrence records. Additionally, 20% of the assessed species were classified as threatened, and 41% lack a formal extinction risk assessment. These results highlight significant knowledge gaps regarding the region's flora and underscore the need to intensify floristic inventory and conservation efforts, especially in under-sampled vegetation types such as savanna formations. The study provides essential insights for planning conservation and ecological restoration actions, taking into account the environmental heterogeneity of the watershed and the increasing risks associated with climate change and anthropogenic pressures.

Keywords: Endemism. Rare Species Conservation. Atlantic Forest. Biodiversity Databases.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica enfrenta ameaças críticas à conservação da sua diversidade, como a perda e fragmentação dos habitats naturais, a homogeneização e introdução de espécies não nativas à biota e as mudanças climáticas (Lira et al., 2021; Vitule et al., 2021). Originalmente cobrindo mais de 1,3 milhão de km² ao longo da costa brasileira, restam atualmente menos de 30% de vegetação nativa da Mata Atlântica, distribuída de forma fragmentada, em pequenas áreas (Rezende et al., 2018). Nesse mosaico de pequenos fragmentos conservados, o bioma ainda abriga cerca de 20.000 espécies de plantas, 8.000 endêmicas, caracterizando-se como o quarto, entre os 35 hotspots globais de biodiversidade, em número de espécies vegetais (Mittermeier et al., 2011). Além disso, apesar de historicamente ameaçada, a Mata Atlântica tende a ser considerada como um hotspot, principalmente devido ao grande potencial de regeneração natural

de suas áreas, assim como às oportunidades para a conservação, recuperação e uso sustentável de seus territórios (Rezende et al., 2018).

Inserida no contexto da Mata Atlântica, a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) destaca-se por sua complexidade ambiental e elevada diversidade florística (Figueiredo et al., 2024). Seu tipo de vegetação é composta por Florestas Ombrófilas Densas, Estacionais e zonas ecotonais com o Cerrado (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2021), a bacia abriga uma flora arbórea e arbustiva singular, com elevadas taxas de endemismo e espécies raras (Pires et al., 2017). Contudo, a região da BHRD sofreu uma transformação acelerada desde o século XX: de uma cobertura vegetal contínua (>50% em 1930; Fonseca 1985), passou a um mosaico fragmentado devido à construção e expansão de estradas de ferro e rodovias (ex., EFVM, BR-101), à produção de carvão vegetal, à instalação de diversas companhias de exploração

de minério, à introdução de pecuária extensiva e, mais recentemente, da agricultura e silvicultura (Coelho, 2009; Espíndola, 2015; Fonseca, 1985; Garay & Rizzini, 2004; Rosa et al., 2021; Simonelli, 2007; Travassos et al., 1964).

Atualmente, a BHRD é uma importante região de exploração de recursos naturais, sendo considerada um território bastante degradado na Mata Atlântica (Ribeiro et al., 2020). Além disso, em 2015, o rompimento da barragem do Fundão (Mariana, MG), da mineradora Samarco, e o espalhamento entre 34 e 44 milhões de m³ de rejeitos de mineração (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis [IBAMA], 2015; Rose et al., 2023) causaram um dos maiores desastres ambientais do Brasil (Wanderley et al. 2016) e contribuíram para intensificar essa degradação. A lama de rejeitos produziu impactos em 663 km da BHRD, nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, chegando à foz do Rio Doce, onde adentrou 80 km² no mar (Thebit-Almeida et al., 2019).

Considerando o cenário de devastação e a necessidade de ações efetivas para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, buscamos caracterizar neste estudo a flora arbórea e arbustiva da BHRD e as lacunas de inventários para esse grupo, contribuindo com dados fundamentais para o planejamento de ações de conservação e restauração da Mata Atlântica. Isto porque, para que sejam aplicadas medidas eficazes de conservação e restauração, é necessário compreender a composição florística e

o status de conservação das espécies ocorrentes na região de interesse. O conhecimento detalhado sobre a biodiversidade local permite ainda priorizar áreas e espécies mais vulneráveis, além de subsidiar políticas públicas e iniciativas que visam à recuperação da cobertura vegetal e à manutenção dos serviços ecossistêmicos (Brancalion et al., 2019; Scarano & Ceotto, 2015).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) está localizada na região Sudeste do Brasil, abrangendo parte dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (Figura 1). As nascentes do Rio Doce se situam nas Serras da Mantiqueira e do Espinhaço, e seu curso principal deságua no Oceano Atlântico (Agência Nacional de Águas [ANA], 2013; ANA & Ministério do Meio Ambiente [MMA], 2016). A região apresenta relevo variado, desde áreas montanhosas até planícies costeiras (Coelho, 2009; ANA, 2013). Segundo a classificação de Köppen e o Boletim Pluviométrico da Bacia do Rio Doce do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE), o clima da região é tropical úmido, com temperatura média anual de aproximadamente 20 °C e precipitação anual de até 1.500 mm (Alvares et al. 2013). Existem duas estações bem definidas: estação chuvosa, de altas temperaturas e pluviosidade, e estação seca, de baixas temperaturas e pluviosidade.

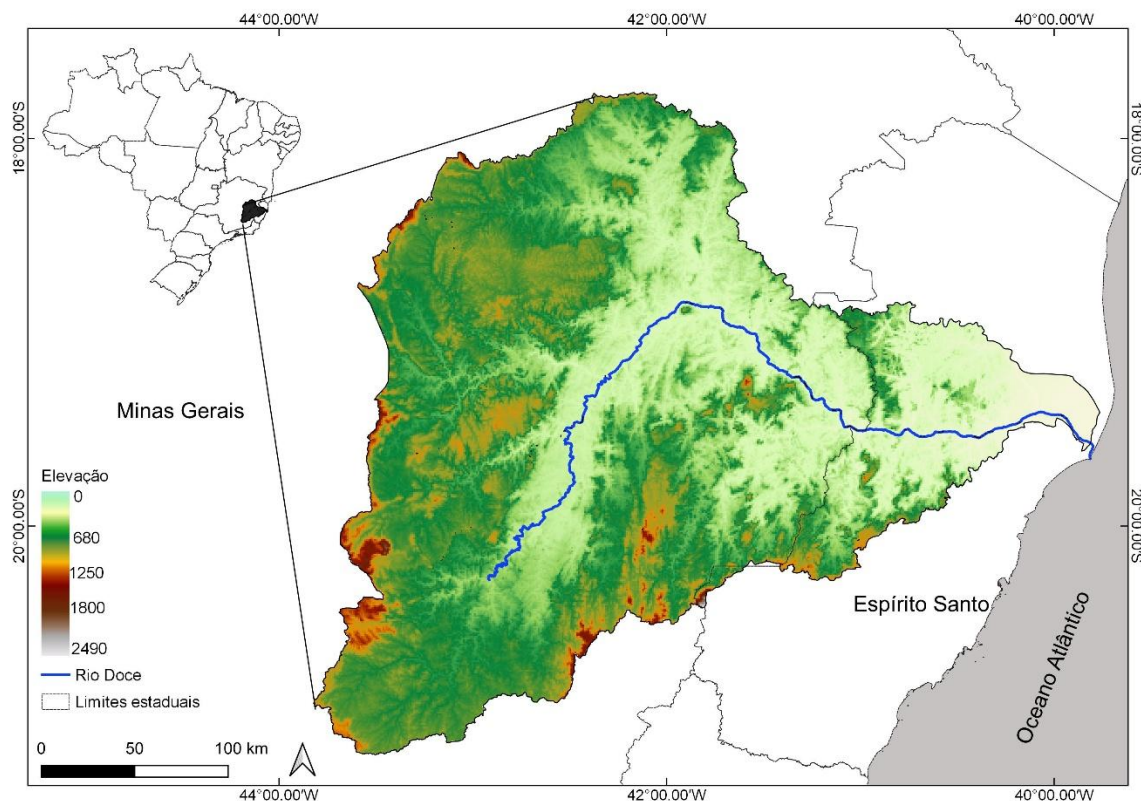


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD) e apresentação do mapa topográfico da região. Arquivos georreferenciados: Topografia - Fick e Hijmans (2017); Rio Doce - ANA (2017); Limites estaduais - IBGE, 2020. Sistema de coordenadas geográficas, Datum WGS 1984.

Para obtenção da lista de espécies de interesse, com ocorrência na BHRD, utilizamos o pacote rocc (Mortara & Sánchez-Tapia, 2020) que realiza buscas no banco de dados da Flora do Brasil 2020 (<https://floradobrasil.jbrj.gov.br>), podendo ser utilizado para obter listas de espécies vegetais com ocorrência em estados ou domínios fitogeográficos brasileiros de interesse. Além disso, o pacote permite buscas sistematizadas por formas de vida (ervas, arbustos, árvores) e endemismo. Aqui, utilizamos o pacote rocc e buscamos por espécies arbustivas e arbóreas dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Com a lista de espécies obtida extraímos as ocorrências a partir do GBIF (<https://gbif.org>), utilizando o pacote rgbif (Chamberlain et al., 2021, 2025). Com isso, foi possível selecionar somente as espécies que ocorriam dentro dos limites da BHRD, usando um shapefile da bacia, garantindo ampla cobertura das coleções on-line disponíveis. Dados do GBIF, de 1950 a 2022, foram filtrados

para incluir apenas espécies coletadas no Brasil, com coordenadas geográficas. Adicionalmente, selecionamos exclusivamente espécies preservadas (ou seja, coletadas e depositadas em herbários).

O pacote flora (Carvalho, 2017) foi utilizado para a padronização taxonômica e extração da Flora do Brasil (<https://floradobrasil.jbrj.gov.br>) de informações complementares das espécies que ocorrem na BHRD, como família botânica, forma de vida, habitat, tipo de vegetação, biomas e estados brasileiros de ocorrência, status de endemismo (Brasil e Mata Atlântica) e de conservação/ameaça. O status de conservação das espécies também foi compilado a partir do site da International Union for Conservation of Nature - IUCN (<https://iucnredlist.org>). O status foi obtido para 893 espécies da BHRD: para 673 espécies a informação foi obtida da IUCN e para 220 da Flora do Brasil. Os dados utilizados incluem

apenas informações das espécies disponíveis até o ano de 2021 em ambas as bases.

Todos os dados foram submetidos a rotinas de limpeza e filtragem para remover duplicidades, sinônimas, registros com inconsistências taxonômicas, localizações errôneas e informações incompletas, o que assegurou a geração de uma base confiável de registros para a análise dos padrões florísticos e de conservação da bacia. A lista de espécies e os registros de sua ocorrência foram utilizados para as análises de composição (incluindo espécies nos distintos tipos de vegetação), riqueza e status de conservação da comunidade lenhosa da BHRD. Dados de ocorrência foram ainda utilizados para a avaliação da abundância de espécies em relação ao número de registros observados (Hortal et al., 2007, 2008; Troia & McManamay, 2016).

Para identificar e espacializar as lacunas de inventários florísticos na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), conduzimos uma análise de lacunas baseada na densidade espacial dos registros botânicos. Para isso, espacializamos os registros de coleta no QGIS 3.26 (QGIS.org, 2022) e utilizamos a ferramenta de estimativa de densidade de Kernel para gerar um mapa de calor da intensidade amostral. Os parâmetros específicos para a análise de Kernel foram um raio de busca de 5.000 m, utilizando a função quártica,

e um tamanho de pixel de saída de 1.000 m. Esta configuração permitiu mapear a intensidade dos pontos de coleta em toda a bacia, transformando registros discretos em uma superfície contínua de esforço amostral.

RESULTADOS

Composição da Flora Arbórea e Arbustiva

Um total de 15.371 registros de ocorrência de plantas arbóreas e arbustivas foi encontrado, distribuído desigualmente na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD; Figura 2B). A análise de densidade de Kernel revelou uma distribuição espacial heterogênea dos esforços de coleta. Os maiores valores de densidade estão localizados nas porções leste (Minas Gerais) e oeste da bacia (Espírito Santo). Na porção oeste, esses pontos quentes de coleta sobrepõem-se espacialmente a unidades de conservação (Figura 2C) e aos maiores fragmentos de remanescentes florestais (Figura 2A). Um padrão secundário de densidade média de registros é observado ao longo do curso do rio Doce. As áreas com os menores valores de densidade, representadas pelas regiões em branco no mapa (Figura 2C), estão concentradas nas porções norte-sul da bacia, incluindo a sua porção central.

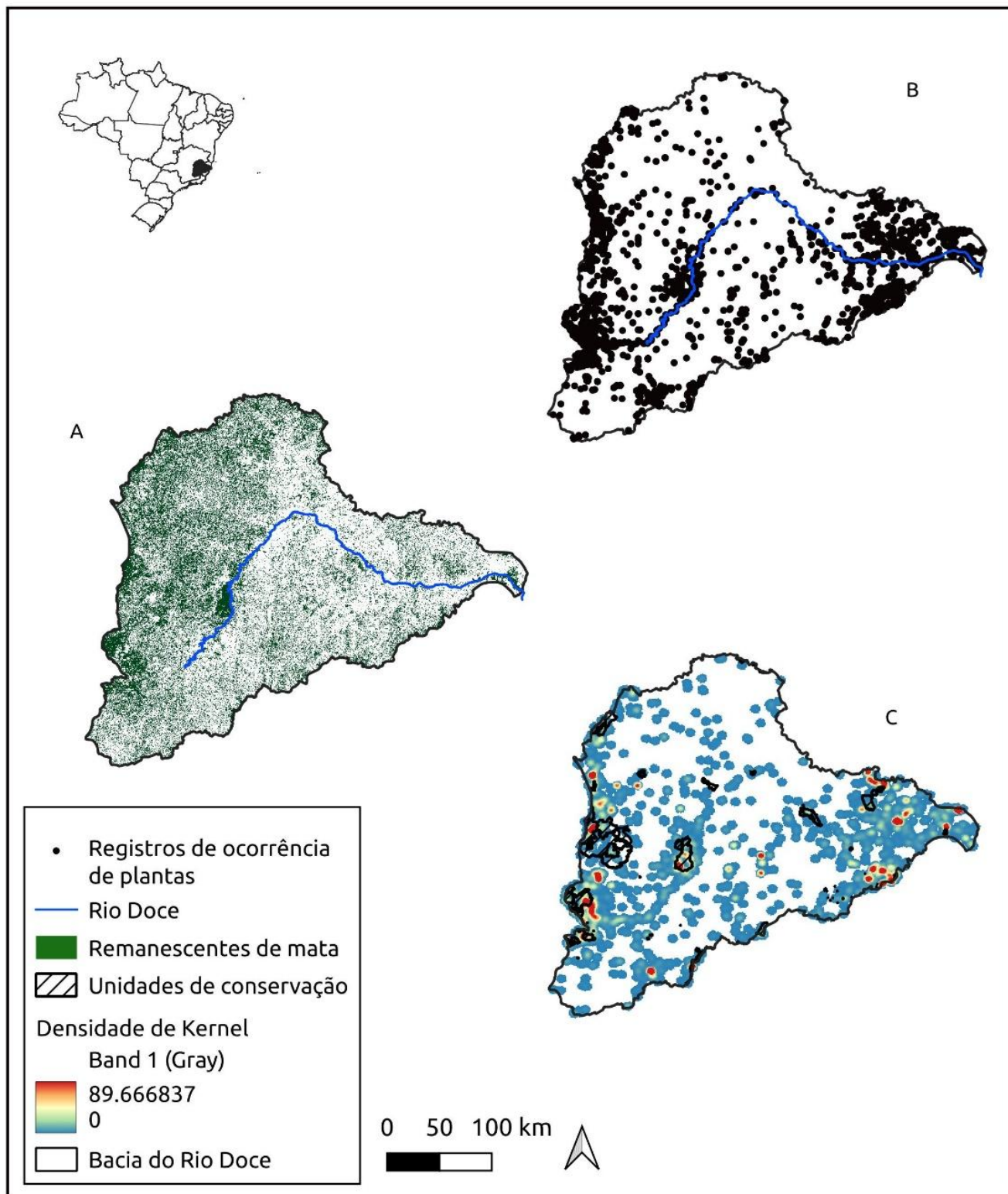


Figura 2. Remanescentes de mata nativa (A), distribuição dos pontos de ocorrência de plantas arbustivas e arbóreas (B) e mapa de calor (densidade de kernel) dos pontos de ocorrência de plantas na Bacia do Rio Doce (BHRD) (C), sudeste do Brasil. Arquivos georreferenciados: Unidades de Conservação - MMA (2021); Rio Doce - ANA (2017); Limites estaduais - IBGE, 2020. Sistema de coordenadas geográficas; Datum WGS 1984.

Em relação ao número de espécies, foram encontrados registros de 1.517 espécies de plantas arbóreas e arbustivas, distribuídas em 103

famílias botânicas na BHRD. As famílias mais ricas em número de espécies foram *Myrtaceae* (213 espécies), *Fabaceae* (178),

Melastomataceae (96), *Lauraceae* (87), *Rubiaceae* (66), *Annonaceae* (42) e *Asteraceae* (40), que juntas englobam aproximadamente 47,6% da flora arbórea da bacia. A maior parte das famílias apresentou baixa riqueza de espécies: 81 famílias (78,6%) possuíam até 20 espécies cada,

15 famílias (14,6%) apresentaram riqueza intermediária (entre 21 e 39 espécies) e apenas 7 famílias (6,8%) registraram elevada riqueza ($n \geq 40$ espécies). Além disso, 26 famílias (25,2%) possuíam apenas uma espécie registrada na BHRD (Tabela 1).

Tabela 1. Número de espécies endêmicas e não endêmicas e número de espécies abundantes e raras registradas para as sete famílias mais ricas ($N > 40$ espécies) da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), região sudeste do Brasil. N = Número de espécies arbóreas e/ou arbustivas com ocorrência na BHRD; N r = número de registros de uma espécie arbórea e/ou arbustiva para a BHRD.

Família (N)	Endêmicas	Não Endêmicas	Abundante (N r > 20)	Abundância		
				Intermediária (20 > N r > 11)	Rara (10 \geq N r \geq 2)	Raríssima (N r = 1)
Myrtaceae (213)	166	35	11	21	111	64
Fabaceae (178)	93	68	9	27	96	43
Melastomataceae (96)	69	27	8	12	56	20
Lauraceae (87)	56	28	1	9	54	22
Rubiaceae (66)	40	22	0	8	31	27
Annonaceae (42)	27	14	3	3	22	14
Asteraceae (40)	32	7	5	5	20	10

As espécies mais abundantes, em número de registros geográficos, foram *Myrcia splendens* (Myrtaceae, 102 registros), *Eremanthus erythropappus* (Asteraceae, 48 registros), *Casearia arborea* (Salicaceae, 47 registros) e *Solanum swartzianum* (Solanaceae, 43 registros). No entanto, a maioria das espécies da bacia apresentou baixa frequência de ocorrência: 29,4% das espécies tinham apenas um registro, 16,5% tinham dois registros e 11,1% tinham três registros, evidenciando um padrão generalizado de raridade nas amostras.

Em relação aos tipos de vegetação, a maioria das espécies ocorreu em Floresta Ombrófila Densa (1.034 espécies, 68,2%), seguida por Formações Savânicas (686 espécies, 45,2%), Floresta Estacional Semidecidual (613 espécies, 40,4%) e Formações Pioneiras (Restinga, 258 espécies, 17%) (Figura 3).

Grande parte das espécies não foi exclusiva, isto é, aquelas que ocorrem em somente um tipo de vegetação, mas a Floresta Ombrófila Densa destacou-se por concentrar o maior número de espécies exclusivas, muitas delas endêmicas da Mata Atlântica (Figura 3A). A Floresta Ombrófila Densa é o tipo de vegetação com maior riqueza de espécies e na qual encontramos o maior número (502) de espécies endêmicas da Mata Atlântica (48,5% do total registrado para a Bacia; Figura 3B). As Formações Pioneiras (Restinga), com 107 espécies, e a Floresta Semidecidual, com 176, apresentaram também alta porcentagem de espécies endêmicas da Mata Atlântica. Como esperado, o menor número (N = 22) foi observado para espécies com ocorrência nas Formações Savânicas (campo rupestre e/ou Cerrado) da Bacia (Figura 3B).

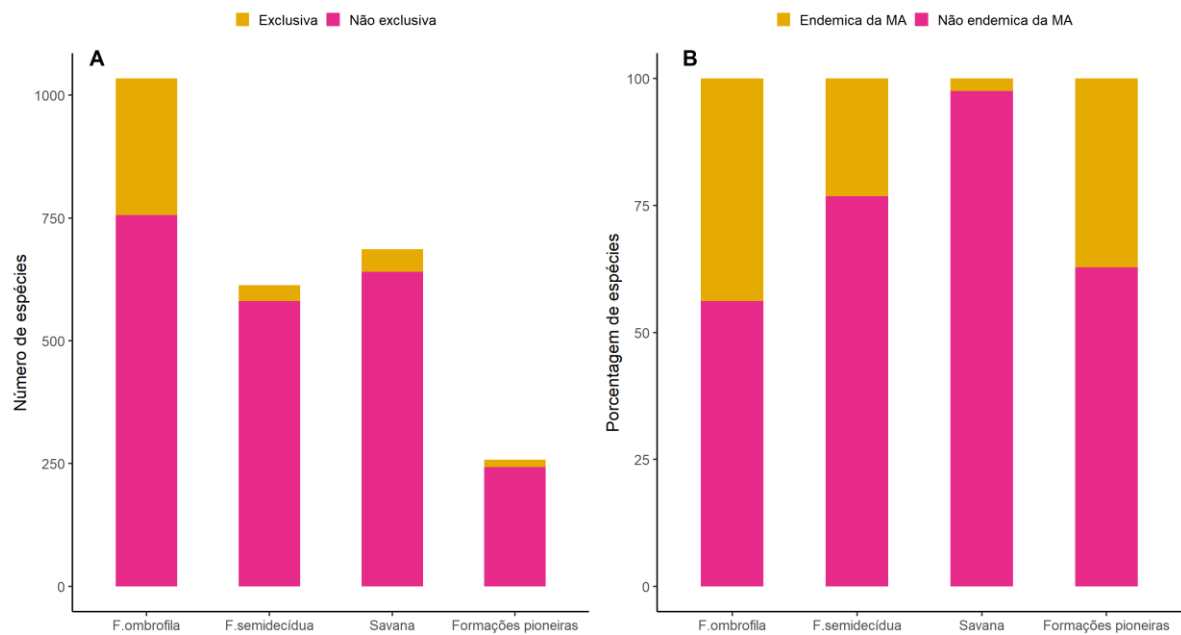


Figura 3. Número de espécies com ocorrência na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), Sudeste do Brasil, considerada exclusiva ou não exclusiva (A) e endêmica ou não endêmica da Mata Atlântica (B) em cada tipo de vegetação (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Semidecidual, Savana e Formações Pioneiras).

Status de Conservação das Espécies

Entre as 1.517 espécies registradas na BHRD, 893 (58,9%) apresentaram avaliação formal sobre o status de conservação, enquanto 624 (41,1%) ainda não haviam sido avaliadas. Dentre as espécies avaliadas, uma foi classificada como “Extinta” (*Chrysophyllum januariense*,

Sapotaceae) e 179 (20,0%) foram consideradas ameaçadas: englobando as categorias “Críticamente em Perigo”, “Em Perigo” ou “Vulnerável”. Além disso, 28 espécies (3,1%) foram classificadas como “Quase Ameaçadas” e 648 (72,6%) foram categorizadas como “Menos Preocupante” (Figura 4).

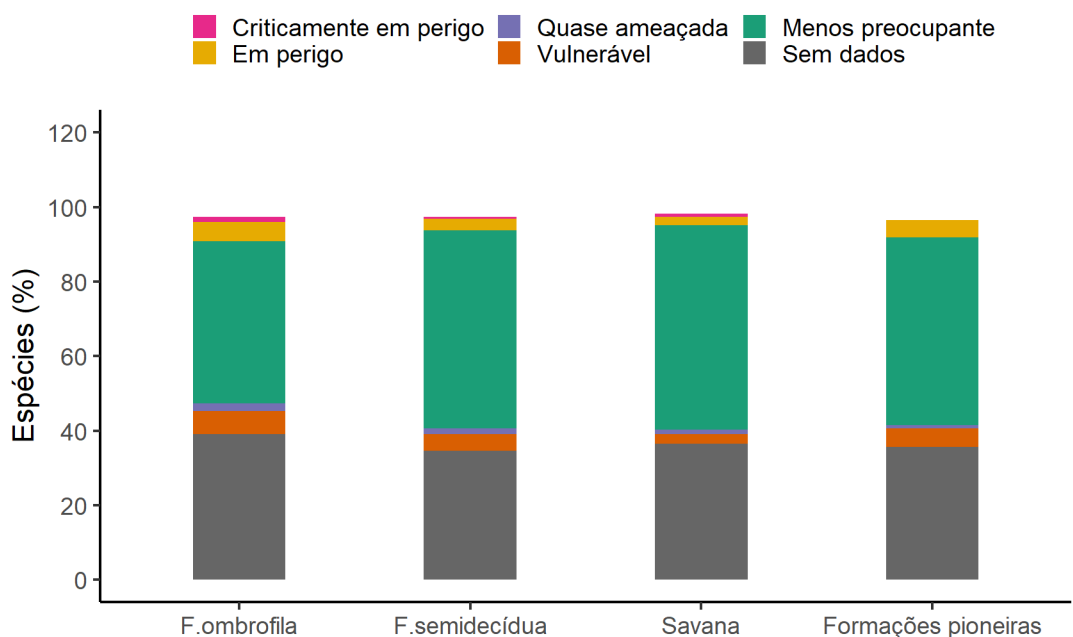


Figura 4. Porcentagem de espécies com ocorrência na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) em cada status de conservação (categorias IUCN) por tipo de vegetação (Floresta Ombrófila Densa, Floresta Semidecidual, Savana e

Formações pioneiras). “Sem dados” (coloração cinza) = porcentagem de espécies que não possuíam avaliação formal de risco de extinção até 2021.

A análise do status de conservação por tipo de vegetação revelou que, na Floresta Ombrófila Densa, 130 espécies (12,6%) estavam enquadradas em alguma categoria de ameaça; na Floresta Semidecidual, 50 espécies (8,1%) foram consideradas ameaçadas; nas Formações Savânicas, 38 espécies (5,5%) apresentaram algum grau de ameaça; e, nas Formações Pioneiras (Restinga), 25 espécies (9,7%) foram igualmente classificadas como ameaçadas (Figura 4). Além disso, observou-se que entre 30% e 40% das espécies associadas a cada formação vegetacional ainda não possuem avaliação formal de risco de extinção (Figura 4).

DISCUSSÃO

A riqueza florística registrada para a Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) — 1.517 espécies arbóreas e arbustivas — é notável, mas deve ser interpretada com cautela, considerando o escopo metodológico e a extensão territorial do levantamento. A BHRD abrange uma área de mais de 86 mil km² e o presente estudo foi baseado em dados compilados de bancos de dados secundários (SpeciesLink, GBIF e Flora do Brasil), abrangendo registros dispersos ao longo de décadas. Em comparação, estudos conduzidos em áreas menores, com inventário sistemático de campo, frequentemente apresentam números absolutos menores, mas uma densidade de espécies proporcionalmente superior. Por exemplo, no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (~14.000 ha), foram registradas 693 espécies lenhosas, e no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (~20.000 ha), 826 espécies (Martinelli et al., 2007). Isso indica que, embora a BHRD apresente alta diversidade absoluta, parte dessa riqueza pode refletir o acúmulo de registros ao longo do tempo e a ampla abrangência espacial, não necessariamente um esforço amostral

homogêneo (Zwiener et al., 2021). Nesse sentido, cabe ressaltar que nossos resultados abrangem registros de ocorrência ao longo de 72 anos, o que pode levar a uma superestimativa da riqueza arbustiva e arbórea da bacia, dado que parte da diversidade encontrada pode se referir a áreas atualmente sem cobertura vegetal (Bowler et al., 2024; Zhang et al., 2021).

A análise espacial dos registros, no entanto, revela que o conhecimento sobre a flora lenhosa da BHRD é marcado por uma forte heterogeneidade amostral. A identificação de pontos quentes de coleta nas porções leste e oeste, frequentemente sobrepostos a unidades de conservação e grandes remanescentes florestais, indica que o esforço de inventário tem sido historicamente concentrado em áreas de mais fácil acesso ou com status formal de proteção. Em contrapartida, as extensas lacunas de inventários nas regiões norte-sul e central — identificadas como áreas lacunas no mapa de densidade de Kernel — representam um viés para o desconhecimento e o entendimento da diversidade florística da BHRD. É importante salientar que a falta de registros nessas áreas pode ser uma consequência da perda ou degradação histórica de habitat para o período analisado (1950-2022), tornando-as menos atrativas para coletas recentes.

Ainda assim, a diversidade da BHRD é coerente com sua posição geográfica intermediária no domínio da Mata Atlântica, sua diversidade de tipos de vegetação e a interseção com o Cerrado em áreas de transição (Oliveira-Filho et al., 2013; Zwiener et al., 2020, 2021). Essas características conferem à região uma complexidade ecológica que favorece a coexistência de espécies de diferentes origens florísticas (Oliveira-Filho et al., 2013).

O padrão de raridade observado, com mais da metade das espécies possuindo três ou menos registros, é comum em levantamentos baseados

em bancos de dados de herbários e coleções digitais e pode refletir tanto a especialização ecológica das espécies quanto desigualdades no esforço de coleta (Meyer et al., 2016; Soberón & Peterson, 2004; Zwiener et al., 2021). Espécies com distribuição geográfica restrita, baixa densidade populacional ou que tenham um curto período de floração e frutificação tendem a ser subrepresentadas em coleções botânicas, especialmente quando ocorrem em áreas remotas e de difícil acesso (Daru et al., 2018; Moerman & Estabrook, 2006; Prendergast et al., 1993). Além disso, as coleções históricas concentram-se em regiões mais acessíveis, como margens de estradas ou áreas próximas a centros urbanos, criando um viés espacial conhecido como “efeito de estrada” (Bini et al., 2006; Daru et al., 2018). Na BHRD, esse viés pode ser particularmente acentuado, considerando o histórico de acesso desigual ao território e a predominância de coletas em áreas de floresta ombrófila.

No entanto, mesmo considerando essas limitações, a elevada proporção de espécies com poucos registros é indicativa de uma flora composta por muitos táxons restritos, ou seja, que inclui um grande contingente de espécies naturalmente raras (Enquist et al., 2019; Rabinowitz, 1981). Essas espécies são frequentemente as mais vulneráveis à perda de habitat e às mudanças climáticas, sendo, portanto, prioritárias em estratégias de conservação (Foden et al., 2013; Lima et al., 2021). Nossos resultados sugerem que investimentos em inventários botânicos direcionados a áreas pouco representadas — como áreas fora de unidades de conservação, principalmente nas áreas central e norte da bacia — são fundamentais para preencher lacunas taxonômicas e geográficas e qualificar as avaliações de risco, os planos de manejo e estabelecer estratégias de conservação para a BHRD.

Em relação à categoria de ameaça, o nosso estudo identificou 179 espécies ameaçadas

(20,0% das avaliadas), um número superior à média nacional (~9,5%), mas próximo de valores relatados para outras áreas da Mata Atlântica, como a Serra do Mar (22,5%) (Giulietti et al., 2009) e o Corredor Central da Bahia (18,7%) (Thomas et al., 2008). No entanto, é importante ressaltar que esses estudos se basearam em listas atualizadas com base em inventários locais, enquanto o presente trabalho utilizou majoritariamente dados extraídos de bancos secundários. Além disso, 41,1% das espécies registradas na BHRD ainda não possuem avaliação formal de risco de extinção, o que limita a precisão dos diagnósticos e sugere uma subestimação do real número de espécies ameaçadas. A sub-representação de espécies nas listas oficiais de risco pode subestimar a urgência de ações protetivas, especialmente em áreas altamente impactadas como a BHRD, que sofreu o maior desastre ambiental brasileiro com o rompimento da barragem de Fundão (Fernandes et al., 2016; IBAMA, 2015; Wanderley et al., 2016). Quanto às categorias de ameaça, é importante destacar que a espécie *Chrysophyllum januariense*, classificada como “Extinta” no período de análise de dados desse estudo, foi reavaliada e passou a fazer parte da categoria de “Quase ameaçada” (Fernandez & Moraes, 2019).

A análise por tipo de vegetação revelou padrões coerentes com o que se observa em outras regiões da Mata Atlântica. A Floresta Ombrófila Densa concentrou a maior parte das espécies (68,2%), além do maior número de espécies exclusivas, incluindo as endêmicas (502 espécies, 48,5% do total). Espécies exclusivas, isto é, aquelas que ocorrem em somente um tipo de vegetação, tendem a ser as mais raras e endêmicas. Portanto, podem ser também consideradas como aquelas mais vulneráveis às pressões antrópicas, como a de mudanças no uso do solo e do clima, já que apresentam ocorrência e distribuição restritas às condições bióticas e

abióticas específicas (Davies et al., 2004; Leitão et al., 2016). Portanto, espécies consideradas exclusivas de um tipo de vegetação e endêmicas da Mata Atlântica são também consideradas como aquelas de maior grau de vulnerabilidade à extinção, com redução de áreas adequadas possíveis à sua ocorrência, em cenários futuros de mudanças climáticas (Bellard et al., 2012; Butt & Gallagher, 2018; Foden et al., 2018). Adicionalmente, nossos resultados foram consistentes com estudos como o de Oliveira-Filho e Fontes (2000), que apontam essa formação de Floresta Ombrófila Densa como o principal repositório de biodiversidade arbórea no domínio atlântico. No entanto, a elevada riqueza observada no nosso estudo pode também refletir um viés de coleta, dado que as florestas ombrófilas costumam estar mais representadas nas coleções botânicas por sua acessibilidade e maior esforço histórico de pesquisa (Zwiener et al., 2021).

As formações pioneiras (restinga) e florestas estacionais também se destacaram por apresentarem altos níveis de endemismo, mesmo ocupando áreas relativamente menores na BHRD. Isso reforça o argumento de que, embora menos extensas, esses tipos de vegetação contêm componentes florísticos únicos e merecem atenção específica em políticas conservacionistas (Scarano, 2002). Já as formações savânicas (campos rupestres e cerradões), que apresentaram o menor número de espécies endêmicas e ameaçadas, são notoriamente subamostradas em estudos botânicos (Murphy et al., 2016; Zappi et al., 2017). Isso indica que a menor riqueza observada pode refletir a escassez de coleta e não uma menor diversidade real.

Por fim, o uso de bancos de dados digitais foi essencial para reunir um panorama amplo da flora lenhosa da BHRD, possibilitando identificar padrões florísticos e lacunas de conhecimento. Contudo, esse tipo de abordagem depende fortemente da curadoria e da cobertura espacial dos dados (Zwiener et al., 2021). Este diagnóstico

oferece uma orientação para estratégias de conservação de forma eficiente. Para os pontos quentes já estabelecidos, nossos resultados reforçam seu valor inestimável como repositórios de biodiversidade e refúgios climáticos, justificando investimentos contínuos em sua proteção e manejo. Simultaneamente, as áreas lacunas degradadas não devem ser vistas como áreas perdidas, mas como fronteiras prioritárias para a ciência e a conservação. A integração com inventários de campo direcionados é fundamental para validar e aprofundar as informações obtidas, como verificar a persistência de espécies ameaçadas ou endêmicas em fragmentos negligenciados e, sobretudo para subsidiar ações de restauração ecológica com base em critérios funcionais e filogenéticos (Hortal et al., 2007; 2008; Zwiener et al., 2021).

CONCLUSÕES

A Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD) abriga uma flora arbórea e arbustiva expressiva, tanto em termos de riqueza de espécies quanto de endemismo e representatividade fitofisionômica. A diversidade registrada neste estudo destaca o papel da BHRD como um importante repositório da biodiversidade da Mata Atlântica, ainda que sujeita a intensos processos de degradação ambiental e a eventos extremos como o rompimento da barragem de Fundão.

A análise revelou um padrão marcante de raridade e sub-representação de muitas espécies, o que, aliado à elevada proporção de táxons sem avaliação formal de risco de extinção, reforça a necessidade de intensificação dos esforços de inventário, taxonomia e avaliação de conservação na região. As diferenças florísticas entre os tipos de vegetação da BHRD — em especial a relevância da Floresta Ombrófila Densa e das formações pioneiras — indicam que estratégias conservacionistas devem considerar a

heterogeneidade ambiental como princípio orientador.

O uso de bancos de dados digitais foi essencial para alcançar uma cobertura ampla (temporal e espacial) e identificar padrões florísticos e lacunas de inventários em escala regional. Entretanto, análises de dados secundários – como os registros de ocorrência – incluem falhas (gaps) e vieses de amostragem, que limitam as estimativas de biodiversidade em larga escala, gerando incertezas na formulação de planos de manejo e ações de conservação (Bowler et al., 2024). Adicionalmente, nossos resultados apontam que a flora da BHRD ainda não está completamente amostrada. Portanto, a combinação de dados secundários com inventários de campo direcionados é fundamental para qualificar diagnósticos ecológicos e embasar ações de manejo e restauração mais eficazes.

Em um contexto de mudanças climáticas e intensificação dos conflitos pelo uso do solo, a conservação da biodiversidade na BHRD depende do fortalecimento da integração entre conhecimento científico, políticas públicas e práticas locais. Os resultados apresentados oferecem subsídios técnicos valiosos para a priorização de áreas e espécies, bem como para o desenvolvimento de projetos de restauração baseados em critérios ecológicos, funcionais e evolutivos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Programa de Capacitação Institucional (PCI 2019-2023), especialmente ao subprograma “Conhecimento, conservação e desenvolvimento sustentável na Mata Atlântica” e ao projeto 2 “Conservação e restauração da Mata Atlântica na bacia hidrográfica do Rio Doce”, organizados e promovidos pelo Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), junto ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), e

financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Agradecemos ao CNPq pelo suporte financeiro e pelas bolsas de pesquisa concedidas às autoras.

REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas. (2013). *Plano integrado de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio Doce: Relatório executivo*. ANA.
<https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CED/OC/Catalogo/2013/planoIntegradoDeRecursosHidricosDaBaciaHidrograficaDoRioDoce.pdf>
- Agência Nacional de Águas & Ministério do Meio Ambiente. (2016). *Encarte especial sobre a bacia do Rio Doce: Rompimento da barragem em Mariana/MG*. ANA; MMA.
<http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/3215>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Moraes Gonçalves, J. D., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728.
<https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Rangel, T. F. L. V. B., Bastos, R. P., & Pinto, M. P. (2006). Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and conservation planning. *Diversity and Distributions*, 12(5), 475–482.
<https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x>
- Bowler, D. E., Boyd, R. J., Callaghan, C. T., Robinson, R. A., Isaac, N. J. B., & Pocock, M. J. O. (2024). Treating gaps and biases in biodiversity data as a missing data problem. *Biological Reviews of the Cambridge*

- Philosophical Society*, 100(1), Article e13127. <https://doi.org/10.1111/brv.13127>
- Brancalion, P. H. S., Niamir, A., Broadbent, E., Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Zambrano, A. M. A., Baccini, A., Aronson, J., Goetz, S., & Chazdon, R. L. (2019). Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Science Advances*, 5(7), eaav3223. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>
- Butt, N., & Gallagher, R. (2018). Using species traits to guide conservation actions under climate change. *Climatic Change*, 151(2), 317–332. <https://doi.org/10.1007/s10584-018-2294-z>
- Carvalho, G. (2017). *flora* (Versão 0.3.0) [Pacote R]. Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://cran.r-project.org/web/packages/flora/index.html>
- Chamberlain, S., Barve, V., McGlenn, D., Oldoni, D., Desmet, P., Geffert, L., & Ram, K. (2021). *rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API* in press.
- Chamberlain, S., Barve, V., McGlenn, D., Oldoni, D., Desmet, P., Geffert, L., & Ram, K. (2025). *rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API* (Versão 3.8.2) [Pacote R]. Comprehensive R Archive Network (CRAN). Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://cran.r-project.org/package=rgbif>
- Coelho, A. L. N. (2009). Bacia hidrográfica do Rio Doce (MG/ES): Uma análise socioambiental integrada. *Revista Geografares*, 7, 131–146.
- Daru, B. H., Park, D. S., Primack, R. B., Willis, C. G., Barrington, D. S., Whitfeld, T. J. S., Seidler, T. G., Sweeney, P. W., Foster, D. R., Ellison, A. M., & Davis, C. C. (2018). Widespread sampling biases in herbaria revealed from large-scale digitization. *New Phytologist*, 217(2), 939–955. <https://doi.org/10.1111/nph.14855>
- Davies, K. F., Margules, C. R., & Lawrence, J. F. (2004). A synergistic effect puts rare, specialized species at greater risk of extinction. *Ecology*, 85, 265–271. <https://doi.org/10.1890/03-0110>
- Enquist, B. J., Feng, X., Boyle, B., Maitner, B., Newman, E. A., Jørgensen, P. M., Roehrdanz, P. R., Thiers, B. M., Burger, J. R., Corlett, R. T., Couvreur, T. L. P., Dauby, G., Donoghue, J. C., Foden, W., Lovett, J. C., Marquet, P. A., Merow, C., Midgley, G., Morueta-Holme, N., ... McGill, B. J. (2019). The commonness of rarity: Global and future distribution of rarity across land plants. *Science Advances*, 5(11), eaaz0414. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz0414>
- Espíndola, H. S. (2015). Vale do Rio Doce: Fronteira, industrialização e colapso socioambiental. *Fronteiras*, 4(1), 160–206.
- Fernandes, G. W., Goulart, F., Ranieri, B. D., Coelho, M. S., Boesche, N., Bustamante, M., Carvalho, F. A., Carvalho, D. C., Dirzo, R., Fernandes, S. T., Galetti Jr., P. M., Garcia-Millan, V., Mielke, C., Ramirez, J. L., Neves, A., Rogass, C., Ribeiro, S. P., Scariot, A., & Soares-Filho, B. S. (2016). Deep into the mud: Ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Natureza & Conservação*, 14(2), 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>
- Fernandez, F., & Moraes, M. (2019). *Chrysophyllum januariense* (SAPOTACEAE). Lista Vermelha da Flora Brasileira: Centro Nacional de Conservação da Flora/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Figueiredo, J. C. G., Negreiros, D., Ramos, L., Paiva, D. C., Oki, Y., Justino, W. S., Santos, R. M., Aguilar, R., Nunes, Y. R. F., & Fernandes, G. W. (2024). Reference sites of threatened riverine Atlantic forest in upper Rio Doce watershed. *Nature Conservation Research*, 9(1), 58–71. <https://doi.org/10.24189/ncr.2024.006>
- Foden, W. B., Butchart, S. H. M., Stuart, S. N., Vié, J. C., Akçakaya, H. R., Angulo, A., DeVantier, L. M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S. D., Katariya, V., Bernard, R., Holland, R. A., Hughes, A. F., O'Hanlon, S. E., Garnett, S. T., Şekercioğlu, Ç. H., & Mace, G. M. (2013). Identifying the world's most climate change vulnerable species: A systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and

- corals. *PLOS ONE*, 8(6), e65427.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065427>
- Foden, W., Young, B., Akçakaya, H., Garcia, R., Hoffmann, A., Stein, B., Thomas, C., Wheatley, C., Bickford, D., Carr, J., Hole, D., Martin, T., Pacifici, M., Pearce-Higgins, J., Platts, P., Visconti, P., Watson, J., & Huntley, B. (2018). Climate change vulnerability assessment of species. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 10(1), e551.
<https://doi.org/10.1002/wcc.551>
- Fonseca, G. A. B. (1985). The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 34(1), 17–34.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(85\)90055-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(85)90055-2)
- Garay, I., & Rizzini, C. M. (2004). *A floresta atlântica de tabuleiros: Diversidade funcional da cobertura arbórea*. Vozes.
- Giulietti, A. M., Rapini, A., Andrade, M. J. G., Queiroz, L. P., & Silva, J. M. C. (Eds.). (2009). *Plantas raras do Brasil*. Conservação Internacional.
- Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J. F., Lobo, J. M., & Baselga, A. (2008). Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*, 117(6), 847–858.
<https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16434.x>
- Hortal, J., Lobo, J. M., & Jiménez-Valverde, A. (2007). Limitations of biodiversity databases: Case study on seed-plant diversity in Tenerife (Canary Islands). *Conservation Biology*, 21(3), 853–863. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). *Vegetação do Brasil escala 250 mil* [Mapa, versão 2021]. IBGE. https://geofitp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/vetores/escala_250_mil
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2015). *Lauda técnico preliminar: Impactos sociais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais*. IBAMA.
<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticia/sambientais/laudotecnico-preliminar.pdf>
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Villeger, S., Williams, S. E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F. P., & Mouillot, D. (2016). Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283: 20160084.
<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>
- Lima, R. A. F., Oliveira, R. R., & Prado, P. I. (2021). Floristic knowledge and sampling effort determine the rarity of Atlantic Forest trees. *Biodiversity and Conservation*, 30(4), 1225–1242. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02120-5>
- Lira, P. K., Portela, R. d. C. Q., & Tambosi, L. R. (2021). Land-cover changes and an uncertain future: Will the Brazilian Atlantic Forest lose the chance to become a hopespot? In M. C. M. Marques & C. E. V. Grelle (Eds.), *The Atlantic Forest* (pp. 255–270). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_11
- Martinelli, G., Vieira, C. M., Gonzalez, M., Leitman, P., & Piratininga, A. (2007). *Plantas do Parque Nacional da Serra dos Órgãos*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Meyer, C., Kreft, H., Guralnick, R., & Jetz, W. (2016). Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nature Communications*, 6, 8221.
<https://doi.org/10.1038/ncomms8221>
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. In F. E. Zachos & J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity hotspots*. Springer.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1
- Moerman, D. E., & Estabrook, G. F. (2006). The botanist effect: Counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists. *Journal of Biogeography*, 33(11),

1969–1974. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01549.x>

Mortara, S., & Sánchez-Tapia, A. (2020). *Rocc: Workflows for downloading occurrence data from speciesLink, FB2020, and JABOT API*. <https://rdr.io/github/liibre/rocc/man/rspeciesLink.html>

Murphy, B. P., Andersen, A. N., & Parr, C. L. (2016). The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703), 20150319. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0319>

Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32(4b), 793–810. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00610.x>

Oliveira-Filho, A. T., Budke, J. C., Jarenkow, J. A., Eisenlohr, P. V., & Neves, D. M. (2013). Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8, 242–260. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt008>

Pires, A. P., Paula-Santos, B., Santos, E. V., Castro, A. L. T., Rodrigues, R. R., Garcia, R. A., Figueiredo, W. L., Kato, O. C., & Tabarelli, M. (2017). Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), 187–193. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>

Prendergast, J. R., Wood, S. N., Lawton, J. H., Gaston, K. J., Hirth, H. F., Lisin, S. M., Wood, A., Evans, K., Matthews, R. I., & Murray, J. A. (1993). Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365, 335–337. <https://doi.org/10.1038/365335a0>

QGIS.org. (2022). *QGIS Geographic Information System*. QGIS Association. <http://www.qgis.org>

Rabinowitz, D. (1981). Seven forms of rarity. In H. Synge (Ed.), *The biological aspects of rare plant conservation* (pp. 205–217). Wiley.

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>

Ribeiro, S. M. C., Rajão, R., Nunes, F., Assis, D., Neto, J. A., Marcolino, C., Lima, L., Rickard, T., Salomão, C., & Soares-Filho, B. (2020). A spatially explicit index for mapping forest restoration vocation (FRV) at the landscape scale: Application in the Rio Doce basin, Brazil. *Science of the Total Environment*, 744, 140647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140647>

Rosa, M. R., Brancalion, P. H. S., Crouzeilles, R., Tambosi, L. R., Piffer, P. R., Lenti, F. E. B., Hirota, M., Santiami, E., & Metzger, J. P. (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, 7(4), eabc4547. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>

Rose, R. L., Mugi, S. R., & Saleh, J. H. (2023). Accident investigation and lessons not learned: Accimap analysis of successive tailings dam collapses in Brazil. *Reliability Engineering & System Safety*, 236, 109308. <https://doi.org/10.1016/j.ress.2023.109308>

Scarano, F. R. (2002). Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Annals of Botany*, 90(4), 517–524. <https://doi.org/10.1093/aob/mcf189>

Scarano, F. R., & Ceotto, P. (2015). Brazilian Atlantic Forest: Impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>

- Simonelli, M. (2007). Diversidade e conservação das florestas de tabuleiros no Espírito Santo. In L. F. T. Menezes, F. R. Pires, & O. J. Pereira (Eds.), *Ecossistemas costeiros do Espírito Santo: Conservação e restauração*. EDUFES.
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2004). Biodiversity informatics: Managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359(1444), 689–698. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1439>
- Thebit-Almeida, L., Bernardes-Silva, F., Souza-Fraga, M., Balieiro-Ribeiro, R., Alves-Ramos, M. C., & Avelino-Cecílio, R. (2019). Análise do comportamento espectral da água do Rio Doce, Brasil, mediante o rompimento da barragem de sedimentos da empresa SAMARCO. *Tecnología en Marcha*, 32(Especial XIII CLIA), 36–42. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i7.4257>
- Thomas, W. W., Carvalho, A. M. V., Amorim, A. M., Garrison, J., & Santos, T. S. (2008). Diversity of woody plants in the Atlantic coastal forest of southern Bahia, Brazil. In W. W. Thomas (Ed.), *The Atlantic coastal forests of northeastern Brazil* (pp. 21–66). *Memoirs of the New York Botanical Garden*, 100.
- Travassos, L., Freitas, J. F. T., & Mendonça, J. M. (1964). Relatório da excursão do Instituto Oswaldo Cruz ao Parque de Reserva e Refúgio Soóretama, no estado do Espírito Santo, em outubro de 1963. *Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão*, 23, 1–26. http://boletim.sambio.org.br/pdf/zo_023.pdf
- Troia, M., & McManamay, R. (2016). Filling in the GAPS: Evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. *Ecology and Evolution*, 6(10). <https://doi.org/10.1002/ece3.2225>
- Vitule, J. R. S., Occhi, T. V. T., Carneiro, L., Daga, V. S., Frehse, F. A., Bezerra, L. A. V., Forneck, S., Pereira, H. S., Freitas, M. O., Hegel, C. G. Z., Abilhoa, V., Grombone-Guaratini, M. T., Queiroz-Sousa, J., Pivello, V. R., Silva-Matos, D. M., Oliveira, I., Toledo, L. F., Vallejos, M. A. V., Zenni, R. D., ... Braga, R. R. (2021). Non-native species introductions, invasions, and biotic homogenization in the Atlantic Forest. In M. C. M. Marques & C. E. V. Grelle (Eds.), *The Atlantic Forest*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_13
- Wanderley, L. J., Mansur, M. S., Milanez, B., & Pinto, R. G. (2016). Desastre da Samarco/Vale/BHP no Vale do Rio Doce: aspectos econômicos, políticos e socioambientais. *Ciência e Cultura*, 68(3), 30–35.
- Zappi, D. C., Moro, M. F., Meagher, T. R., & Nic Lughadha, E. (2017). Plant Biodiversity Drivers in Brazilian Campos Rupestres: Insights from Phylogenetic Structure. *Frontiers in Plant Science*, 8, 2141. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.02141>
- Zhang, W. Y., Sheldon, B., Grenyer, R., & Gaston, K. J. (2021). Habitat change and biased sampling influence estimation of diversity trends. *Current Biology*, 31(16), 3656–3662. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.012>
- Zwiener, V. P., Padial, A. A., & Marques, M. C. M. (2020). The mechanisms explaining tree species richness and composition are convergent in a megadiverse hotspot. *Biodiversity and Conservation*, 29, 799–815. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01893-9>
- Zwiener, V., Lima, R., Sánchez-Tapia, A., Rocha, D., & Marques, M. (2021). Tree diversity in the Brazilian Atlantic Forest: Biases and general patterns using different sources of information. In M. C. M. Marques & C. E. V. Grelle (Eds.), *The Atlantic Forest* (pp. 103–124). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_6



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^{1,2,3}, Stella Mata⁴, Nathália Silva^{2,3}; Talita Marques Zupo¹; João Augusto Alves Meira-Neto², Marinez Ferreira de Siqueira^{1,4,5}

¹ 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

² 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

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

⁴ 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

⁵ 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 (Brançalion 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.

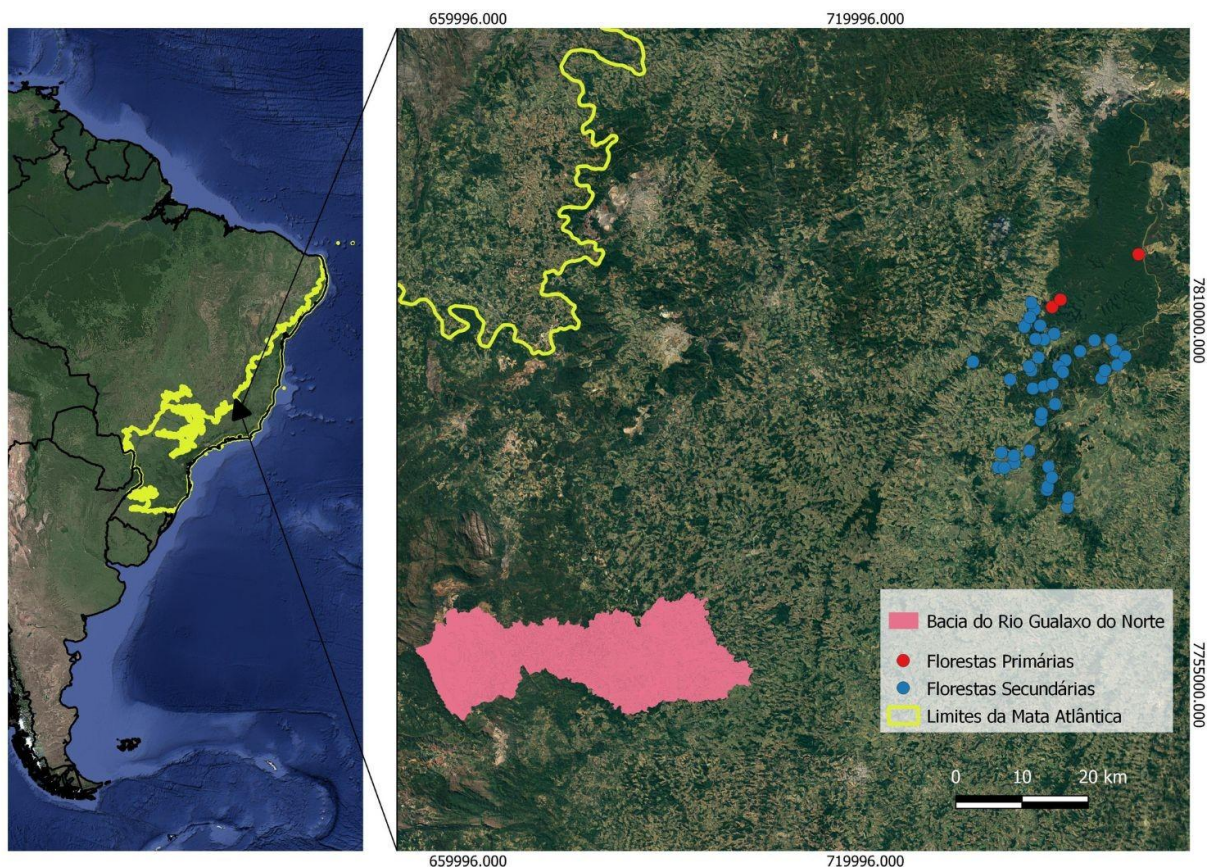


Figura 1. Mapa de localização das áreas de floresta em sucessão secundária, primária, e da Bacia do Rio Gualaxo do Norte.

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.) Schlttdl.				
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schlttdl.				
<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 exsicatas 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

sucessional 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.) Schtdl.	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

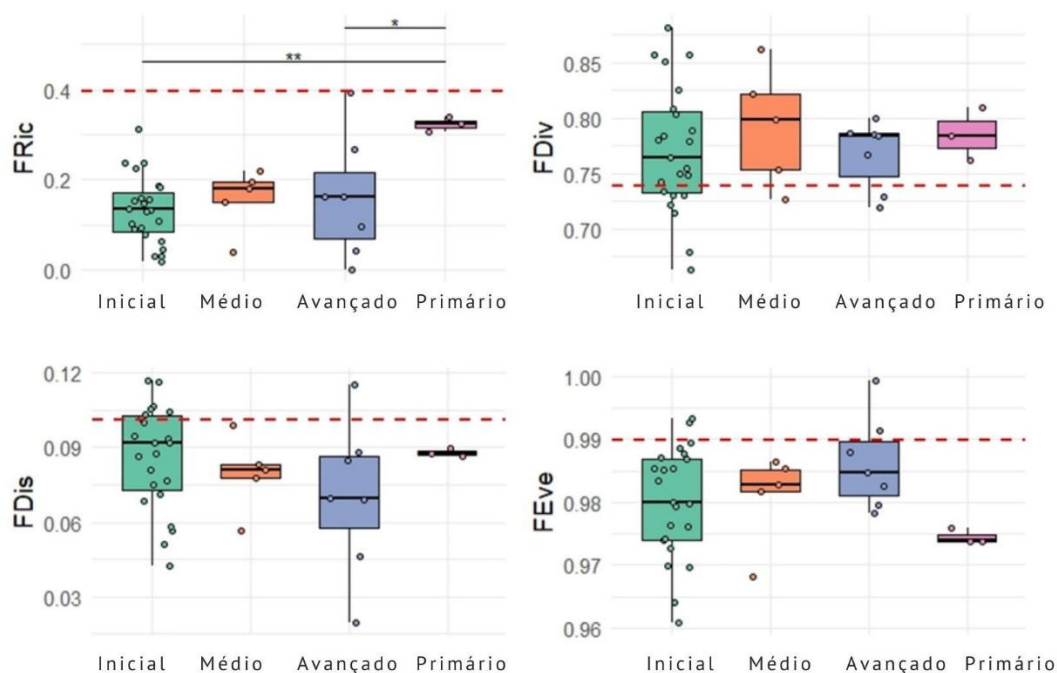


Figura 2. Índices de diversidade funcional calculados com base em quatro traços funcionais quantitativos (densidade da madeira, comprimento da semente, comprimento do fruto e comprimento da folha) para florestas em diferentes estágios sucessionais: Inicial (n = 23), Médio (n = 5), Avançado (n = 7) e 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., Kompała-Bąba, 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, Vítor 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). *PLANAVERG - 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>