



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, Martinez 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 espécies 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 Semideciduosa, 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.

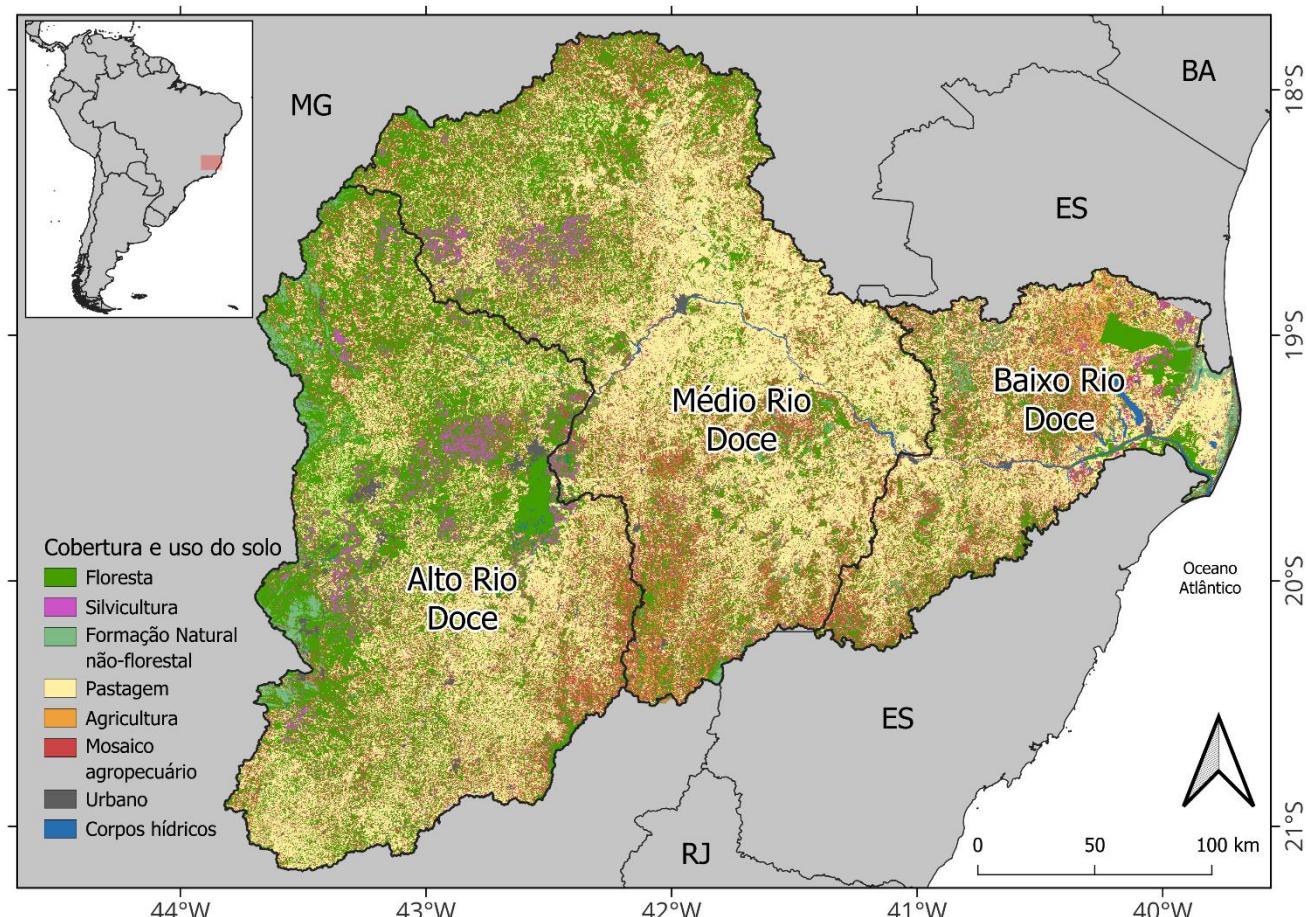


Figura 1. Cobertura e uso do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD). Os limites da bacia seguem a delimitação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2023) e a cobertura e uso do solo foi obtida a partir da Coleção 10.0 do MapBiomas para o ano de 2024 (Projeto MapBiomas, 2025).

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 Mudas 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, centroídes, 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 polyccephala* 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

Calibraramos 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,

segundo 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, calibraramos 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 km^2) 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 sinônimos. 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 ($\text{TSSMÉDIO} = 0,69 \pm 0,07$; Figura 2). Entre os sete algoritmos testados, Bioclim e Domain apresentaram os menores desempenhos ($\text{TSSMÉDIO} = 0,61$ 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 ($\text{TSS} \geq 0,5$), não representando o desempenho total de todas as réplicas calibradas. O desempenho de cada réplica está disponível no Material Suplementar S2.

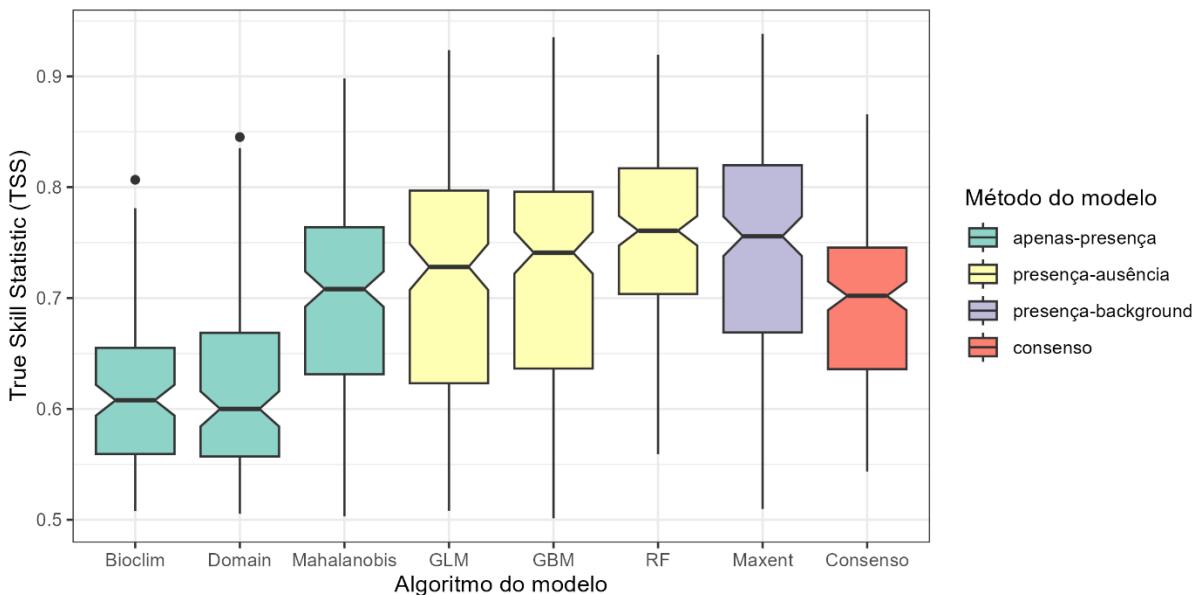


Figura 2. Distribuição dos desempenhos dos modelos entre todas as espécies, medida pelo *True Skill Statistic* (TSS), para cada algoritmo e para o modelo consenso. Mediana (linha horizontal em negrito), limites superior e inferior (caixas coloridas), limites superior e inferior da variação (linhas verticais) 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.

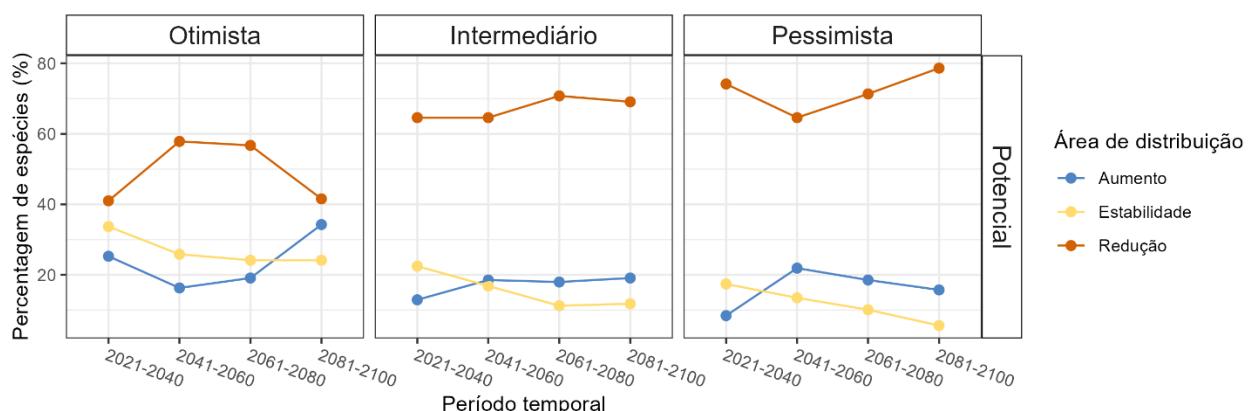


Figura 3. Percentagem de espécies com aumento (área de distribuição ganha $> 5\%$ no futuro), redução (área perdida $> 5\%$ no futuro) e estabilidade da área de distribuição potencial (variação de ganho ou perda de área que não excede 5%) em três diferentes cenários socioeconômicos de mudanças climáticas (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).

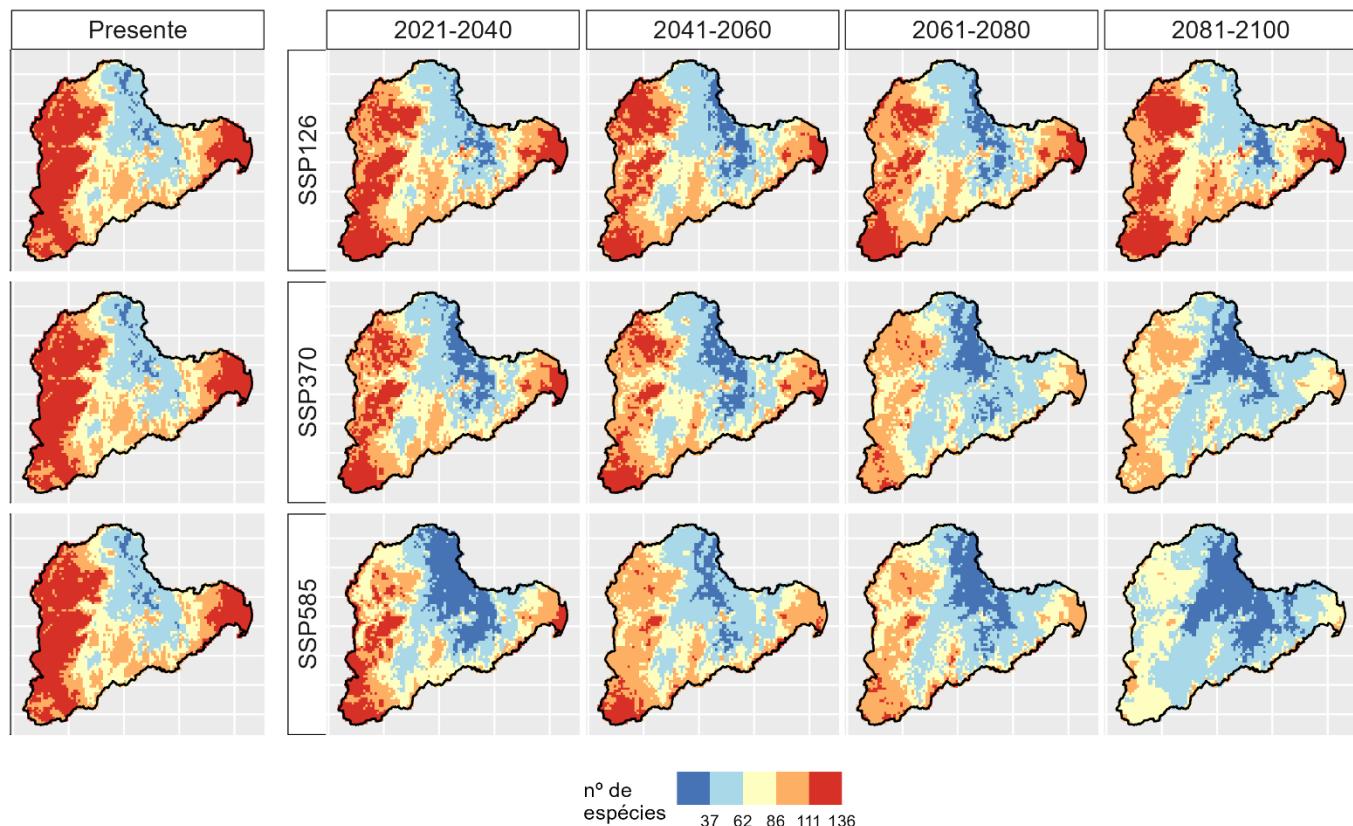


Figura 4. Distribuição do potencial de ocorrência de espécies dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Doce nos diferentes cenários socioeconômicos de mudanças climáticas (otimista, SSP126; intermediário, SSP370; e pessimista, SSP585). O potencial de ocorrência é apresentado pelo número de espécies com distribuição 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.

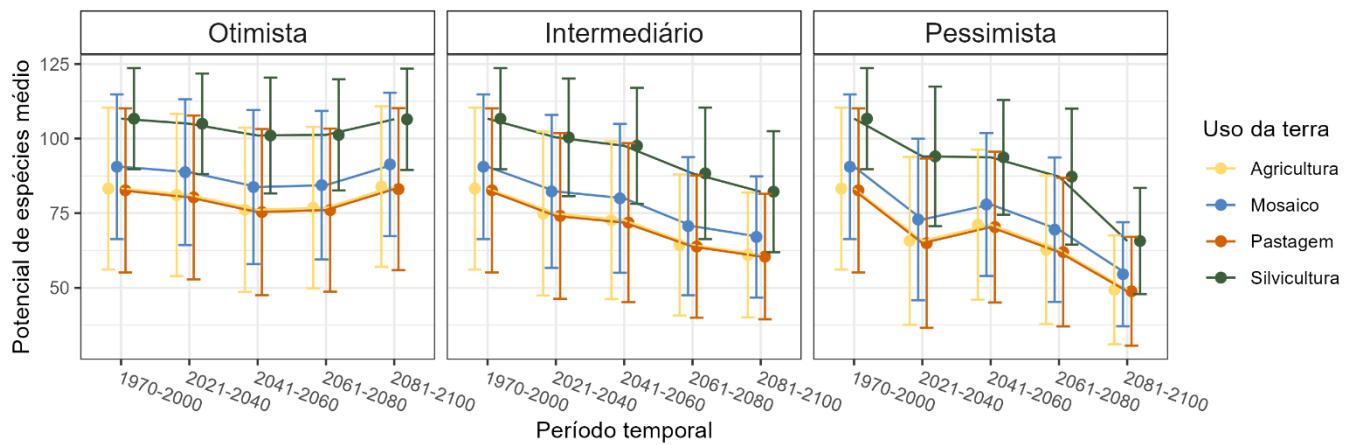


Figura 5. Potencial de espécies médio por diferentes classes de uso do solo dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Doce. O potencial de espécies médio é apresentado ao longo do tempo em três cenários socioeconômicos de mudanças climáticas (otimista, SSP126; intermediário, SSP370; e pessimista, SSP585) e 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).

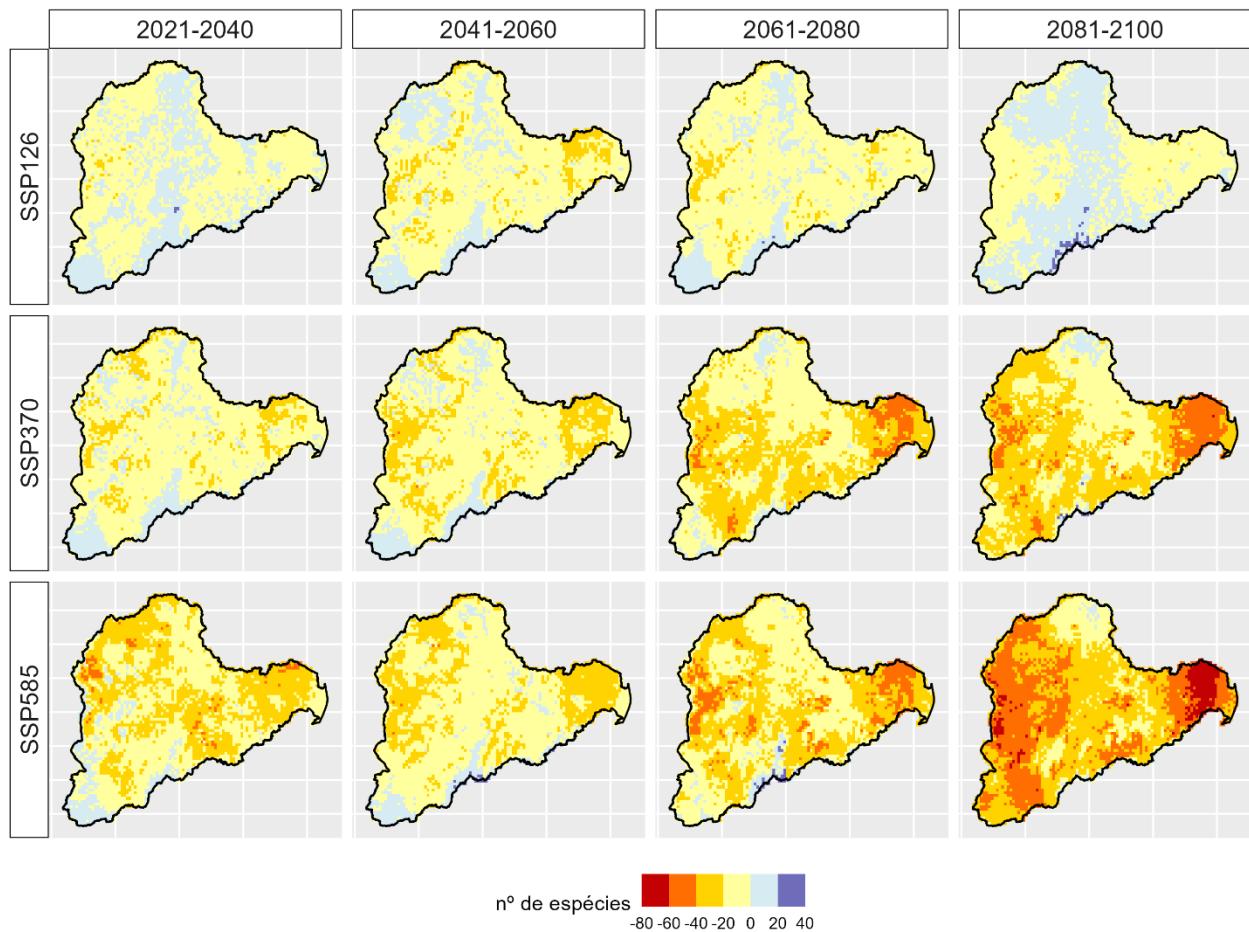


Figura 6. Distribuição do potencial de perda e ganho de espécies dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Doce nos diferentes cenários de mudanças climáticas, evidenciando as áreas de perda como áreas de vulnerabilidade. O potencial de perda em cada célula (5×5 km) é quantificado pelo número de espécies cuja 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 bicoíba, *Virola bicuspidata* (Schott ex Spreng.) Warb., e o paratudo-vermelho, *Hertia brasiliensis* 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; Groppe & 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 extração 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.snhr.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 Geografares*, 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

Groppi, 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., Brügmann, 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://rdrr.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 MapBiomas. (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. Fº. (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>