



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**  
Centro Biomédico  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Artur Malecha Teixeira

O impacto das mudanças climáticas e de uso do solo sobre a qualidade do  
habitat para as aves endêmicas da Mata Atlântica

Rio de Janeiro  
2024

Artur Malecha Teixeira

O impacto das mudanças climáticas e de uso do solo sobre a qualidade do habitat para as aves  
endêmicas da Mata Atlântica



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof. Dra. Mariana Moncassim Vale

Coorientadora: Prof. Dra. Stella Manes

Rio de Janeiro

2024

## CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

T266

Teixeira, Artur Malecha

O impacto das mudanças climáticas e de uso do solo sobre a qualidade do habitat para as aves endêmicas da Mata Atlântica. – 2024.

79 f. : il.

Orientadora: Mariana Moncassim Vale.

Coorientadora: Stella Manes.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Ave – Habitat – Teses. 2. Ave - Mata Atlântica - Teses. 3. Mudanças climáticas – Teses. I. Vale, Mariana Moncassim (orient.). II. Manes, Stella (coorient.). III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 598.2:574.2

Márcia França Ribeiro - CRB7/3669 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Artur Malecha Teixeira

**O impacto das mudanças climáticas e de uso do solo sobre a qualidade do habitat para as aves endêmicas da Mata Atlântica**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em: 27 de fevereiro de 2024.

Coorientadora:

Prof. Dra. Stella Manes  
Instituto Internacional para Sustentabilidade - IIS

Banca Examinadora:

---

Prof. Dra. Mariana Moncassim Vale (Orientadora)  
Departamento de Ecologia - UFRJ

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Maria Alice dos Santos Alves  
Departamento de Ecologia - UERJ

---

Prof. Dr. Marcos Figueiredo  
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro - UNIRIO

Rio de Janeiro

2024

## **DEDICATÓRIA**

Dedico essa dissertação a todas as pessoas que  
me fazem viver com um sorriso no rosto

A pós-graduação pode ser um momento muito desgastante na vida de uma pessoa. A falta de reconhecimento e recursos, a pressão de uma lógica produtivista, a falta de oportunidades e a competição estimulada pela sociedade. Nesse cenário potencialmente aterrador, o destino, por sorte minha, permitiu que eu tivesse as pessoas mais maravilhosas ao meu lado. Hoje, só tenho a agradecer todo o carinho e respeito que recebi não só durante o período do mestrado, como durante toda minha vida.

Em primeiro lugar, tenho que agradecer à toda minha família. À minha mãe, Ana Brasil, em quem eu me espelho todos os dias para manter a alegria e otimismo mesmo em momentos turbulentos. Ao meu pai, Afonso Celso, pois sempre que estive assustado, ele estava lá por mim. O melhor companheiro que um torcedor do Fluminense poderia pedir. O tanto de amor que recebi dos meus pais é impossível de retribuir, resta apenas agradecer. Ao meu irmão, Afonsinho, meu melhor amigo desde que posso me lembrar, que está à disposição sempre que quero conversar bobagens ou me informar sobre um tema aleatório da história da humanidade. À minha irmã, Bia, uma das minhas pessoas favoritas do mundo e a pessoa que mais convive comigo, tendo que me ouvir dizer o quanto ela é importante para mim todos os dias. À minha avó Regina, pelo carinho durante toda minha vida, me mostrando que mesmo em dificuldades “a vida é bela”. À minha avó Bárbara, por lembrar com todo amor que seu neto Artur não gosta de matte, mas gosta de beber suco de maçã no copo da girafa. Ao meu avô Paulo, por tantas vezes ter me buscado na escola e me levado para lanchar. Aos meus avôs, Clóvis, que não tive a honra de conhecer, mas ouço orgulhoso suas histórias, e Mário, que pouco convivi, mas guardo com carinho a lembrança de um banho de mangueira. Esse parágrafo já está ficando extenso, então simplifico agradecendo todos meus tios e tias queridas que me fazem me sentir tão especial e meus primos e primas cujas amizades desde minha infância vou levar para sempre.

Agradeço à minha melhor amiga Clarice Martinez, que desde a graduação me apoiou e me ajudou a tomar as melhores decisões para o meu futuro. Que durante a pandemia e anos seguintes foi minha companheira nos estudos de ecologia. E que nos momentos mais difíceis de sua vida, sempre me impressiona e me ensina com tamanha coragem e alegria em um corpo tão pequeno. Obrigado por sempre ouvir com todo o carinho tudo o que eu tenho a dizer.

Agradeço a todos os meus amigos da escola, especialmente, Breno Tostes, Fernanda Chazan, Lucas Schirmer, Marcelo Casagrande, Paulo Bessa, José Paulo, que me acompanham há tantos anos e não se cansam de me ouvir falar. Não há momentos ruins quando estou com essas companhias. Conversar com cada um de vocês faz meus dias muito mais felizes. Obrigado, amigos.

Agradeço aos meus amigos queridos da minha turma durante a graduação, especialmente, Ingrid Diniz, Yasmin Cunha, Mateus Lorenzo, Eduardo Conrado, Felipe Marques, Matheus Rubens e Gabriela Brito. A companhia de vocês durante as aulas, saídas de campo, festas e rolês em casa fizeram com que meus anos de faculdade fossem repletos de risadas, carinhos e boas recordações. Agradeço também a amizade de colegas que fizeram parte da minha graduação e do meu mestrado como Mari Mendes, Theo Ribeiro, Guilherme Virgílio, James Aikins, Italo Aleixo e muitos outros.

Agradeço a todos os meus colegas do Laboratório de Vertebrados da UFRJ, por todas as amizades, conversas de bar e discussões acadêmicas. O carinho de cada um de vocês foi fundamental para que eu me sentisse bem recebido durante todos os meus anos de LabVert.

Agradeço especialmente às minhas orientadoras queridas Profa. Dra. Mariana Vale e Profa. Dra. Stella Manes. Sem vocês minha caminhada acadêmica seria totalmente diferente. Muito mais importante do que os extensos conhecimentos acadêmicos que vocês me proporcionaram foi o carinho e o respeito. Vocês me fizeram me sentir feliz e querido no laboratório. Me deram confiança e a vontade de seguir na carreira da ecologia. Mais que orientadoras, foram minhas amigas.

Agradeço à Profa. Dra. Aliny Pires e ao Prof. Dr. Carlos Grelle por terem me acompanhado durante a qualificação e comitês de acompanhamento, dando importantes contribuições para a execução do trabalho.

Agradeço à Profa. Dra. Míriam Albrecht e ao Prof. Dr. Marcelo Weber, que me orientaram durante a graduação em projetos de iniciação científica sempre com muito carinho. Parte do que aprendi com vocês com certeza está nessa dissertação hoje.

Agradeço à Universidade do Estado do Rio de Janeiro e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução que me forneceram o acesso a uma valiosa estrutura, que me permitiu interagir com renomados pesquisadores e desenvolver minha pesquisa.

Agradeço de antemão aos membros da banca, Profa. Dra. Maria Alice dos Santos Alves e Prof. Dr. Marcos Figueiredo, pela disponibilidade em ouvir, questionar e colaborar com a minha pesquisa. Agradeço também aos suplentes da banca pela disponibilidade, Prof(a). Dr(a). Maria Lucia Lorini e Prof(a). Dr(a). Aliny Pires.

Agradeço ao Fluminense Football Club pelas alegrias que me proporcionou durante os anos de mestrado, especialmente em 2023.

Por fim, expresso meu agradecimento à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pelas concessões da bolsa PROEX e da bolsa de aluno Nota 10. Esses apoios foram fundamentais para viabilizar a condução desta pesquisa ao longo dos últimos dois anos.

Não estou perdido, porque sei onde estou. Porém, onde eu estou pode ser perdido.

*A. A. Milne. Winnie the Pooh.*

## RESUMO

TEIXEIRA, Artur Malecha. *O impacto das mudanças climáticas e de uso do solo sobre a qualidade do habitat para as aves endêmicas da Mata Atlântica*. 2024. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

A qualidade de um habitat é determinada por variáveis climáticas, pela estrutura da paisagem e pelas características intrínsecas das espécies. Alguns trabalhos já foram feitos para avaliar os efeitos das mudanças climáticas e de uso do solo sobre a qualidade de habitat, porém, para atingir uma escala mais fina na identificação de habitats de alta qualidade para as espécies, é necessário levar em conta também suas características intrínsecas e suas vulnerabilidades a diferentes ameaças. Espera-se que ao adicionar mais essa camada de complexidade na identificação da qualidade do habitat, sejam encontradas áreas adequadas mais restritas do que as áreas geradas por modelagens que levam em consideração apenas dados climáticos. Nesse sentido, foi utilizado o modelo *Habitat Quality* do software InVEST, que combina informações de uso e cobertura do solo com ameaças às espécies, para a identificação das áreas que mantêm maior qualidade de habitat para as aves endêmicas da Mata Atlântica, no presente e em um cenário futuro de mudanças climáticas. Para a determinação dessas regiões foram consideradas características das aves como dependência de floresta, susceptibilidade à caça e ao tráfico e preferência de habitat. Os resultados foram comparados com aqueles produzidos por métodos comumente usados. Os resultados indicam que, em média, apenas 35% da área total de distribuição das espécies mantêm alta qualidade de habitat para as espécies. Além disso, dessas áreas que mantêm qualidade elevada, apenas 27% estão dentro de unidades de conservação (UCs). Com as mudanças climáticas, no futuro tamanho das áreas de alta qualidade de habitat dentro da área de distribuição das espécies deve reduzir, em média, em 43% no ano de 2050. Essa redução, também é percebida nas áreas de alta qualidade de habitat dentro de UCs, sendo projetada uma redução de 40%, evidenciando a gravidade do impacto das mudanças globais. Mostramos que o método usado neste estudo produz resultados mais robustos que a maioria dos métodos comumente usados. Porém, por exigir informações sobre a história de vida das espécies, dados dificilmente disponíveis, pode ser difícil aplicar esse método para outros grupos taxonômicos. Uma alternativa é associar os mapas de modelagem de distribuição com as áreas de remanescentes de vegetação natural e que estão dentro da amplitude de altitude em que a espécie ocorre. Essa estratégia se aproxima dos resultados robustos da análise de qualidade de habitat aqui utilizada. A partir de nossos resultados, destaca-se a severidade dos impactos das mudanças climáticas e de uso e cobertura do solo sobre a extensão das áreas de alta qualidade de habitat para as espécies, dentro e fora de UCs. Além disso, destaca-se que o uso de características intrínsecas das espécies para a análise de áreas adequadas para sua permanência, gera resultados mais robustos do que o uso de outros métodos. Fica clara a necessidade eminente de que regiões ótimas para permanência das espécies, identificadas por meio de métodos robustos, sejam conservadas, aumentando a resiliência das populações frente à crise climática e às pressões antrópicas.

Palavras-chave: Ameaças antrópicas; InVEST; modelagem; biodiversidade.

## ABSTRACT

TEIXEIRA, Artur Malecha. *O impacto das mudanças climáticas e de uso do solo sobre a qualidade do habitat para as aves endêmicas da Mata Atlântica*. 2024. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

Habitat quality is determined by climatic variables, landscape structure, and intrinsic species characteristics. While some studies have been conducted to assess the effects of climate change and land use on habitat quality, identifying high-quality habitats for species in a fine scale requires consideration of their intrinsic characteristics and vulnerabilities to different threats. It is expected that by incorporating this additional complexity layer for the identification of these areas, more narrowly defined suitable areas will be identified compared to models that solely consider climatic data. In this context, the Habitat Quality model from the InVEST software was employed. This model integrates a land-use land-cover map with species threats to identify areas maintaining higher habitat quality for the Atlantic Forest endemic birds both in the present and under a future climate change scenario. The identification of these regions considered bird characteristics such as forest dependence, susceptibility to hunting and trafficking, and habitat preference. The results indicate that, on average, only 35% of the total species distribution area maintains high habitat quality. Furthermore, among these high-quality areas, only 27% are within conservation units (CUs). For the climate change future, the size of high-quality habitat areas within the species' distribution area is projected to decrease by an average of 43% by the year 2050. This reduction is also observed in high-quality habitat areas within CUs, with a projected decrease of 40%. The study findings highlight the severity of the climate change impacts and land-use land-cover transformations. We demonstrate that the method employed in this study yields more robust results compared to most commonly used methods. However, as it requires information about the life history of species, which is often not readily available for biodiversity, applying this method to other taxonomic groups may pose challenges. An alternative approach is to integrate distribution modeling maps with areas containing remnants of natural vegetation within the altitude range where the species occurs. This strategy aligns closely with the robust results obtained from the habitat quality analysis employed in this study. Our results highlight the severe impacts of climate change and land use on the extent of high-quality habitat areas for species, both within and outside of protected areas (PAs). Furthermore, using intrinsic species characteristics for analyzing suitable areas for their persistence yields more robust results compared to other methods. It is clear that there is an urgent need to conserve optimal regions for species persistence identified through robust methods, as this will enhance the resilience of populations against the climate crisis and anthropogenic pressures.

Keywords: Anthropogenic threats; InVEST; modeling; biodiversity.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Mapas de uso e cobertura do solo da Mata Atlântica para o presente e futuro (2050). Dados produzidos pela ESRI e Clark Labs ..... 23
- Figura 2 - Mapas de riqueza de 132 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica. Os mapas mostram a redução na área de distribuição das espécies, reduzindo as áreas com alta riqueza no futuro ..... 35
- Figura 3 - Mapas de riqueza de 132 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica nas regiões de alta qualidade de habitat. A região sul/sudeste da Mata Atlântica é a região que mantém a áreas de alta qualidade de habitat para maior parte das espécies endêmicas analisadas. .... 35
- Figura 4 - Os gráficos mostram as diferenças dos parâmetros medidos para cada espécie de ave endêmica da Mata Atlântica entre o presente e o futuro (2050). O painel “a” apresenta a diferença do tamanho das áreas de alta qualidade de habitat dentro da distribuição das espécies em km<sup>2</sup>. Já o painel “b” apresenta a diferença entre a porcentagem representada por áreas de alta qualidade de habitat dentro da distribuição das espécies. As linhas em vermelho destacam diminuições do presente para o futuro, enquanto linhas azuis indicam aumentos. .... 38
- Figura 5 - Distribuição dos valores médios de qualidade do habitat para a área de distribuição das espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica no presente e no futuro. Existe uma tendência de aumento do valor médio de qualidade do habitat para o futuro ..... 39
- Figura 6 - Mapas de riqueza de espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica em áreas de alta qualidade de habitat e a rede de unidades de conservação ..... 41
- Figura 7 - Distribuição do papa-moscas-estrela, *Hemitriccus furcatus*, gerada por diferentes métodos. Os mapas são referentes aos seguintes métodos: a) Clima; b) Clima + Altitude; c) Clima + Floresta; d) Clima + Floresta + Altitude; e) Qualidade de habitat. A área em cinza mostra o tamanho da distribuição gerada pelo método “Clima” ..... 44

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes de uso e cobertura do solo presentes nos mapas para o presente e futuro.	24
Tabela 2 - Ameaças utilizadas no modelo HQ .....	25
Tabela 3 –Parâmetros de adequabilidade de habitat e sensibilidade para funcionamento do modelo de qualidade do habitat.....	30
Tabela 4 - Valor médio da diferença entre os valores de tamanho das áreas de alta qualidade de habitat e as outras metodologias utilizadas e resultados do teste de Wilcoxon...	43

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>1 OBJETIVOS</b> .....	19
<b>2 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	20
2.1 Seleção de espécies e modelos de distribuição.....	20
2.2 Funcionamento do modelo e identificação de ameaças para as espécies .....	21
2.3 Modelagem da qualidade do habitat.....	29
<b>3 RESULTADOS</b> .....	34
3.1 Impactos das mudanças climáticas e de uso do solo em aves endêmicas da Mata Atlântica .....	34
3.2 Grau de proteção das áreas de alta qualidade de habitat.....	39
3.3 Ganho de informação com diferentes tipos de métodos.....	42
<b>4 DISCUSSÃO</b> .....	45
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	52
<b>APÊNDICE A</b> - Lista de espécies analisadas em Vale et al. (2018a) e justificativa da inclusão ou não das espécies no presente estudo. ....	63
<b>APÊNDICE B</b> - Valores de sensibilidade de habitat de cada classe de uso e cobertura do solo às diferentes ameaças adicionadas no modelo (trilhas, pequenas ruas, grandes rodovias, área urbana e área agrícola) .....	67
<b>APÊNDICE C</b> - Espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica avaliadas no estudo, seu respectivo grupo do mapa de qualidade do habitat produzido no InVEST .....	71
<b>APÊNDICE D</b> – Resultados do teste de Shapiro-Wilk. ....	77
<b>APÊNDICE E</b> – Lista das espécies endêmicas da Mata Atlântica analisadas .....	78

## INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas têm sido objeto de significativa atenção por parte da comunidade científica, devido aos impactos adversos já observados e projetados decorrentes desse fenômeno. Até o momento, estima-se que a temperatura média global tenha aumentado em 1,09°C desde a segunda metade do século XIX, com a velocidade e intensidade desse aumento identificadas a partir de 1970, sem precedentes nos últimos 2000 anos (IPCC 2021). O ano de 2023 foi um marco recente da crise climática, sendo o ano mais quente já registrado pela humanidade, com a média de temperatura global  $\geq 1,5^\circ$  todos os dias do ano (Copernicus 2023). Os padrões de precipitação também estão sendo fortemente alterados, com aumento na precipitação média global e uma maior frequência de eventos extremos de precipitação e secas (IPCC 2021). Essas alterações provocam impactos diretos e indiretos à biodiversidade, uma vez que o clima é um importante determinante dos padrões macroecológicos de distribuição das espécies (Pearson & Dawson, 2003).

Os impactos das mudanças climáticas têm sido avaliados a partir de estudos observacionais e a partir de modelagens espaciais. Com relação aos impactos observados, diversas pesquisas já foram produzidas com o objetivo de identificá-los, sendo possível detectar alguns padrões globais de resposta das espécies às mudanças no clima. Deslocamentos das espécies em direção aos polos, a altas altitudes e a regiões mais profundas no ambiente marinho têm sido atribuídos às mudanças climáticas (Barrows et al. 2020, Parmesan & Yohe 2003). Esse processo de deslocamento está associado com a premissa do conservadorismo de nicho, que determina que as espécies tendem a reter características ecológicas ancestrais (Wiens & Graham 2005). Como as mudanças climáticas em curso estão ocorrendo de forma muito rápida, as espécies dificilmente conseguem se adaptar às novas condições de determinado local, então tendem a se deslocar buscando o clima ao qual estão adaptadas, em um processo conhecido como *Climate tracking*. Além disso, alterações fenológicas (Hoegh-Guldberg 1999) e fisiológicas (Post & Avery 2019) também já foram identificadas em diversos grupos taxonômicos e as primeiras extinções de espécies atribuídas às mudanças climáticas já começam a ser registradas (Parmesan et al 2022). Sendo assim, é importante pensar nas mudanças climáticas não só como uma ameaça futura, mas como uma força transformadora já atuante no presente.

Os estudos observacionais são complementados por meio de estudos de projeções para o futuro. Esses estudos são feitos, em geral, utilizando modelagem de distribuição de espécies. Essa modelagem consiste, grosso modo, em utilizar os registros de ocorrência conhecidos de uma espécie, extraindo os valores de variáveis climáticas desses locais, estimando assim uma porção de seu nicho ecológico, entendido como as condições ambientais nas quais a espécie consegue sobreviver e se reproduzir (Guisan & Thuiller, 2005). Uma vez estabelecidas as condições ambientais necessárias para a ocorrência da espécie, é possível projetá-las no espaço geográfico, determinando a distribuição tanto em condições climáticas atuais quanto em cenários de mudanças climáticas, estabelecendo onde determinada espécie terá, ou não, condições climáticas favoráveis para sua permanência no futuro. Diversos trabalhos utilizando a modelagem de distribuição como método têm sido produzidos nos últimos anos permitindo um maior entendimento de como a biodiversidade deve responder às mudanças climáticas no futuro (Manes et al. 2021, Nabout et al 2012). Para essas projeções são utilizados diferentes cenários climáticos futuros, uma vez que a intensidade das mudanças climáticas até o fim do século depende diretamente de como os tomadores de decisão responderão às informações produzidas pela comunidade científica e às demandas de outros atores sociais (IPCC 2021).

Trabalhos com projeções futuras já identificaram um padrão geral de impactos climáticos severos para a biodiversidade (Manes et al. 2021). Assim como os estudos com mudanças observadas, as projeções também apontam para uma tendência de deslocamento das espécies para maiores latitudes e altitudes (Hoffmann et al. 2020). Os estudos também apontam que as espécies endêmicas (com distribuição restrita) devem sofrer impactos mais severos do que as espécies nativas não-endêmicas (Manes et al. 2021, Manes & Vale 2022). Esse impacto diferencial previsto se deve ao fato de espécies endêmicas terem uma área de distribuição menor e serem, em geral, mais especializadas em determinado habitat, o que pode dificultar o processo de deslocamento das espécies em busca de seu clima ideal, processo conhecido como *Climate tracking* (Chichorro et al. 2019). Além disso, os impactos previstos para espécies consideradas invasoras são significativamente menores do que para as espécies nativas, podendo inclusive serem beneficiadas pelas mudanças climáticas (Manes et al. 2021). Os diferentes cenários de projeções futuras influenciam fortemente o tamanho do impacto previsto para a biodiversidade. Em cenários mais otimistas de emissão de gases de efeito estufa, mantendo o aquecimento dentro dos objetivos do Acordo de Paris, i.e., um aquecimento global médio entre 1,5°C e 2°C no máximo, os impactos sobre a biodiversidade são significativamente

menores do que em cenários mais pessimistas chamados de *Business-as-usual* (Manes & Vale 2022). Diversos estudos sobre essa temática vêm sendo desenvolvidos nos últimos anos, com grande quantidade de artigos analisando a biodiversidade da região neotropical e especificamente do Brasil (Manes et al. 2021, ex. Malecha et al. in prep). Estudos sobre os impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade brasileira já foram produzidos para plantas (p. ex. Gomes et al. 2019; Zwiener et al. 2017), anfíbios (p. ex. Vasconcelos et al. 2018; Loyola et al. 2013), répteis (p. ex. Lourenço-de-Moraes et al. 2019; Rodriguez-Cordero et al. 2022), mamíferos (p. ex. Ribeiro et al. 2016; Faleiro et al. 2013), artrópodes (p. ex. Giannini et al. 2020; Ferro et al. 2014) e aves (p. ex. Vale et al. 2018a; De Souza et al. 2011; Miranda et al. 2019). Apesar de serem previstos impactos positivos ou neutros para algumas espécies, a maior parte dos artigos apontam para impactos negativos, com contração da área de distribuição para a maioria das espécies no futuro e consequente diminuição da riqueza e possível extinção de espécies (Malecha et al. in prep).

Além das mudanças climáticas, ações antrópicas diretas sobre o habitat e sobre as espécies também promovem impactos negativos severos. As maiores ameaças à biodiversidade atualmente incluem a sobre-exploração e mudanças no uso e cobertura do solo (Maxwell et al 2016), como desmatamento associado à agricultura e urbanização, levando à perda e fragmentação de habitats (Liu et al 2016). Na região neotropical e especialmente no Brasil, a degradação antrópica dos habitats está fortemente ligada ao desmatamento decorrente do avanço da fronteira agropecuária (Rajão et al. 2020). No Brasil, o desmatamento aumentou consideravelmente desde 2019, removendo vastas regiões de matas nativas nos diferentes biomas brasileiros (Ferrante et al. 2021). Esse processo promove diretamente a perda e fragmentação de habitat para espécies florestais, gerando paisagens fortemente influenciadas pela matriz do entorno (Giubinna et al. 2018). Além disso, o estabelecimento de centros urbanos e a construção de estradas também afetam os ambientes podendo diminuir a qualidade e conectividade de determinados habitats para as espécies (Ibisch et al. 2016).

A Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros mais alterados pela ação humana no país, sendo considerado um *hotspot* de biodiversidade devido à alta taxa de endemismo, associada à severa perda de cobertura florestal decorrente de ações antrópicas (Myers et al. 2000). A Mata Atlântica abriga uma grande riqueza de espécies e fitofisionomias, contudo apenas cerca de 28% do bioma mantém vegetação nativa (Rezende et al. 2018), sendo a maior parte em pequenos e isolados fragmentos florestais (Ribeiro et al 2009). O bioma

também carece de áreas protegidas tendo apenas 9% da sua vegetação nativa protegida em unidades de proteção integral (Jenkins et al. 2015, Rezende et al 2018, Ribeiro et al. 2009, Lira et al. 2021). Além disso, existe pouca conectividade entre as áreas protegidas e outros remanescentes florestais (Rezende et al. 2018). Dessa forma, a conservação das espécies passa a depender também da qualidade e da permeabilidade da matriz (Lira et al. 2021). A matriz na qual uma mancha de habitat está inserida possui um importante papel, influenciando tanto a qualidade dessa mancha quanto a capacidade de dispersão dos indivíduos dessa paisagem. Manchas pequenas são fortemente influenciadas pelo efeito de borda, apresentando maior grau de degradação (Dos Anjos et al. 2011). Além disso, diferentes espécies possuem diferentes capacidades de dispersão através de uma matriz, o que faz com que esta possa ser uma barreira à dispersão de indivíduos (Bélisle & Desrochers 2002, Giubbina et al. 2018). Essa baixa conectividade entre os fragmentos associada com o pequeno tamanho das manchas de habitat aumentam a probabilidade de extinção local de espécies. Outro ponto que vale destacar é que a degradação da Mata Atlântica, que combina a perda de florestas maduras em certas regiões com o reflorestamento em outras, vem provocando um processo de rejuvenescimento e homogeneização da vegetação do bioma (Rosa et al. 2021, Lira et al. 2021). Florestas jovens não sustentam a mesma biodiversidade que florestas primárias estruturadas e pouco alteradas (Gibson et al. 2011) e também não possuem a mesma capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos como estocagem de carbono, formação de solo e provisão de água (Lira et al. 2021, Shimamoto et al. 2014, Tabarelli et al. 2010).

A forte degradação e demais impactos antrópicos na Mata Atlântica têm consequências para diversos organismos, inclusive para vertebrados, geralmente mais conhecidos (Jenkins et al. 2015). As aves são um grupo particularmente diverso e com altas taxas de endemismo no bioma. Diversos estudos já avaliaram os impactos previstos das mudanças climáticas na avifauna da Mata Atlântica. Vale et al. (2018a) identificou uma forte redução na área de distribuição de 151 espécies endêmicas da Mata Atlântica, com uma diminuição média de cerca de 52% para o ano de 2050. Além disso, também deve ocorrer uma redução da efetividade das áreas protegidas para essas espécies no futuro devido ao deslocamento de suas áreas de distribuição (Vale et al. 2018a, Malecha et al. 2023). Hoffmann et al. (2020) analisou 10 espécies endêmicas de regiões de altitude na Mata Atlântica e identificou uma forte diminuição na distribuição das espécies associado a uma tendência de ocorrência em altitudes mais elevadas. Este trabalho levou em conta apenas os fatores climáticos, porém quando são considerados outros aspectos como o

desmatamento, os impactos sobre a biodiversidade podem ser ainda maiores, visto que estudos que levam em consideração impactos apenas climáticos estimam áreas onde as espécies podem encontrar o clima adequado, mas carecerem de habitat florestal, portanto não mostrando a área de fato disponível para as espécies. No trabalho de Sales et al. (2021), foram feitas projeções para espécies de aves frugívoras levando em consideração os dados climáticos e a área florestada.

Os resultados encontrados indicaram que a adição desta nova camada e da capacidade de dispersão das espécies diminuiu a área projetada em cerca de 50% com relação às projeções utilizando apenas o clima. Tourinho et al. (2022a) identificou que diante da extrema perda de áreas florestadas na Mata Atlântica, o impacto das mudanças de uso e cobertura do solo se torna uma ameaça tão grande ou maior que as mudanças climáticas, exigindo ações de mitigação mais urgentes. É lógico esperar que a adição de camadas de uso do solo limite a distribuição projetada das espécies, uma vez que modelagens utilizando apenas o clima em geral consideram cenários com espécies com total capacidade de dispersão, porém, para paisagens altamente fragmentadas como a Mata Atlântica, isso não é possível. A fragmentação dos habitats e a antropização generalizada das paisagens podem inviabilizar o deslocamento das espécies para áreas que mantêm o clima ideal, limitando o processo de *Climate tracking* (Hof et al. 2011). Portanto, a adição de camadas de uso e cobertura do solo assim como a utilização de características intrínsecas das espécies são essenciais para gerar análises mais robustas sobre o impacto das mudanças climáticas na biodiversidade.

Diversas características individuais das espécies determinam quais regiões possuem alta qualidade para a persistência de uma espécie. A qualidade do habitat pode ser definida como a capacidade do ambiente em fornecer condições adequadas para a persistência de indivíduos e populações (Hall et al. 1997). Por ter um caráter espécie-específico, a qualidade de um habitat varia de acordo com as exigências e características da espécie. Por exemplo, aves com alto nível de dependência florestal são muito vulneráveis à fragmentação e à urbanização, dificilmente atravessando matrizes abertas (Bélisle & Desrochers 2002, Zorzal et al., 2021), enquanto aves sinantrópicas podem ser favorecidas em ambientes urbanos e de borda (Pizo & Tonetti 2020). Em ambientes urbanos a poluição luminosa é uma ameaça adicional às espécies noturnas, favorecendo espécies diurnas que podem estender seu período de atividade (Ciach & Fröhlich 2017). Ao combinar características individuais das espécies que influenciam a escolha do habitat com mapas de uso e cobertura do solo e projeções climáticas é possível definir de forma mais robusta

quais são as regiões mais importantes para a conservação das espécies no futuro.

Com isso em mente, a presente dissertação visou identificar áreas onde há maior qualidade de habitat em um futuro cenário sob mudanças climáticas e de uso do solo, considerando as características intrínsecas das espécies. Para esta análise foram escolhidas espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica, devido ao relativo alto conhecimento agregado para este grupo taxonômico no bioma, tanto no tocante a sua história natural, quanto em termos dos possíveis impactos das mudanças climáticas. A análise foi realizada utilizando o software InVEST, que permite a avaliação espacialmente explícita da qualidade de habitat por meio da associação entre características da cobertura e uso do solo e diferentes ameaças, cujo impacto pode ser diferenciado dependendo das características intrínsecas das espécies. Sendo assim, a utilização do modelo *Habitat quality* desse software pode produzir informações extremamente relevantes sobre regiões que devem ser priorizadas para conservação e qual será o impacto das mudanças climáticas e de uso do solo sobre diferentes espécies de aves da Mata Atlântica.

## **1 OBJETIVOS**

O objetivo geral do trabalho é prever o impacto das mudanças climáticas e de uso do solo na qualidade do habitat de aves endêmicas da Mata Atlântica. Os objetivos específicos são: 1) quantificar a porcentagem da área de distribuição dessas espécies que inclui habitat com alta qualidade no presente e no futuro; 2) quantificar o grau de proteção das áreas mais importantes para a conservação das aves endêmicas da Mata Atlântica; 3) identificar o ganho de informação ao se considerar diferentes fatores na identificação de áreas importantes para as espécies; 4) identificar quais espécies de aves serão mais impactadas pelas ameaças antrópicas no futuro.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Seleção de espécies e modelos de distribuição

Em busca de identificar os impactos das mudanças de uso e cobertura do solo e das mudanças climáticas sobre aves endêmicas da Mata Atlântica, foi utilizada a lista aves endêmicas de Vale et al. (2018b). Foram utilizadas também as modelagens de distribuição para 151 aves no presente e para o ano de 2050 de Vale et al. (2018a), considerando um cenário de mudanças climáticas RCP8.5 (IPCC 2013) (conhecido como *Business-as-usual*). Os mapas produzidos foram utilizados no presente trabalho como referência da área de distribuição das espécies. A partir da obtenção dos mapas das 151 espécies, foi realizada uma filtragem para selecionar os modelos com alta robustez. Para isso foi analisado o valor da análise estatística True Skill Statistics (TSS), método que avalia o desempenho dos modelos gerados na modelagem de distribuição, apresentado pelos próprios autores de Vale et al. (2018a), para cada um dos mapas gerados. Os modelos que obtiveram valor de TSS menor que 0,5 foram excluídos da presente análise. Para cada uma das espécies restantes, foi analisado o mapa de distribuição elaborado pela IUCN (International Union for Conservation of Nature) com o intuito de identificar espécies que foram classificadas como “extintas” ou “possivelmente extintas” em parte da área de distribuição. As espécies nessa condição foram excluídas, uma vez que os mapas produzidos no presente trabalho não corresponderiam à área de distribuição atual da espécie. Por fim, espécies muito dependentes de formações vegetais específicas, como, por exemplo, restingas, também foram excluídas, pois suas distribuições são dependentes do habitat e não propriamente do clima, apresentando modelos que representam mal sua distribuição. Após essas exclusões, restaram 132 espécies, que foram utilizadas nas análises. O Apêndice A apresenta todas as espécies mantidas e as espécies excluídas, juntamente com a justificativa da exclusão. A partir da união dos mapas de distribuição, produzidos em Vale et al (2018a), de todas as 132 espécies analisadas no presente estudo foi gerado um mapa de riqueza das aves endêmicas da Mata Atlântica (Figura 2).

## 2.2 Funcionamento do modelo e identificação de ameaças para as espécies

Para quantificar o impacto das mudanças de uso do solo dentro da área de distribuição das espécies no presente e futuro, foi utilizado o modelo *Habitat Quality* (HQ) do *software Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs* (InVEST) (Sharp et al 2020). Esse modelo avalia como o impacto de diferentes ameaças antrópicas varia na paisagem e como ele influencia a qualidade do habitat em determinada região. A qualidade de habitat é determinada no modelo pela: (i) adequabilidade atribuída às classes de uso e cobertura do solo; (ii) sensibilidade de cada habitat às ameaças presentes no entorno; (iii) intensidade de cada ameaça (peso) e (iv) o alcance do impacto provocado por uma ameaça. Os valores atribuídos a cada um desses fatores são comparativos e devem variar entre 0 e 1, exceto o alcance do impacto, que deve ser expresso em quilômetros. Sendo assim, o modelo não é produzido a partir da quantificação real de impactos, mas é elaborado a partir de valores comparativos que indicam quais são os impactos mais severos e regiões onde eles são mais intensos. Com essas informações aliadas a um mapa de uso e cobertura do solo e às ameaças de forma espacializada, o modelo consegue mapear as regiões mais e menos impactadas pelas ameaças e onde existe maior e menor qualidade de habitat para cada espécie.

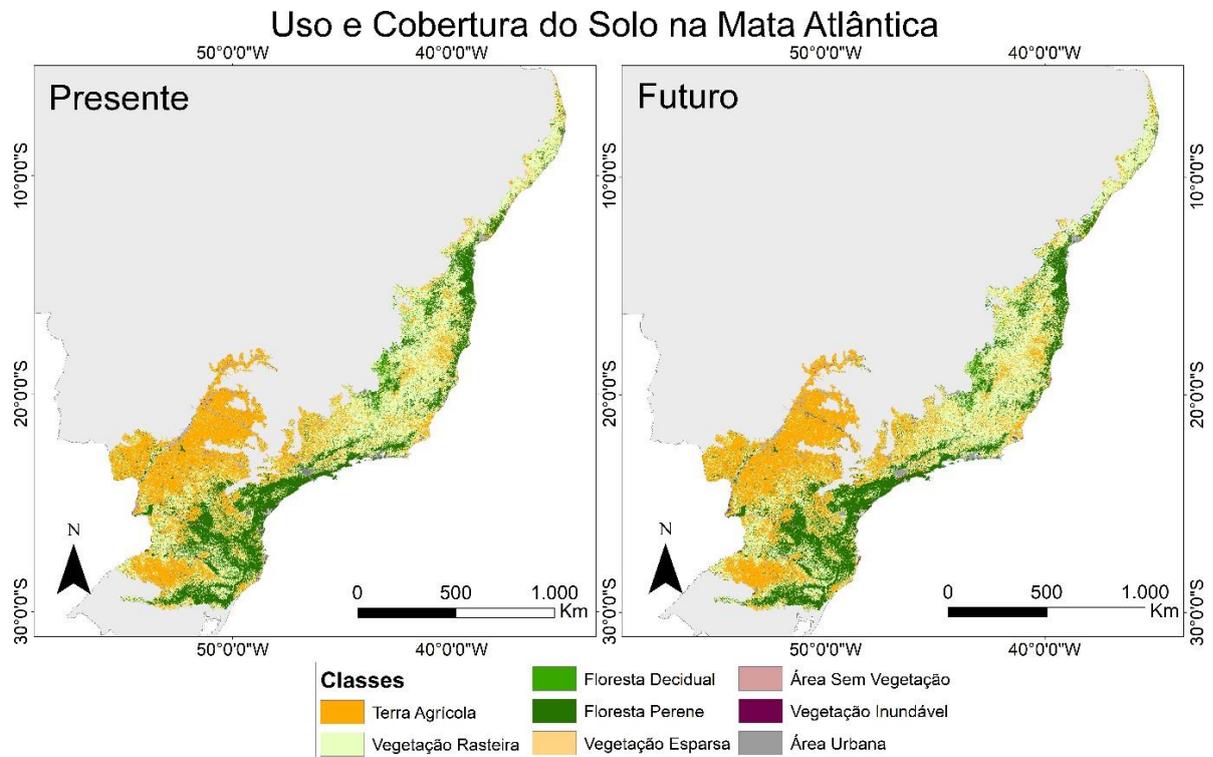
O valor de adequabilidade, atribuído a cada classe de uso do solo, determina o quanto um ambiente é adequado para a sobrevivência de uma espécie, baseado em suas preferências de habitat. Para espécies com alta dependência de floresta, por exemplo, um ambiente urbano poderá ser considerado inadequado (0) e um ambiente florestal como um ambiente adequado (1). O valor de sensibilidade também é atribuído à cada classe de uso e cobertura do solo e indica o quanto determinado ambiente é suscetível a determinada ameaça, sendo 0 insensível e 1 muito sensível. Um exemplo de diferentes graus de sensibilidade pode ser descrito pela existência de dois fragmentos de vegetação natural, um com ambiente florestal e o outro com vegetação campestre, ambos rodeados por uma matriz de terras de agricultura. Pode-se hipotetizar que os efeitos negativos das terras de agricultura sobre os fragmentos de vegetação nativa serão mais intensos sobre o ambiente florestal, devido à grande diferença estrutural entre esses habitats. Nesse cenário, o ambiente florestal possui maior sensibilidade à presença de terras de agricultura do que ambientes de vegetação campestre.

Com relação às ameaças, é necessário atribuir a cada uma um valor de intensidade, o peso. Como o modelo funciona a partir de dados comparativos, a definição desses valores

determina se existe uma ameaça que produz um impacto maior ou se todas as ameaças produzem um impacto equivalente. A atribuição do valor 0 indica que a ameaça não produz nenhum impacto sobre o habitat enquanto a atribuição do valor 1 indica alto impacto sobre o habitat. No presente estudo os valores foram definidos partindo do princípio de que áreas urbanas e grandes rodovias provocam impactos mais severos do que terras agrícolas e rodovias menores. O modelo HQ também avalia o alcance do impacto de uma ameaça sobre o habitat, sendo a intensidade de seu impacto mais acentuada quanto menor a distância de um habitat à fonte da degradação, formando um gradiente de impacto. No modelo HQ o impacto pode decair, i.e. diminuir com a distância, de forma linear ou exponencial. No caso do decaimento linear, a taxa de diminuição do tamanho do impacto é constante em relação à distância, sendo a redução do impacto sempre a mesma a cada unidade de distância acrescida. Já com relação ao decaimento exponencial, a taxa de diminuição do impacto é constante em relação à própria variável (impacto), portanto a magnitude de diminuição varia com a distância.

Para utilização do modelo HQ é necessário um mapa de uso e cobertura do solo da região de interesse. Para este trabalho foram escolhidos os mapas elaborados pela ESRI e Clark Labs (Figura 1) a partir das imagens de satélites da Iniciativa de Mudanças Climáticas (CCI) da Agência Espacial Europeia (ESA) para o presente e futuro no ano de 2050 (Disponível em: <https://livingatlas.arcgis.com/landcover-2050/>). A projeção da configuração futura das classes de uso do solo foi feita baseada nas mudanças espaciais observadas entre 2010 e 2018. Ambos os mapas possuem uma resolução de 300m e incluem as mesmas classes de uso e cobertura do solo (Figura 1). As descrições das classes estão apresentadas na Tabela 1.

Figura 1 - Mapas de uso e cobertura do solo da Mata Atlântica para o presente e futuro (2050). Dados produzidos pela ESRI e Clark Labs.



*Tabela 1 - Classes de uso e cobertura do solo presentes nos mapas para o presente e futuro elaborados pela ESRI e Clark Labs.*

<b>Nome em inglês</b>	<b>Nome em português (tradução livre)</b>	<b>Descrição</b>
MostlyCropland	Terras Agrícolas	Paisagens que incluem mais de 50% da área com cultivos agrícolas variados.
Grassland, Scrub, orShrub	Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	Paisagens com mais de 50% da área ocupadas por mosaicos de vegetação natural, incluindo cobertura herbácea, vegetação arbustiva, vegetação rasteira
MostlyDeciduous Forest	Floresta Decidual	Paisagens com cobertura florestal, sendo mais de 40% de cobertura de floresta decidual.
MostlyNeedleleaf/Evergreen Forest	Floresta Ombrófila	Paisagens com cobertura florestal sendo mais de 15% de cobertura de floresta ombrófila.
SparseVegetation	Vegetação Esparsa	Cobertura de vegetação em que árvores, arbustos e vegetação herbácea ocupam menos de 15% da área.
Bare Area	Área sem vegetação	Vastas áreas de areia, sem solo.
Swampy or Often Flooded Vegetation	Vegetação Pantanosa ou inundável	Vegetação arbórea ou arbustiva alagável por água doce ou salobra.
Artificial Surface or Urban Area	Superfície Artificial ou Área Urbana	Áreas com construções humanas. As principais áreas são as grandes metrópoles.

Para observar como diferentes ameaças antrópicas impactam o habitat disponível para as aves endêmicas da Mata Atlântica, seis ameaças foram adicionadas ao modelo HQ: (i) área urbana; (ii) terras agrícolas; (iii) grandes rodovias; (iv) pequenas ruas; (v) trilhas; e (iv) sobreexploração. As duas primeiras ameaças (i, ii) são derivadas dos mapas de cobertura do solo. As ameaças relacionadas a vias públicas (iii, iv, v) foram compiladas do OpenStreetMap, uma plataforma colaborativa que inclui a localização de construções urbanas em diversos países (<https://www.openstreetmap.org/>). A ameaça sobreexploração inclui a caça e o tráfico de aves silvestres. Como proxy para a ameaça de sobreexploração, foi utilizado uma combinação entre as áreas urbanas e as vias públicas, por serem potenciais pontos de acesso aos habitats das espécies cinegéticas. A descrição de cada ameaça e o valor dos parâmetros necessários para o modelo HQ, peso e alcance máximo, estão descritos na Tabela 2. Para todas as ameaças foi considerado um decaimento exponencial.

Tabela 2 - Ameaças utilizadas no modelo HQ com descrição do seu potencial impacto sobre o habitat de aves endêmicas na Mata Atlântica, o alcance máximo do impacto considerado no modelo e seu peso. A ameaça caça/tráfico não possui os parâmetros de distância máxima e peso, pois a avaliação dessa ameaça foi levada em consideração a partir do aumento do impacto de estradas e áreas urbanas sobre espécies vulneráveis à captura para esses fins.

<b>Nome original dos dados em inglês</b>	<b>Nome em português (tradução livre)</b>	<b>Alcance máximo (km)</b>	<b>Peso</b>	<b>Descrição do potencial impacto</b>
MostlyCropland	Terras Agrícolas	2	0,8	A presença de terras agrícolas pode provocar diversos impactos nos habitats das espécies. O uso de fertilizantes e agrotóxicos pode chegar aos ambientes naturais afetando negativamente a comunidade por meio da poluição química (Tang et al 2021; Beketov et al. 2013). A conversão de áreas naturais em áreas agrícolas, além do impacto direto, gera fragmentos florestais suscetíveis ao efeito de borda. O efeito de borda pode diminuir a qualidade do habitat ao favorecer a entrada de espécies invasoras, alterar a estrutura da floresta e potencializar a substituição de espécies vegetais (Laurance et al. 2002, Collinge 1996).
Artificial Surface or Urban Area	Área Urbana	8	1	Existem diversos processos que fazem com que as áreas urbanas afetem a qualidade de habitat das espécies, como poluição sonora, luminosa, química, espécies exóticas e pressão de caça. O excesso de ruído produzido no meio urbano afeta a capacidade de comunicação das aves, fazendo com que os indivíduos alterem seus períodos de atividade e gastem mais energia para produzir seus cantos e chamados (Nemeth et al. 2010). O excesso de luminosidade produzido pelos conglomerados urbanos afeta o período de atividade das espécies, sendo especialmente danoso para as aves noturnas (Dominoni 2015). A grande produção de gases poluentes do setor de transportes e de processos industriais pode afetar no desenvolvimento e sobrevivência das espécies próximas aos locais de emissões (Barker and Tingey, 1992). Além desses problemas associados à poluição, a facilitação da entrada de espécies exóticas e do acesso de caçadores aos ambientes naturais próximos ao meio urbano são danosos à qualidade de habitat das

espécies (Benitez\_Lopez et al. 2017, Santana Marques et al. 2020). Esses diferentes impactos podem atingir diferentes distâncias a partir das áreas urbanas. A poluição luminosa e o aumento na frequência de queimadas podem atingir áreas naturais até 10km de distância de áreas urbanas, enquanto a poluição sonora e o impacto de espécies exóticas são mais perceptíveis a 1km (McDonald et al. 2009).

Major roads + Highway links	Grandes rodovias	3	1	Estradas impactam negativamente a biodiversidade (Ibisch et al. 2016). A existência de rodovias pode provocar impactos negativos no habitat das espécies, primariamente devido ao processo de fragmentação. A presença de uma rodovia pode funcionar como uma barreira significativa para diversas espécies, impedindo o deslocamento de indivíduos entre diferentes áreas de habitat (Rosa 2012). Além disso, as rodovias podem provocar o efeito de borda, alterando a estrutura do habitat em suas proximidades (Rosa 2012). A viabilidade de acesso promovida pelas rodovias, ao permitir o fluxo de pessoas, pode facilitar o acesso de caçadores em ambientes naturais mais preservados (Van Vliet et al. 2015). Concomitantemente, o fluxo de veículos também amplifica a mortalidade de indivíduos devido a atropelamentos. Os impactos decorrentes de extensas rodovias tornam-se perceptíveis a distâncias consideráveis, podendo alcançar mais de 3 km (Reijnen et al. 1996), sendo mais severos quanto mais intenso o fluxo de carros (Forman et al. 2002).
Minor roads + very small roads	Pequenas rodovias	2	0,8	
Paths unsuitable for cars	Trilhas	0.5	0.1	

Sobreexploração

---

A caça possui um relevante impacto sobre as populações de aves, especialmente nos trópicos, provocando redução da abundância de espécies, alterando a estrutura das comunidades e causando extirpações, principalmente, de espécies com maior tamanho corporal e reprodução lenta (Cullen et al. 2001; Benítez-López et al. 2017; Bogoni et al. 2020, Peres 2000). No Brasil, as aves enfrentam ameaças provenientes da caça, seja para o tráfico ilegal, especialmente de espécies canoras e vistosas, seja para consumo alimentar e abastecimento do mercado ilegal de carne de caça. Essa prática ocorre devido à necessidade de suplementação alimentar, à demanda por carnes exóticas e ao interesse na criação de aves como animais de estimação (De Souza & Alves, 2014). A pressão de caça e captura de indivíduos tende a ser mais elevada em locais com maior cobertura florestal e próximo aos pontos de acesso ao ambiente florestal, como estradas, trilhas, comunidades rurais e regiões urbanas (Torres et al. 2021; Van Vliet et al. 2015; Peres & Lake 2003). Ambientes mais distantes de comunidades locais e áreas urbanas tendem a possuir maior riqueza e abundância de espécies cinegéticas (Sampaio et al. 2023). A caça nas regiões próximas dos locais de acesso facilita o escoamento dos animais caçados e reduz os custos da atividade. Os efeitos negativos da caça e do tráfico de animais silvestres sobre a abundância da população de espécies de aves podem alcançar de 5 km até 12 km de distância de comunidades rurais (Sampaio et al. 2023) e cerca de 7 km de outros pontos de acesso (Benítez-López et al. 2017).

---

Os valores de adequabilidade de cada classe de uso do solo foram definidos para cada uma das espécies a partir das informações de habitat da IUCN, da dependência de floresta definida em Vale et al. (2018b) e de literatura complementar como as plataformas Wikiaves (disponível em: <https://www.wikiaves.com.br/>), Avibase (disponível em: <https://avibase.bsc-eoc.org/avibase.jsp>), Birds of the World (disponível em: <https://birdsoftheworld.org/bow/home>) e o livro Aves do Brasil - Mata Atlântica do Sudeste (Ridgely et al. 2015). O Apêndice C apresenta as espécies utilizadas no estudo e seu grau de dependência florestal. Para as aves com alta dependência de floresta, foi definido 1 como

valor de adequabilidade para as classes florestais (floresta decídua e floresta sempre verde) e 0,2 para as classes de vegetação aberta (vegetação rasteira ou arbustiva e vegetação esparsa). Para espécies com dependência média de floresta, o valor para ambientes florestais foi o mesmo, enquanto para classes de vegetação aberta foi definido o valor de 0,5. Para espécies com baixa dependência de floresta, tanto classes florestais quanto classes com vegetação aberta foram definidas com adequabilidade 1. A classificação da IUCN também indica o grau de importância de determinado tipo de habitat para as espécies. Para os ambientes definidos pela IUCN como habitat de grande importância para a espécie foi definido o valor 1, para os casos de habitat adequado para a espécie, porém sem grande importância, foi definido o valor de 0,7. Para tornar essa classificação objetiva mais precisa, também foram consideradas as descrições de ocupação do habitat da literatura complementar para ajustar os valores de adequabilidade, uma vez que essas descrições são mais precisas do que a definição categórica de habitat da IUCN.

A fim de considerar aspectos mais específicos das aves nos modelos, as espécies foram categorizadas com base em sua alta ou baixa vulnerabilidade ao ambiente urbano, à degradação causada por terras agrícolas e à sua relevância como alvo de sobreexploração. A categorização da vulnerabilidade foi definida a partir das descrições de ocupação do habitat da IUCN e da literatura complementar. As espécies foram classificadas como vulneráveis ou não à sobreexploração a partir das informações retiradas da IUCN, que descreve todas as ameaças às quais uma espécie está submetida, e a partir do Guia de Identificação de Aves Traficadas do Brasil (Costa et al. 2016). Para incorporar no modelo essas diferentes vulnerabilidades, os valores de sensibilidade do habitat às ameaças foram diferenciados para cada espécie. Para espécies sensíveis à área urbana ou sensíveis à área agrícola, os valores de sensibilidade de cada classe de uso do solo foram maiores para essas ameaças. Para espécies vulneráveis à sobreexploração os valores de sensibilidade às ameaças de estradas e área urbana foram maiores, uma vez que utilizamos a proximidade a áreas urbanas e estradas como *proxy* da sobreexploração (caça e tráfico de aves silvestres). Os valores de sensibilidade do habitat de acordo com as diferentes vulnerabilidades às ameaças estão descritos no Apêndice B.

### **2.3 Modelagem da qualidade do habitat**

Após a definição de todos os parâmetros para rodar os modelos de qualidade do habitat do software InVEST, as espécies foram organizadas em grupos para rodar a modelagem separadamente. As espécies para as quais foram atribuídos os mesmos valores de adequabilidade e sensibilidade foram agrupadas, de forma que não fosse necessário rodar o modelo para cada espécie, e sim para cada grupo. As espécies que foram analisadas e seus respectivos grupos estão indicados no Apêndice E. Os valores de adequabilidade e as informações sobre vulnerabilidade de cada grupo estão descritos na Tabela 3. Os modelos executados para todos os grupos geraram mapas de qualidade do habitat grupo-específicos para o presente e para 2050 considerando um cenário Business-as-usual. Os mapas produzidos foram cortados pelo mapa de distribuição de cada espécie produzido a partir de modelagem de nicho ecológico em Vale et al. (2018a), com o objetivo de avaliar o impacto das ameaças na qualidade do habitat dentro da distribuição esperada para cada espécie. Além disso, com o objetivo de aproximar os mapas ainda mais da real distribuição das espécies, foi levada em conta a amplitude altitudinal onde as espécies ocorrem. Utilizando um modelo digital de elevação, foram cortadas do mapa as regiões que não se encontravam dentro da amplitude de altitude definida a partir das informações da IUCN e da literatura complementar. Os valores de altitude máxima e mínima em que a espécie ocorre estão descritos no Apêndice C.

Tabela 3 - Valores de adequabilidade de habitat para cada classe de uso e cobertura do solo utilizado e informações de sensibilidade às ameaças para produzir o modelo de qualidade do habitat para cada grupo de espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica.

GRUPO	Pastagem,								Sensibilidade à terra agrícola	Sensibilidade à área urbana	Sensível à sobreexploração	Total de espécies
	Terras Agrícolas	Vegetação rasteira ou arbustiva	Floresta Decidual	Floresta Ombrófila	Vegetação Esparsa	Área sem vegetação	Vegetação Pantanosa	Área Urbana				
1A	0,1	0,2	1	1	0,2	0	0,5	0	Alta	Alta	Não	44
1B	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0	Alta	Alta	Não	15
1C	0,1	0,7	1	1	0,7	0	0,5	0,1	Alta	Baixa	Não	1
1D	0,1	0,7	1	1	0,7	0	0,5	0,1	Baixa	Baixa	Não	5
1E	0,2	0,2	1	1	0,2	0	0,5	0	Baixa	Alta	Sim	2
1F	0,2	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0	Baixa	Alta	Não	6
1G	0,2	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0	Baixa	Alta	Sim	1
1H	0,2	0,7	1	1	0,7	0	0,5	0	Baixa	Alta	Sim	1
1I	0,2	0,7	1	1	0,7	0	0,5	0	Baixa	Baixa	Sim	1
1J	0,2	1	1	1	1	0	0,5	0	Baixa	Alta	Não	1
1K	0,2	1	1	1	1	0	1	0	Baixa	Alta	Sim	1
1L	0,1	1	1	1	1	0	1	0,1	Baixa	Baixa	Sim	1
1M	0,1	1	1	1	1	0	0,5	0	Baixa	Alta	Não	1
1N	0,2	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0,1	Baixa	Baixa	Não	2
1O	0,2	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0,1	Baixa	Baixa	Sim	3
1P	0,1	0,2	1	1	0,2	0	0,5	0	Alta	Alta	Sim	4
1Q	0,1	0,2	1	1	0,2	0	0,5	0	Baixa	Alta	Não	8
1R	0,1	0,2	1	1	0,2	0	0,5	0	Baixa	Alta	Sim	2
1S	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,7	0,1	Alta	Baixa	Não	1
1T	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,7	0	Alta	Alta	Sim	2

1U	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,7	0	Baixa	Alta	Sim	1
1V	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0,1	Baixa	Baixa	Não	2
1W	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0	Baixa	Alta	Não	18
1X	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0	Baixa	Alta	Sim	4
1Y	0,1	0,5	1	1	0,5	0	0,5	0	Alta	Alta	Sim	3
1Z	0,1	0,2	1	1	0,2	0	1	0	Alta	Alta	Sim	1
2A	0,1	0,2	1	1	0,2	0	0,7	0	Baixa	Alta	Não	1

Com os mapas de qualidade de habitat já cortados pela amplitude altitudinal, foi contabilizado, em ambiente R, o tamanho da área total dentro da distribuição de cada espécie com alta qualidade de habitat ( $>0,8$ ), média qualidade de habitat ( $<0,8$  e  $>0,4$ ) e baixa qualidade de habitat ( $<0,4$ ). A partir da contagem desses valores foi possível observar a mudança na qualidade do habitat do presente para o futuro e identificar as espécies mais vulneráveis à perda de habitat e às pressões antrópicas. Também foi calculado o valor médio de qualidade do habitat dentro da distribuição de cada espécie. Para testar se a distribuição desses dados seguia uma distribuição normal, foi feito um teste de Shapiro-Wilk (Apêndice D). Como esse teste indicou que os dados não seguiam uma distribuição normal, a diferença entre os valores médios para presente e futuro foi testada a partir de um teste de Wilcoxon, uma vez que nossos dados são pareados.

O grau de proteção das áreas de alta qualidade de habitat para as aves da Mata Atlântica foi avaliado por meio de uma análise da representatividade dessas áreas dentro da rede de unidades de conservação (UCs) do bioma. Foi quantificada a porcentagem das áreas de alta qualidade de cada espécie dentro de UCs, incluindo UCs com diferentes graus de proteção. Além disso, os mapas das regiões de alta qualidade de habitat dentro da distribuição de cada espécie foram somados para gerar um único mapa de riqueza nas áreas de alta qualidade para o presente e futuro. Ao associar esse mapa com a presença de UCs, foi possível quantificar o grau de proteção de regiões de alta qualidade de habitat que possuem alta riqueza ( $>80$  espécies).

Por fim, foram comparados cinco métodos diferentes para estimar o tamanho da distribuição das espécies no presente: i) modelagem de distribuição utilizando apenas variáveis climáticas (chamado de "Clima"); ii) modelagem de distribuição utilizando apenas variáveis climáticas com remoção a posteriori das áreas desmatadas (chamado "Clima + Floresta"); iii) modelagem de distribuição utilizando apenas variáveis climáticas com remoção a posteriori das áreas fora da amplitude altitudinal conhecida da espécie (chamado "Clima + Altitude"); iv) modelagem de distribuição utilizando apenas variáveis climáticas com remoção a posteriori das áreas desmatadas e fora da amplitude altitudinal conhecida da espécie (chamado "Clima + Floresta + Altitude"); e v) modelagem de qualidade do habitat conduzida neste estudo (chamado "Qualidade do Habitat"). A partir dos mapas de distribuição das espécies de Vale et al. (2018a) foi calculado o tamanho total das áreas geradas para cada espécie a partir da execução de cada um desses métodos. Para testar se a distribuição dos

dados de cada método seguia uma distribuição normal, novamente foi feito um teste de Shapiro-Wilk (Apêndice D). Esse teste indicou que a distribuição dos dados não seguia uma distribuição normal. Sendo assim, a diferença entre os tamanhos das áreas produzidas para as espécies em cada método foi testada a partir do teste de Wilcoxon. Todos os cortes dos mapas, quantificações do tamanho das áreas e análises estatísticas foram feitas em ambiente R. Nessa etapa do trabalho, foram consideradas apenas as espécies para as quais as áreas de alta qualidade

### **3 RESULTADOS**

#### **3.1 Impactos das mudanças climáticas e de uso do solo em aves endêmicas da Mata Atlântica**

O mapa de riqueza de espécies mostra um padrão de maior riqueza na região sul/sudeste da Mata Atlântica (Figura 2), reproduzindo o padrão conhecido de riqueza das aves da Mata Atlântica. Também é perceptível uma região de riqueza mais alta no norte do bioma, na costa da região nordeste. Para o futuro, a distribuição das espécies é perceptivelmente reduzida, resultando em menos regiões de alta riqueza e várias regiões sem nenhuma espécie.

Os mapas gerados a partir da sobreposição das áreas de alta qualidade de habitat dentro da distribuição das espécies estão apresentados na figura 3. Os mapas exibem as áreas na Mata Atlântica consideradas de alta qualidade de habitat, destacando quantas espécies ocorrem nessas regiões. No presente, as regiões que mantêm alta qualidade de habitat para a maior quantidade de espécies se concentram na região sul/sudeste da Mata Atlântica, em que há maior riqueza de espécies. A alta qualidade de habitat se concentra especialmente no centro do estado do Rio de Janeiro e nas porções mais próximas à costa dos estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina. No futuro, regiões que hoje são consideradas habitat de alta qualidade para várias espécies, vão possuir menor riqueza, devido à contração da área de distribuição das espécies em resposta às mudanças climáticas.

Figura 2 - Mapas de riqueza de 132 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica. Os mapas mostram a redução na área de distribuição das espécies, reduzindo as áreas com alta riqueza no futuro.

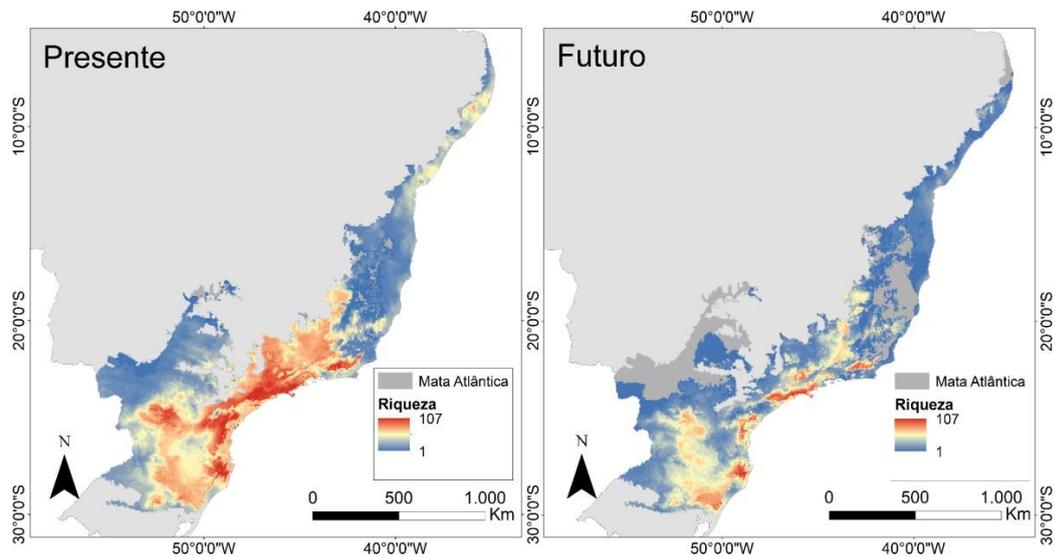
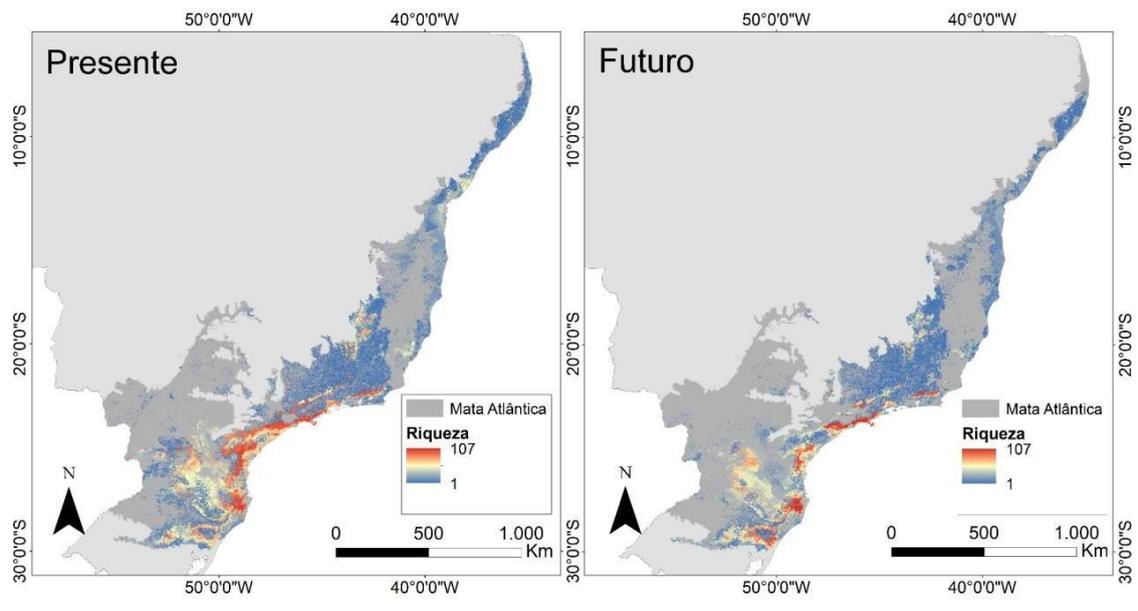


Figura 3 - Mapas de riqueza de 132 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica nas regiões de alta qualidade de habitat. A região sul/sudeste da Mata Atlântica é a região que mantém a áreas de alta qualidade de habitat para maior parte das espécies endêmicas analisadas.



Os modelos desenvolvidos neste estudo apontam que, em média, no presente apenas 35% (Desvio Padrão [DP] = 13,6) da distribuição das espécies compreende áreas de alta qualidade

no presente. Entre as 132 espécies analisadas, quatro apresentaram uma porcentagem de áreas de alta qualidade correspondendo a menos de 15% de sua distribuição total: tatac, *Synallaxis infuscata*, saíra-pintor, *Tangara fastuosa*, gavião-gato-do-nordeste, *Leptodon forbesi*, ezidedê-do-nordeste, *Terenura sicki*. No caso do anumará, *Anumara forbesi*, e do papagaio-da-cara-roxa, *Amazona brasiliensis*, o modelo mostrou que mais de 80% de suas distribuições englobam áreas de alta qualidade de habitat. Apesar disso, ambas estão entre as 11 espécies com a menor extensão total de alta qualidade no presente.

Para o futuro, as alterações na área de distribuição das espécies e as mudanças de uso e cobertura do solo devem impactar de forma diferente as espécies. O tamanho das áreas de alta qualidade dentro da distribuição das espécies deve ter, em média, uma redução de 43% (DP = 26) no futuro. Os resultados do modelo HQ também indicam que, das 132 espécies analisadas, 17 devem ter uma redução de mais de 80% no tamanho das áreas de alta qualidade de habitat, sinalizando uma vulnerabilidade significativa a essas ameaças. Isso inclui o papagaio-da-cara-roxa, *Amazona brasiliensis*, e a choquinha-de-rabo-cintado, *Myrmotherula urosticta*, espécies para as quais a modelagem climática desenvolvida em Vale et al. (2018a) já havia indicado uma perda completa da área com adequabilidade climática para 2050. Além delas, uma redução do tamanho dessas áreas em mais de 95% é prevista para o gavião-gato-do-nordeste, *Leptodon forbesi*, o grimpeirinho, *Leptasthenura striolata*, o patinho-de-asa-castanha, *Platyrynchus leucoryphus*, e o acrobata, *Acrobatornis fonsecai*. Vale destacar que o tiê-sangue, *Ramphocelus bresilius*, que possui a maior extensão de áreas de alta qualidade no presente por conseguir ocupar áreas abertas (e.g. restingas), deve ter uma redução severa em sua distribuição, perdendo 46% das áreas de alta qualidade dentro área de distribuição. Em contraste, prevê-se um aumento na extensão das áreas de alta qualidade para três espécies: o formigueiro-de-cauda-ruiva, *Myrmoderus ruficauda*, o uru, *Odontophorus capueira*, e o anumará, *Anumara forbesi*. Os gráficos da figura 4 mostram a distribuição do tamanho das áreas de alta qualidade das espécies e sua mudança no futuro.

Apesar dessa redução total ser severa em termos absolutos, em termos proporcionais, o tamanho das áreas contendo alta qualidade de habitat dentro da distribuição das espécies deve aumentar em relação ao tamanho das áreas com média e baixa qualidades. Em média, a porcentagem de área de alta qualidade dentro da área de distribuição de cada espécie deve passar de 35% no presente (DP = 14) para 45% (DP = 17) no futuro (Figura 4). Sendo assim,

o valor médio de qualidade do habitat para as espécies também deve aumentar, de 0,51 (DP = 0,11) no presente para 0,59 (DP = 0,15) no futuro. Em suma, maior parte das áreas a serem perdidas no futuro devido às mudanças climáticas, possuem qualidade inferior, ou seja, são regiões sub-ótimas para a permanência das espécies. O teste de Wilcoxon mostrou uma diferença significativa nos valores médios de qualidade do habitat de cada espécie no presente e no futuro ( $V = 527.5$ ,  $p < 2.2e-16$ ). A distribuição dos dados médios de qualidade do habitat está representada na figura 5. Os dados derivados do modelo HQ também revelam que, para o presente, dentre as 132 espécies examinadas, 90 delas apresentam menos de 35% de sua área total de distribuição classificada como habitat de alta qualidade, enquanto apenas 13 exibem mais de 50% de sua área de distribuição com regiões de alta qualidade. Para o futuro, essa relação se modifica com 65 espécies com mais de 50% de sua área de distribuição contendo áreas com alta qualidade de habitat e apenas cinco com menos de 35%. A distribuição desses valores está disposta na figura 4.

Figura 4 - Os gráficos mostram as diferenças dos parâmetros medidos para cada espécie de ave endêmica da Mata Atlântica entre o presente e o futuro (2050). O painel “a” apresenta a diferença do tamanho das áreas de alta qualidade de habitat dentro da distribuição das espécies em  $\text{km}^2$ . Já o painel “b” apresenta a diferença entre a porcentagem representada por áreas de alta qualidade de habitat dentro da distribuição das espécies. As linhas em vermelho destacam diminuições do presente para o futuro, enquanto linhas azuis indicam aumentos.

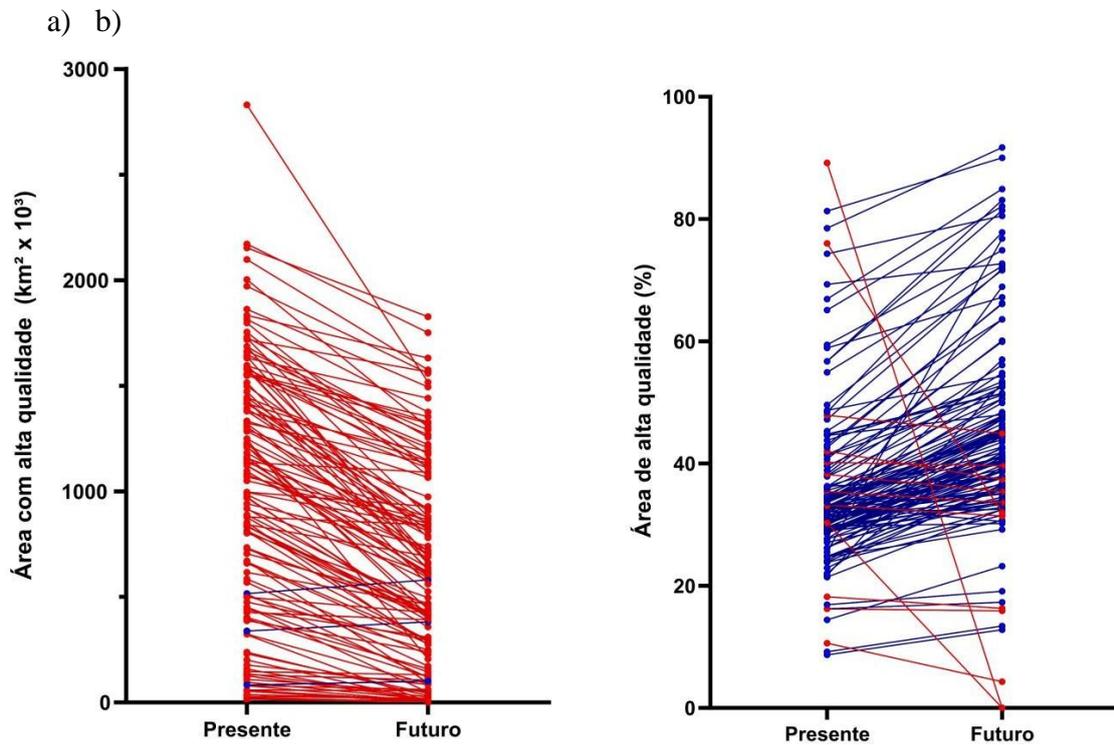
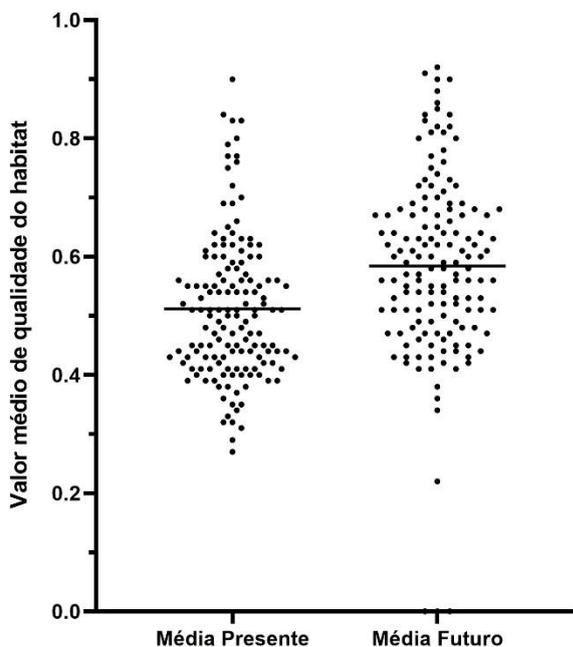


Figura 5 - Distribuição dos valores médios de qualidade do habitat para a área de distribuição das espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica no presente e no futuro. Existe uma tendência de aumento do valor médio de qualidade do habitat para o futuro.



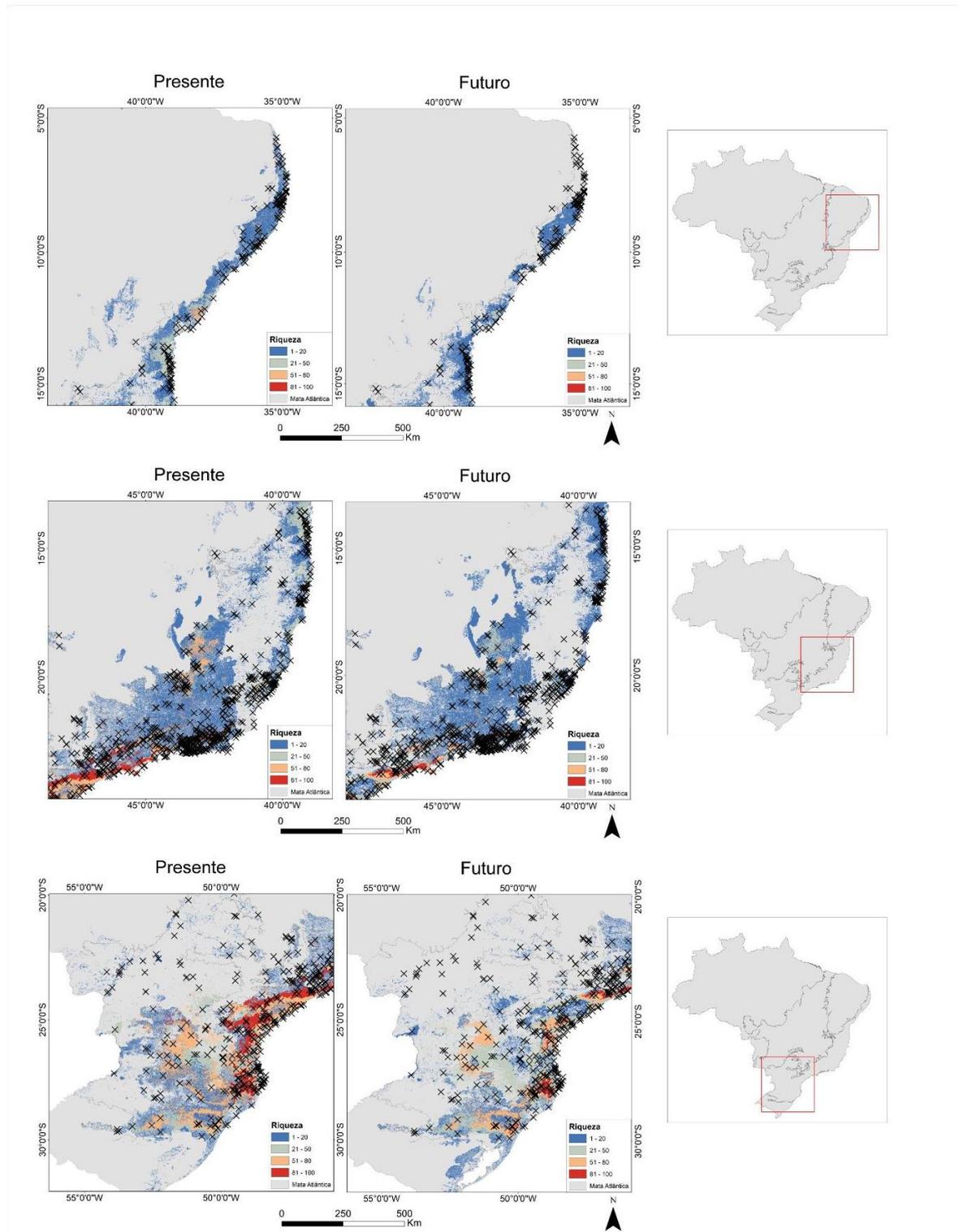
### 3.2 Grau de proteção das áreas de alta qualidade de habitat

As UCs da Mata Atlântica representam, em média, 27,4% (DP = 10,6) das áreas de alta qualidade de habitat das espécies atualmente. Com a contração da área de distribuição das espécies no futuro e as mudanças de uso e cobertura do solo projetadas, as áreas de alta qualidade dentro de UCs também devem, em geral, ser reduzidas. As espécies devem perder, em média, 40% (DP = 30) das áreas de alta qualidade dentro de UCs. Para 15 das 132 espécies analisadas, a perda de habitat de alta qualidade em UCs será maior que 80% da área total de alta qualidade no presente. Novamente o gavião-gato-do-nordeste, *Leptodon forbesi*, o grimpeirinho, *Leptasthenura striolata*, o patinho-de-asa-castanha, *Platyrinchus leucoryphus*, e o acrobata, *Acrobatornis fonsecai*, estão entre as espécies mais impactadas, com 97% a 100% de perda de área de alta qualidade dentro de UCs. Para o papagaio-da-cara-roxa, *Amazona brasiliensis*, e a choquinha-de-rabo-cintado, *Myrmotherula urosticta*, a modelagem

de distribuição já indicava uma perda completa da área de distribuição, logo também obtiveram uma redução de 100% das áreas adequadas dentro de UCs. A projeção de apenas quatro espécies indica um aumento nas áreas de alta qualidade de habitat dentro de UCs, o Chororó- cinzento, *Cercomacra brasiliana*, o anumará, *Anumara forbesi*, o formigueiro-de-cauda-ruiva, *Myrmoderus ruficauda*, e o Pica-pau-de-testa-pintada, *Veniliornis maculifrons*.

Ao analisar as regiões de alta qualidade de habitat que possuem maior riqueza, identificamos que as áreas de alta qualidade de habitat que abrigam mais de 80 espécies possuem cerca de 43% de sua área dentro de UCs (Figura 6). Para o futuro, a previsão indica que essas regiões de alta qualidade de habitat e alta riqueza devem reduzir severamente, de 35,0 mil km<sup>2</sup> para 9,2 mil km<sup>2</sup>. Dentro de UCs esse cenário se agrava, indo de 15,2 mil km<sup>2</sup> no presente para 4,4 mil km<sup>2</sup> no futuro.

Figura 6 - Mapas de riqueza de espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica em áreas de alta qualidade de habitat e a rede de unidades de conservação.



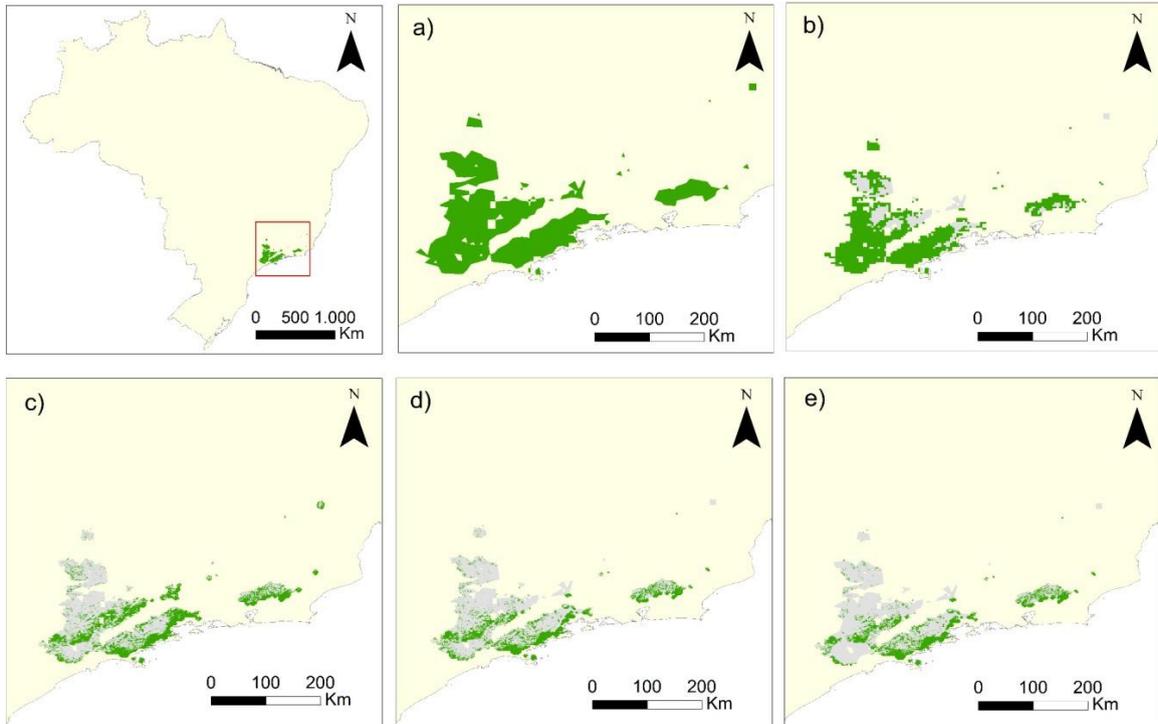
### 3.3 Ganho de informação com diferentes tipos de métodos

O tamanho total da área dos mapas de alta qualidade de habitat produzidos pelo modelo HQ (método Qualidade de habitat) foi, em média, 72% menor do que a área total de distribuição das espécies produzidos em Vale et al. (2018a) por modelagem de distribuição (método Clima) ( $v = 8256$ ,  $p < 0,001$ ). O tamanho total dos mapas gerados pelo método qualidade do habitat foi, em média, 28% menor do que o tamanho total das áreas da distribuição das espécies cortadas apenas pelas regiões que contêm floresta (método Clima + Floresta) ( $v = 8169$ ,  $p < 0,001$ ). Com relação aos mapas gerados pelo método de área de distribuição modelada cortada pela amplitude de altitude na qual a espécie ocorre (método Clima + Altitude), a diferença foi de 66% para o mapa de qualidade de habitat ( $v = 8256$ ,  $p < 0,001$ ). Por fim, a área de floresta com o corte da amplitude de altitude (método Clima + Floresta + Altitude) foi a técnica que menos se diferenciou da área de alta qualidade produzida pelo modelo HQ, sendo apenas 2% maior ( $v = 8001$ ,  $p < 0,001$ ). Os valores de diferença percentual entre os tipos de métodos e os resultados estatísticos estão apresentados na tabela 4. A figura 7 apresenta como exemplo da diferença potencial entre os tipos de análise, os mapas de cada uma das análises para a espécie papa-moscas-estrela, *Hemitriccus furcatus*. Os valores gerados pelos diferentes métodos foram significativamente diferentes dos valores gerados pelo método de “Qualidade do Habitat”, indicando que os mapas gerados por esta metodologia foram significativamente menores que os mapas gerados por todas as outras metodologias.

Tabela 4 - Valor médio da diferença entre os valores de tamanho das áreas de alta qualidade de habitat de espécies endêmicas da Mata Atlântica e os outros métodos utilizados. Também são apresentados os resultados do teste de Wilcoxon feito para avaliar a diferença entre os diferentes tipos de métodos. O asterisco marca os resultados significativos.

	Tamanho médio da área (km <sup>2</sup> )	Tamanho médio da área de alta qualidade de habitat (km <sup>2</sup> )	Diferença média (%)	Valor-v	Valor-p
Clima	378218,64	98890	-72,00%*	8256	< 2.2e-16
Clima + Floresta	135329,11	98890	-28,10%*	8169	< 2.2e-16
Clima + Altitude	317350,13	98890	-66,00%*	8256	< 2.2e-16
Clima + Floresta + Altitude	101043,26	98890	-2,00%*	8001	< 2.2e-16

Figura 7 - Distribuição do papa-moscas-estrela, *Hemitriccus furcatus*, gerada por diferentes métodos. Os mapas são referentes aos seguintes métodos: a) Clima; b) Clima + Altitude; c) Clima + Floresta; d) Clima + Floresta + Altitude; e) Qualidade de habitat. A área em cinza mostra o tamanho da distribuição gerada pelo método “Clima”.



## 4 DISCUSSÃO

As análises feitas neste trabalho buscaram compreender o cenário atual e futuro da distribuição de espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica usando o método pouco utilizado de mapeamento da qualidade do habitat, e comparar esse método com outros amplamente utilizados. A estratégia adotada no presente estudo, combinando dados de modelagem de distribuição, uso e cobertura do solo e características intrínsecas das espécies mostrou um grande potencial para aumentar a robustez na identificação de áreas importantes para a manutenção e conservação das espécies. Os resultados da análise de qualidade de habitat indicaram que, em média, apenas 35% da área de distribuição das espécies no presente inclui áreas com alta qualidade de habitat. No futuro, o cenário se agrava com uma severa redução da distribuição das espécies e da extensão de habitats de alta qualidade. As intensas pressões antrópicas e a fragmentação cada vez maior dos habitats naturais ameaçam a sobrevivência das populações e podem dificultar o processo de deslocamento das espécies em resposta às mudanças climáticas (Hof et al. 2011). Assim, a existência de locais que mantêm alta qualidade de habitat é fundamental para a conservação das espécies, por apresentarem menor pressão antrópica e maior disponibilidade de recursos, sustentarem populações maiores que podem funcionar como fonte de indivíduos para áreas com menor qualidade de habitat, numa dinâmica fonte-sumidouro (Pulliam 1988).

A perda de habitat pela sobreexploração e pelas mudanças de uso e cobertura do solo são as principais causas de risco de extinção das espécies (Maxwell et al. 2016). Estes processos, associados às mudanças climáticas em curso, têm o potencial de causar impactos negativos significativos na biodiversidade (Jetz et al. 2007, Le Page et al. 2017, IPCC 2022). Diversos trabalhos já apontaram que a maior parte das espécies deve sofrer uma contração da área climaticamente adequada para a manutenção de populações viáveis no futuro (Manes et al. 2021), com diversos impactos negativos previstos para a avifauna, inclusive no Brasil. Para as aves da Amazônia, Miranda et al. (2019) projeta que cerca de 19% das aves de terra firme avaliadas devem ter sua área climaticamente adequada totalmente perdida nos próximos 50 anos. Para as aves do Cerrado, Borges et al. (2019) projeta que mais de 30% da distribuição das espécies deve ficar exposta a novas condições climáticas até 2050. Na Mata Atlântica, Vale et al. (2018a), artigo que forneceu os mapas de distribuição utilizados no presente trabalho, projetou uma redução média no tamanho da distribuição em 56%. Os exemplos mais

drásticos da redução da distribuição das espécies a partir da modelagem de distribuição desenvolvida neste artigo, são o papagaio-de-cara-roxa, *Amazona brasiliensis*, e a Choquinha-de-rabo-cintado, *Myrmotherula urosticta*, que devem perder 100% das áreas climaticamente adequadas até 2050. Esse padrão de forte redução no tamanho da distribuição das aves da Mata Atlântica no futuro se reflete também na redução da área total com alta qualidade de habitat para as espécies. Nossos resultados indicaram que as áreas de alta qualidade de habitat para aves endêmicas da Mata Atlântica devem reduzir 43% em média até 2050. Considerando que áreas de alta qualidade de habitat representam, em média, apenas 35% da área dessas espécies no presente, esse processo reduz severamente a disponibilidade de áreas favoráveis ao estabelecimento de populações dessas espécies no futuro. Nossos resultados projetam, no entanto, um aumento da proporção de habitat de alta qualidade dentro da pequena área de distribuição das espécies remanescentes no futuro. Isso se deve ao fato de que, na Mata Atlântica a maior riqueza de espécies está concentrada na região central da Mata Atlântica, sobretudo na Serra do Mar. Este é um padrão bem estabelecido e observado não apenas em aves, mas também em outros grupos de vertebrados, sendo fruto da história biogeográfica da região (Figueiredo et al. 2021). Em cenários de mudanças climáticas projeta-se uma contração generalizada da distribuição das espécies, gerando uma redução na riqueza, porém sem alterar significativamente o padrão espacial de maior riqueza na região da Serra do Mar, como observado em Vale et al (2018a) e também neste estudo (Figura 3). Ao mesmo tempo, na Mata Atlântica a maior parte do desmatamento se dá em áreas de baixada, devido a sua adequação para agropecuária (Aleixo & Galetti 1997, Jenkins et al. 2011). Isso resulta na concentração da maioria dos remanescentes florestais da Mata Atlântica em áreas montanhosas, incluindo a Serra do Mar. Assim, a concentração da distribuição restante das espécies na Serra do Mar leva ao aumento da proporção de habitat de alta qualidade dentro das distribuições no futuro. Este cenário pode ser interpretado de maneira positiva, visto que, embora estejamos projetando uma substancial perda de habitat adiante, maior parte da perda de área engloba regiões com habitat sub-ótimo para permanência das espécies, portanto os fragmentos remanescentes persistirão majoritariamente em áreas de alta qualidade. Entretanto, diversas espécies associadas e restritas a áreas de baixada estarão vulneráveis à perda de habitat. Essas áreas já incluem, atualmente, diversas espécies ameaçadas pela ocupação antrópica. Muitas delas, pela distribuição muito restrita e escassez de dados, não foram analisadas no presente trabalho.

O grupo das aves é especialmente vulnerável à sobreexploração na forma de caça e tráfico de espécies silvestres. No Brasil, ao menos 295 espécies de aves são comercializadas pelo tráfico ilegal (Alves et al. 2012). Diversas características influenciam a escolha de aves para o tráfico de animais silvestres, como a beleza da plumagem, raridade da espécie, tipo de canto e sexo, sendo os machos mais capturados do que as fêmeas (Alves et al. 2012). A retirada de indivíduos de ambientes naturais para o tráfico coloca as populações dessas espécies severamente em risco, podendo levar a extinções locais (Galletti et al 1997; Alves et al. 2012). Nas análises do presente trabalho, espécies como o sanhaço-de-encontro-azul, *Tangara cyanoptera*, sanhaço-de-encontro-amarelo, *Tangara ornata*, tiê-sangue, *Ramphocelus bresilius* e saí-de-pernas-pretas, *Dacnis nigripes*, são exemplos de aves muito afetadas pelo tráfico de aves silvestres. Com relação à caça para alimentação, espécies com maior tamanho corporal são mais vulneráveis. Essa prática pode afetar fortemente as comunidades, reduzindo a abundância de espécies e provocando extinções locais (Cullen et al. 2001; Bogoni et al. 2020). A prática de caça ocorre mais intensamente em áreas com alta cobertura vegetal, porém ocorrem mais próximas aos locais de acesso, como trilhas e rodovias (Torres et al. 2021; Van Vliet et al. 2015; Peres & Lake 2003). Das espécies analisadas no presente estudo, algumas são particularmente vulneráveis à caça, como o Macuco, *Tinamus solitarius*, Jacutinga, *Pipile jacutinga*, Jaó-do-sul, *Crypturellus noctivagus* e o Uru, *Odontophorus capueira*.

Além das pressões de superexploração e a redução da área de distribuição das espécies devido às mudanças climáticas, outro fator preocupante é a elevada fragmentação do bioma. A maior parte dos fragmentos florestais da Mata Atlântica são pequenos e isolados, sendo 80% deles menores que 50 ha e com uma distância média entre fragmentos de 1,4 km (Ribeiro et al. 2009). As áreas de alta qualidade representam apenas uma parcela da área de distribuição das espécies, são altamente fragmentadas e sujeitas a pressões antrópicas, e pouco representadas em Unidades de Conservação (UCs). Portanto, projetos de restauração para aumentar a conectividade entre fragmentos e a cobertura florestal, sobretudo em florestas de baixada, e a criação de UCs que englobem as áreas de alta qualidade de habitat são passos fundamentais para a conservação da avifauna da Mata Atlântica frente às mudanças climáticas.

O estabelecimento de UCs é uma das principais estratégias de conservação da biodiversidade e tem o potencial de gerar benefícios mútuos para a biodiversidade e para as populações humanas (Mcneely 2020). Apesar de sua grande importância, apenas cerca de 9%

da área remanescente de Mata Atlântica está dentro dessas áreas (Jenkins et al. 2015), o que faz com que as espécies sejam sub-representadas dentro das áreas protegidas, tornando a biodiversidade vulnerável. Para as aves endêmicas da Mata Atlântica, nossos resultados indicam que, em média, apenas 27% das áreas de alta qualidade das espécies estão dentro de UCs, sendo que 15% das espécies possuem uma cobertura menor que 20% das áreas de alta qualidade. Essa situação é agravada pela baixa cobertura das áreas de alta qualidade dentro UCs em um futuro de mudanças climáticas. A área de distribuição dessas espécies dentro de UCs deve diminuir 40%, seguindo o padrão geral de redução da área total de alta qualidade para as espécies, estimada em 43% em média. O impacto das mudanças climáticas sobre a representação das espécies dentro de UCs já foi apontado em diversos estudos de modelagem climática (Maciel et al. 2021, Marini et al. 2009, Gasper et al. 2021, Miranda et al. 2019). Em termos gerais, as projeções para a biodiversidade brasileira indicam que, com a contração e o deslocamento da distribuição das espécies em resposta às mudanças climáticas, essas devem se deslocar para fora das UCs, agravando ainda mais o cenário de sub-representação em áreas protegidas (Malecha et al. 2023). Diante desse cenário, é fundamental a expansão e criação de novas UCs na Mata Atlântica. A implementação de novas áreas protegidas deve ser realizada considerando não apenas a vulnerabilidade ao desmatamento e à superexploração de recursos naturais, mas também incorporando estudos abrangentes nas áreas de ecologia, climatologia e ciências sociais. Isso é essencial para identificar locais prioritários para a conservação da biodiversidade, maximizando o potencial de preservação das Unidades de Conservação (Margules & Pressey 2000, Vale et al. 2018a, Malecha et al. 2023). Análises de qualidade do habitat como a produzida no presente trabalho podem contribuir com a identificação de regiões importantes para a conservação das espécies, além da identificação de áreas em que projetos de restauração poderiam potencializar a conservação das espécies.

A identificação acurada de áreas importantes para as espécies é um passo fundamental para sua conservação. Com esse objetivo, diferentes métodos foram elaborados para mapear as regiões com maior adequabilidade ambiental para a ocorrência de espécies (sendo consideradas suas áreas de distribuição potencial). Neste trabalho, analisamos a diferença entre o tamanho da distribuição das espécies geradas por diferentes métodos. O método mais simples — a modelagem de distribuição — mapeia a distribuição potencial das espécies a partir de modelagem climática, o que pode ser considerado como a representação espacial do nicho grinnelliano da espécie (Soberón 2007), enquanto o método mais complexo — a modelagem de qualidade do habitat, utilizado neste estudo — mapeia a distribuição a partir de

diversas informações ambientais e de história de vida das espécies. Por levar em consideração mais potenciais variáveis que interferem na determinação da área de distribuição das espécies, este método tem maior potencial de representar espacialmente o nicho realizado de uma espécie. Os mapas gerados por esses dois métodos foram significativamente diferentes, sendo o tamanho da distribuição gerado pelo método de modelagem da qualidade de habitat 72% menor do que o tamanho da distribuição gerado pelo método mais simples. Um método comumente utilizado em trabalhos que mapeiam a distribuição das espécies em cenários de mudanças climáticas é a modelagem de distribuição usando apenas variáveis climáticas com a posterior remoção de áreas desmatadas (p.ex. Vale et al. 2018a, Tourinho et al. 2022b). Essa abordagem, logicamente, também reduz a distribuição e torna mais acurada a identificação de regiões importantes para a conservação das espécies. Apesar de mapear áreas mais restritas de distribuição de uma espécie, os mapas gerados através da modelagem de qualidade de habitat ainda foram 28% menores do que os mapas gerados por esse método. Entretanto, o método que remove tanto a vegetação quanto as áreas fora da amplitude altitudinal das espécies gera resultados muito próximos daqueles gerados pela modelagem de qualidade do habitat. Apesar da similaridade entre os resultados gerados pelas duas metodologias, o modelo de qualidade do habitat também permite uma avaliação da mudança de qualidade do habitat ao longo da paisagem, gerando mais informações do que um mapa binarizado, típico de modelagens de distribuição com remoção de áreas inadequadas *a posteriori*. Diante da crise climática e da biodiversidade, são necessários métodos que gerem resultados acurados para a identificação das melhores áreas para a conservação da biodiversidade. A identificação dessas áreas não pode se basear em modelos produzidos apenas com variáveis climáticas. No entanto, a crise da biodiversidade também exige respostas rápidas. O método usado neste estudo requer muitas informações das espécies, que não estão disponíveis para a maioria dos táxons, sobretudo nos Trópicos (déficit wallaciano, Cardoso et al. 2011). A comparação entre métodos, no entanto, mostra que modelagens de distribuição com remoção de áreas inadequadas *a posteriori* apresenta resultados similares e, portanto, são uma boa alternativa para estudos com espécies dado-deficientes.

Embora a modelagem possa ser considerada muito robusta, por levar em consideração diversas variáveis que influenciam a ocorrência das espécies, é importante entender suas limitações. Em primeiro lugar, vale discutir o conceito de qualidade de habitat utilizado no trabalho, uma vez que a qualidade do habitat para uma espécie pode ser compreendida e analisada de diferentes formas. Van Horne (1983), por exemplo, define qualidade do habitat a

partir de uma abordagem quantitativa: a média da aptidão individual por unidade de área, medindo-a em termos de taxa de sobrevivência, densidade populacional e produção de descendentes. No entanto, essa abordagem revela-se inviável em estudos em escala biogeográfica, como no caso da utilizada em nosso estudo, uma vez que demandaria um substancial esforço de campo para a quantificação da dinâmica populacional. Para esses casos, uma definição mais adequada de qualidade do habitat para estudos nessa escala geográfica é apresentada em Hall et al. (1997), que a define como a capacidade do ambiente em fornecer condições adequadas para a persistência de indivíduos e populações. Nesse caso, a modelagem de qualidade do habitat utilizada aqui permite essa avaliação ao considerar a preferência de habitat das espécies e estimar a degradação ambiental gradual causada por diferentes ameaças. A definição de degradação ambiental está diretamente relacionada com a qualidade do habitat, sendo um processo que provoca sua redução gradual no espaço geográfico (Lindenmayer & Fischer 2007, Mortelliti et al. 2010). Apesar de conseguir avaliar a qualidade do habitat nesses termos, o modelo é limitado por dois principais fatores: (1) não leva em conta todas as ameaças e interações biológicas possíveis que interferem na qualidade do habitat; e (2) ignora a ecologia da paisagem, não avaliando tamanho dos fragmentos, conectividade e as dinâmicas metapopulacionais associadas. Em nossa análise, diferentes ameaças foram adicionadas ao modelo com o intuito de abranger as principais formas de degradação de habitat na Mata Atlântica. Porém outras formas de degradação estão presentes e podem ter papel relevante para diferentes espécies como a presença de espécies invasoras (Clavero et al. 2009), presença de patógenos e outros inimigos naturais (Sehgal et al. 2010) e ausência de espécies com relação mutualísticas (Fowler et al. 2023). Já o tamanho dos fragmentos e a conectividade são variáveis relevantes que podem interferir na qualidade de habitat. Fragmentos maiores são comumente associados com maiores tamanhos populacionais e menores taxas de extinção (Crooks et al. 2021, Uezu et al. 2016). Além disso, a conectividade favorece a sobrevivência de populações na paisagem pelo maior fluxo gênico (Thatte et al. 2018). Dessa forma, a utilização dessas variáveis adicionais pode favorecer uma maior acurácia na identificação das áreas de alta qualidade de habitat para as espécies.

Apesar das limitações inerentes, os mapas gerados pela modelagem de habitat apresentam considerável potencial para auxiliar na identificação de áreas importantes para a conservação das aves endêmicas da Mata Atlântica. Esta análise pode ser conduzida de maneira específica, examinando a variação na qualidade do habitat dentro da distribuição de uma única espécie, ou de forma abrangente, avaliando todas as espécies em conjunto para

identificar regiões de relevância para a comunidade de aves de uma região. O presente estudo, ao utilizar as aves como estudo de caso, evidencia como as mudanças climáticas, associadas à degradação do habitat e às transformações no uso e cobertura do solo, emergem como uma das principais ameaças à biodiversidade na contemporaneidade. Ressalta-se que esses estressores frequentemente operam de forma sinérgica, amplificando seus impactos.

O presente estudo aponta que dentro da área de distribuição potencial das aves endêmicas da Mata Atlântica, apenas uma parcela restrita mantém áreas com alta qualidade de habitat. No futuro, a contração projetada da área de distribuição das espécies em resposta às mudanças climáticas deve agravar esse cenário, reduzindo a extensão das áreas adequadas para as espécies. Associado a isso, a baixa representação das espécies em unidades de conservação aumenta a vulnerabilidade das populações frente às ameaças climáticas e de uso e cobertura do solo. Diante desse cenário, é fundamental que as áreas de alta qualidade para as espécies sejam conservadas, aumentando a resiliência das populações. A expansão da rede de unidades de conservação da Mata Atlântica se faz necessária e deve levar em consideração as potenciais mudanças de distribuição das espécies e as regiões identificadas no trabalho como de alta qualidade tanto no presente quanto no futuro. Além disso, é fundamental que se aumente a conectividade entre os fragmentos florestais da Mata Atlântica, uma vez que a maior conectividade aumenta a sobrevivência de populações e permite o deslocamento de indivíduos na paisagem. A possibilidade de deslocamento entre fragmentos possui grande importância especialmente diante do cenário de mudanças climáticas atual. Estratégias de adaptação climática, como essas, são fundamentais para aumentar a resiliência da biodiversidade global frente às ameaças da atualidade.

## REFERÊNCIAS

- Aleixo A, Galetti M. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic forest in south-east Brazil. *Bird Conservation International*. 1997;7(3):235-261.
- Alves, RRN, De Farias Lima, JR, Araujo, HFP. The live bird trade in Brazil and its conservation implications: An overview. *Bird Conserv. Int.* 2013; 23, 53–65. [<https://doi.org/10.1017/S095927091200010X>].
- Barker JR, Tingey DT. The effects of air pollution on biodiversity: a synopsis. In: Barker JR, Tingey DT, eds. *Air Pollution Effects on Biodiversity*. New York: Springer Science; 1992. p. 10-20.
- Barrows CW, Sweet LC, Rangitsch J, et al. Responding to increased aridity: Evidence for range shifts in lizards across a 50-year time span in Joshua Tree National Park. *Biol. Conserv.* 2020;248. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108667>].
- Beketov MA, Kefford BJ, Schäfer RB, Liess M. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 2013;110:11039–11043. [<https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110>].
- Bélisle M, Desrochers A. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landsc. Ecol.* 2002;17:219–231. [<https://doi.org/10.1023/A:1020260326889>].
- Benítez-López A, Alkemade R, Schipper AM, et al. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*. 2017;356(6334):180-183.
- Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KMPMB. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Sci. Rep.* 2020;10:1–16. [<https://doi.org/10.1038/s41598-020-72010-w>].
- Cardoso et al. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. *Biol. Cons.* 2011;144:2547-2655.
- Chen et al. Global projections of future urban land expansion under shared socioeconomic pathways. *Nature Communications*. 2020;11:1-12.
- Chichorro F, Juslén A, Cardoso P. A review of the relation between species traits and extinction risk. *Biol. Conserv.* 2019;237:220–229. doi:10.1016/j.biocon.2019.07.001.

- Clavero M, Brotons L, Pons P, Sol D. Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biol Conserv.* 2009;142(10):20439. [\[http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.034\]](http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.03.034)
- Ciach M, Fröhlich A. Habitat type, food resources, noise and light pollution explain the species composition, abundance and stability of a winter bird assemblage in an urban environment. *Urban Ecosyst.* 2017;20(3):547–59.
- Collinge SK. Ecological consequences of habitat fragmentation: Implications for landscape architecture and planning. *Landsc Urban Plan.* 1996;36(1):59–77.
- Copernicus. Copernicus Europe's eyes on Earth. The 2023 annual climate summary Global Climate Highlights 2023. 2023. Disponível em: [\[https://climate.copernicus.eu/\]](https://climate.copernicus.eu/). Acesso em: 31 de jan. de 2024.
- Costa FJV, Monteiro KRG, Queiroz AL, Santos Filho AMPS, Duar BAD, Carvalho CBV, Pinto CJP, Vilela DAR, Costa FJV, Monteiro KRG, Junior LJS, Albuquerque MMPA, Mayrink RRR, Lopes VAA, Guaraldo ACG, Trindade BRT, Sampaio JBT, Fassio LHL, Lavor LMS, Marini MA, Custódio RA, Gomes SC, Armelin SA. Guia de identificação de aves traficadas no Brasil. Florianópolis. BECONN | Produção de Conteúdo, 200 p. ISBN: 978-85-67853-15-4; 2016.
- Crooks KR, Suarez AV, Bolger DT, Soulé ME. Extinction and colonization of birds on habitat islands. *Conserv Biol.* 2001;15(1):159–72.
- Cullen L, Bodmer RE, Valladares-Padua C. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx.* 2001;35(2):137–44.
- De Souza, TV, Lorini, ML, Alves, MAS, Cordeiro, P, Vale, MM. Redistribution of threatened and endemic atlantic forest birds under climate change. *Nat. a Conserv.* 2011; 9: 214–218. [\[https://doi.org/10.4322/natcon.2011.028\]](https://doi.org/10.4322/natcon.2011.028).
- De Souza JB, Alves RRN. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. *Trop Conserv Sci* [Internet]. 2014;7(1):145–60. Available from: [\[https://doi.org/10.1177/194008291400700105\]](https://doi.org/10.1177/194008291400700105).
- Dominoni DM. The effects of light pollution on biological rhythms of birds: an integrated, mechanistic perspective. *J Ornithol.* 2015;156:409–18.
- Dos Anjos L, Collins CD, Holt RD, Volpato GH, Mendonça LB, Lopes EV, et al. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation:

- Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biol Conserv* [Internet]. 2011;144(9):2213–22. Available from: [<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.05.013>].
- Faleiro FV, Machado RB, Loyola RD. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biol Conserv*. 2013;158:248–257. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.020>].
- Ferrante L, Andrade MBT, Fearnside PM. Land grabbing on Brazil’s Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation. *Land use policy* [Internet]. 2021;108(May):105559. [<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105559>].
- Ferro VG, Lemes P, Melo AS, Loyola R. The reduced effectiveness of protected areas under climate change threatens Atlantic Forest tiger moths. *PLoS One*. 2014. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107792>].
- Figueiredo MD, Weber MM, Brasileiro CA, Cerqueira R, Grelle CE, Jenkins CN, et al. Tetrapod diversity in the Atlantic Forest: maps and gaps. In: *The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest*; 2021. p. 185-204.
- Forman RTT, Reineking B, Hersperger AM. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environ Manage*. 2002;29:782–800. [<https://doi.org/10.1007/s00267-001-0065-4>].
- Fowler JC, Donald ML, Bronstein JL, Miller TEX. The geographic footprint of mutualism: How mutualists influence species’ range limits. *EcolMonogr*. 2023;93:1–22. [<https://doi.org/10.1002/ecm.1558>].
- Galetti, M, Martuscelli, P, Olmos, F, & Aleixo, A. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. *Biological Conservation*, 1997; 82(1), 31–39. [[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00004-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00004-9)].
- Gasper AL de, Gritz GS, Russi CH, Schwartz CE, Rodrigues AV. Expected impacts of climate change on tree ferns distribution and diversity patterns in subtropical Atlantic Forest. *PerspectEcolConserv*. 2021;19:369–378. [<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.03.007>].
- Giannini TC, Costa WF, Borges RC, Miranda L, da Costa CPW, Saraiva AM, et al. Climate change in the Eastern Amazon: crop-pollinator and occurrence-restricted bees are

potentially more affected. *Reg Environ Chang*. 2020. [<https://doi.org/10.1007/s10113-020-01611-y>].

Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J, et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*. 2011;478:378–381. [<http://dx.doi.org/10.1038/nature10425>].

Giubbina MF, Martensen AC, Ribeiro MC. Sugarcane and Eucalyptus plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. *Austral Ecol*. 2018;43:527–533. [<https://doi.org/10.1111/aec.12589>].

Gomes VHF, Vieira ICG, Salomão RP, ter Steege H. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nat Clim Chang*. 2019;9:547–553. [<https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>].

Guisan A, Thuiller W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett*. 2005;8:993–1009. [<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>].

Hall, L.S., Krausman, P.R., Morrison, M.L., 1997. The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25, 173–182.

Hanazaki N, Alves RRN, Begossi A. Hunting and use of terrestrial fauna used by Caiçaras from the Atlantic Forest coast (Brazil). *J Ethnobiol Ethnomed*. 2009;5:1–8. [<https://doi.org/10.1186/1746-4269-5-36>].

Hoegh-Guldberg O. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar Freshw Res*. 1999;50:839–866. [<https://doi.org/10.1071/MF99078>].

Hof C, Levinsky I, Araújo MB, Rahbek C. Rethinking species' ability to cope with rapid climate change. *Glob Chang Biol*. 2011;17:2987–2990. [<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02418.x>].

Hoffmann D, de Vasconcelos MF, Wilson Fernandes G. The fate of endemic birds of eastern Brazilian mountaintops in the face of climate change. *PerspectEcolConserv*. 2020;18:257–266. [<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.005>].

Ibisch PL, Hoffmann MT, Kreft S, Pe'er G, Kati V, DellaSala LB-FDA, Vale MM, Hobson PR, Selva N. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*. 2016;354:22–29.

- Inague GM, Zwiener VP, Marques MCM. Climate change threatens the woody plant taxonomic and functional diversities of the Restinga vegetation in Brazil. *PerspectEcolConserv.* 2021;19:53–60. [<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.006>].
- IPCC. Atlas of Global and Regional Climate Projections. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. [<https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>].
- IPCC. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. [<https://doi.org/10.1017/9781009325844.001>].
- Jenkins CN, Pimm SL, Alves MDS. How conservation GIS leads to Rio de Janeiro, Brazil. *Natureza & Conservação.* 2011;9(2):152-159. [<https://doi.org/10.4322/natcon.2011.021>]
- Jenkins, CN, Alves, MAS., Uezu, A., Vale, MM, 2015. Patterns of vertebrate diversity and protection in Brazil. *PLoS One* 10, 1–13. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145064>].
- Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biol.* 2007;5:1211–1219. [<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050157>].
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Emilio M, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: A 22-Year Investigation. 2002;16:605–618.
- Le Page Y, Morton D, Hartin C, Bond-Lamberty B, Pereira JMC, Hurtt G, Asrar G. Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. *Earth Syst Dyn.* 2017;8:1237–1246. [<https://doi.org/10.5194/esd-8-1237-2017>].
- Lindenmayer DB, Fischer J. Tackling the habitat fragmentation pantheon. *Trends Ecol Evol.* 2007;22:127–132. [<https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.11.006>].
- Lira et al. Land-Cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a Hopespot? In: Marques & Grelle, *The Atlantic Forest*. Springer. 2021;233-251.

- Liu Z, He C, Wu J. The relationship between habitat loss and fragmentation during urbanization: An empirical evaluation from 16 world cities. *PLoS One*. 2016;11:1–17. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154613>]
- Lourenço-de-Moraes R, Lansac-Toha FM, Schwind LTF, Arrieira RL, Rosa RR, Terribile LC, Lemes P, Fernando Rangel T, Diniz-Filho JAF, Bastos RP, Bailly D. Climate change will decrease the range size of snake species under negligible protection in the Brazilian Atlantic Forest hotspot. *Sci Rep*. 2019;9:1–14. [<https://doi.org/10.1038/s41598-019-44732-z>].
- Loyola RD, Lemes P, Brum FT, Provete DB, Duarte LDS. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography (Cop)*. 2013;37:65–72. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00396.x>].
- Maciel EA, Oliveira-Filho AT, Sobral-Souza TS, Marimon BS, Cupertino-Eisenlohr MA, José-Silva L, Eisenlohr PV. Climate change forecasts suggest that the conservation area network in the Cerrado-Amazon transition zone needs to be expanded. *Acta Oecologica*. 2021;112. [<https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103764>].
- Manes S, Costello MJ, Beckett H, Debnath A, Devenish-Nelson E, Grey KA, Jenkins R, Khan TM, Kiessling W, Krause C, Maharaj SS, Midgley GF, Price J, Talukdar G, Vale MM. Endemism increases species' climate change risk in areas of global biodiversity importance. *Biol Conserv*. 2021;257:109070. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109070>].
- Manes S, Vale MM. Achieving the Paris Agreement would substantially reduce climate change risks to biodiversity in Central and South America. *Reg Environ Chang*. 2022. [<https://doi.org/10.1007/s10113-022-01904-4>].
- Malecha A, Vale MM, Manes S. Increasing Brazilian protected areas network is vital in a changing climate. *Biol Conserv*. 2023;288:110360. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110360>].
- Margules CR, Pressey RL. A framework for systematic conservation planning. *Nature*. 2000;405:243–253. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.032>].
- Marini MÂ, Barbet-Massin M, Lopes LE, Jiguet F. Major current and future gaps of Brazilian reserves to protect Neotropical savanna birds. *Biol Conserv*. 2009;142:3039–3050. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.002>].

- Maxwell SL, Fuller RA, Brooks TM, Watson JEM. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*. 2016;536:143–145. [<https://doi.org/10.1038/536143a>].
- McDonald RI, Forman RTT, Kareiva P, Neugarten R, Salzer D, Fisher J. Urban effects, distance, and protected areas in an urbanizing world. *Landsc Urban Plan*. 2009;93:63–75. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.06.002>].
- Mcneely JA. Today's protected areas: supporting a more sustainable future for humanity. *Integrative Zoology*. 2020;15(6):603–616. [<https://doi.org/10.1111/1749-4877.12451>].
- Miranda LS, Imperatriz-Fonseca VL, Giannini TC. Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia. *PLoS One*. 2019;14:1–17. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215229>].
- Mortelliti A, Amori G, Boitani L. The role of habitat quality in fragmented landscapes: A conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia*. 2010;163:535–547. [<https://doi.org/10.1007/s00442-010-1623-3>].
- Myers N, Mittermeyer RA, Mittermeyer CG, Da Fonseca GAB, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000;403:853–858. [<https://doi.org/10.1038/35002501>].
- Nabout JC, Carvalho P, Prado MU, Borges PP, Machado KB, Haddad KB, Michelan TS, Cunha HF, Soares TN. Trends and biases in global climate change literature. *Nat Conserv*. 2012;10:45–51. [<https://doi.org/10.4322/natcon.2012.008>].
- Nemeth E, Brumm H. Birds and anthropogenic noise: Are urban songs adaptive? *Am Nat*. 2010;176:465–475. [<https://doi.org/10.1086/656275>].
- Parmesan C, Yohe G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*. 2003;421:37–42.
- Parmesan C, Morecroft MD, Trisurat Y, Adrian R, Anshari GZ, Arneth A, Gao Q, Gonzalez P, Harris R, Price J, Stevens N, Talukdarr GH. Terrestrial and freshwater ecosystems and their services. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA; 2022. p. 197–377. [<https://doi.org/10.1017/9781009325844.004>].

- Pearson RG, Dawson TP. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *GlobEcolBiogeogr.* 2003;12:361–371. [<https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>]
- Peres CA. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conserv Biol.* 2000;14:240–253. [<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98485.x>].
- Pizo MA, Tonetti VR. Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. *Condor.* 2020;122:1–14. [<https://doi.org/10.1093/condor/duaa023>].
- Post E, Avery M. Phenological dynamics in pollinator-plant associations related to climate change. In: *Biodiversity and Climate Change*, edited by Lovejoy TE and Lee Hannah. New Haven: Yale University Press; 2019. pp. 42-4.
- Pulliam HR. Sources, sinks, and population regulation. *Am Nat.* 1988;132(5):652-661.
- Rajão R, Soares-Filho B, Nunes F, Börner J, Machado L, Assis D, Oliveira A, Pinto L, Ribeiro V, Rausch L, Gibbs H, Figueira D. The rottenapplesofBrazil's agribusiness. *Science.* 2020;369:246–248. [<https://doi.org/10.1126/science.aba6646>].
- Reijnen R, Foppen R, Meeuwsen H. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biol Conserv.* 1996;75:255–260. [[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00074-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00074-7)].
- Rezende CL, Scarano FR, Assad ED, Joly CA, Metzger JP, Strassburg BBN, Tabarelli M, Fonseca GA, Mittermeier RA. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *PerspectEcolConserv.* 2018;16:208–214. [<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>].
- Ribeiro BR, Sales LP, De Marco P, Loyola R. Assessing mammal exposure to climate change in the Brazilian Amazon. *PLoS One.* 2016;11:1–13. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165073>].
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv.* 2009;142:1141–1153. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>].
- Ridgely RS, Gwynne JA, Tudor G, Argel M. *Aves do Brasil. Vol 2. Mata Atlântica do Sudeste.* São Paulo. Editora Horizonte; 2015.

- Rodriguez-Cordero AL, Balaguera-Reina SA, Morales-Franco JC, Munn M, Densmore LD. Predicting habitat suitability of Caiman yacare and assessing the role of protected areas under current and future climate and deforestation models. *Clim Risk Manag.* 2022. [<https://doi.org/10.1016/j.crm.2022.100407>].
- Rosa CA. Efeito de borda de rodovias em pequenos mamíferos de fragmentos florestais tropicais. Lavras: UFLA; 2012.
- Rosa MR, Brancalion PHS, Crouzeilles R, Tambosi LR, Piffer PR, Lenti FEB, Hirota M, Santiami E, Metzger JP. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Sci Adv.* 2021;7:1–8. [<https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>].
- Sales LP, Kissling WD, Galetti M, Naimi B, Pires MM. Climate change reshapes the eco-evolutionary dynamics of a Neotropical seed dispersal system. *Glob EcolBiogeogr.* 2021;30:1129–1138. [<https://doi.org/10.1111/geb.13271>].
- Sampaio R, Morato RG, Royle A, Abrahams MI, Peres CA, Chiarello AG. Vertebrate population changes induced by hunting in Amazonian sustainable-use protected areas. *Biol Conserv.* 2023;284:110206. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110206>].
- Santana Marques P, Resende Manna L, Clara Frauendorf T, Zandonà E, Mazzoni R, El-Sabaawi R. Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *J Anim Ecol.* 2020;89:2345-2355.
- Sehgal RNM. Deforestation and avian infectious diseases. *J Exp Biol.* 2010;213:955–960. [<https://doi.org/10.1242/jeb.037663>].
- Sharp et al. InVEST User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund; 2020.
- Shimamoto CY, Botosso PC, Marques MCM. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. *For Ecol Manage.* 2014;329:1–9. [<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.002>].
- Soberón J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *EcolLett.* 2007;10:1115–1123. [<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>].
- Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol Conserv.* 2010;143:2328–2340. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.005>].

- Tang FHM, Lenzen M, McBratney A, Maggi F. Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nat Geosci.* 2021;14:206–210. [<https://doi.org/10.1038/s41561-021-00712-5>].
- Thatte P, Joshi A, Vaidyanathan S, Landguth E, Ramakrishnan U. Maintaining tiger connectivity and minimizing extinction into the next century: insights from landscape genetics and spatially-explicit simulations. *Biol Conserv.* 2018;218:181–191. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.022>].
- Torres PC, Morsello C, Parry L, Pardini R. Forest cover and social relations are more important than economic factors in driving hunting and bushmeat consumption in post-frontier Amazonia. *Biol Conserv.* 2021;253:108823. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108823>].
- Tourinho L, Prevedello JA, Carvalho BM, Rocha DSB, Vale MM. Macroscale climate change predictions have little influence on landscape-scale habitat suitability. *Perspect Ecol Conserv.* 2022a;20:29–37. [<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.10.003>].
- Tourinho L, Sinervo B, Caetano GH de O, Giné GAF, dos Santos CC, Cruz-Neto AP, Vale MM. Integrating climate, ecophysiology, and forest cover to estimate the vulnerability of sloths to climate change. *J Mammal.* 2022b;103:755–766. [<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyac043>].
- Uezu A, Metzger JP. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: Restoration opportunity and urgency. *PLoS One.* 2016;11:1–16. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147909>].
- Vale MM, Souza TV, Alves MAS, Crouzeilles R. Planning protected areas network that are relevant today and under future climate change is possible: The case of Atlantic Forest endemic birds. *PeerJ.* 2018a;2018:1–20. [<https://doi.org/10.7717/peerj.4689>].
- Vale MM, Tourinho L, Lorini ML, Rajão H, Figueiredo MSL. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *J F Ornithol.* 2018b;89:193–206. [<https://doi.org/10.1111/jfo.12256>].
- Van Horne B. Density as a Misleading Indicator of Habitat Quality. *J Wildl Manage.* 1983;47:893–901.

- Van Vliet N, Cruz D, Quiceno-Mesa MP, De Aquino LJM, Moreno J, Ribeiro R, Fa J. Ride, shoot, and call: Wildlife use among contemporary urban hunters in trêsFronteiras, Brazilian Amazon. *Ecol Soc.* 2015;20. [<https://doi.org/10.5751/ES-07506-200308>].
- Vasconcelos TS, Do Nascimento BTM, Prado VHM. Expected impacts of climate change threaten the anuran diversity in the Brazilian hotspots. *Int J Bus Innov Res.* 2018;17:7894–7906. [<https://doi.org/10.1002/ece3.4357>].
- Wiens, JJ & Graham, CH. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2005;36:519-539 [<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431>].
- Zorzal RR, Diniz P, Oliveira R de, Duca C. Drivers of avian diversity in urban greenspaces in the Atlantic Forest. *Urban For Urban Green.* 2021;59:126908. [<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126908>].
- Zwiener VP, Lira-Noriega A, Grady CJ, Padial AA, Vitule JRS. Climate change as a driver of biotic homogenization of woody plants in the Atlantic Forest. *GlobEcol Biogeogr.* 2017;27:298–309. [<https://doi.org/10.1111/geb.12695>].

**APÊNDICE A-** Lista de espécies analisadas em Vale et al. (2018a) e justificativa da inclusão ou não das espécies no presente estudo.

	<b>Espécie</b>	<b>Inclusão nas análises</b>
1	<i>Acrobatornis fonsecai</i>	Incluída nas análises
2	<i>Amazona brasiliensis</i>	Incluída nas análises
3	<i>Amazona pretrei</i>	Incluída nas análises
4	<i>Amazona rhodocorytha</i>	Excluída. Possivelmente extinta em grande parte da distribuição da IUCN
5	<i>Amazona vinacea</i>	Incluída nas análises
6	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	Incluída nas análises
7	<i>Anabazenops fuscus</i>	Incluída nas análises
8	<i>Aramides saracura</i>	Incluída nas análises
9	<i>Arremon semitorquatus</i>	Incluída nas análises
10	<i>Attila rufus</i>	Incluída nas análises
11	<i>Pteroglossus bailloni</i>	Incluída nas análises
12	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	Incluída nas análises
13	<i>Biatas nigropectus</i>	Incluída nas análises
14	<i>Brotogeris tirica</i>	Incluída nas análises
15	<i>Campylorhamphus falcularius</i>	Incluída nas análises
16	<i>Campephilus robustus</i>	Incluída nas análises
17	<i>Carpornis cucullata</i>	Incluída nas análises
18	<i>Carpornis melanocephala</i>	Incluída nas análises
19	<i>Cercomacra brasiliana</i>	Incluída nas análises
20	<i>Chamaeza meruloides</i>	Incluída nas análises
21	<i>Chamaeza ruficauda</i>	Incluída nas análises
22	<i>Chiroxiphia caudata</i>	Incluída nas análises
23	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	Incluída nas análises
24	<i>Paraclaravis geoffroyi</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
25	<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	Incluída nas análises
26	<i>Clytolaema rubricauda</i>	Incluída nas análises
27	<i>Conopophaga melanops</i>	Incluída nas análises
28	<i>Cotinga maculata</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
29	<i>Crax blumenbachii</i>	Excluída. Possivelmente extinta em grande parte da distribuição da IUCN
30	<i>Cranioleuca obsoleta</i>	Incluída nas análises
31	<i>Cranioleuca pallida</i>	Incluída nas análises
32	<i>Crypturellus noctivagus</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
33	<i>Anumara forbesi</i>	Incluída nas análises
34	<i>Cyanocorax coeruleus</i>	Incluída nas análises
35	<i>Dacnis nigripes</i>	Incluída nas análises
36	<i>Drymophila ferruginea</i>	Incluída nas análises
37	<i>Drymophila genei</i>	Incluída nas análises
38	<i>Drymophila malura</i>	Incluída nas análises

39	<i>Dryophila ochropyga</i>	Incluída nas análises
40	<i>Dryophila rubricollis</i>	Incluída nas análises
41	<i>Dryophila squamata</i>	Incluída nas análises
42	<i>Celeus galeatus</i>	Incluída nas análises
43	<i>Dysithamnus plumbeus</i>	Excluída. Possivelmente extinta em grande parte da distribuição da IUCN
44	<i>Dysithamnus stictothorax</i>	Incluída nas análises
45	<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	Incluída nas análises
46	<i>Formicivora serrana</i>	Incluída nas análises
47	<i>Heliobletus contaminatus</i>	Incluída nas análises
48	<i>Hemitriccus diops</i>	Incluída nas análises
49	<i>Hemitriccus furcatus</i>	Incluída nas análises
50	<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Incluída nas análises
51	<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
52	<i>Hemitriccus obsoletus</i>	Incluída nas análises
53	<i>Hemitriccus orbitatus</i>	Incluída nas análises
54	<i>Hylopezus nattereri</i>	Incluída nas análises
55	<i>Ilicura militaris</i>	Incluída nas análises
56	<i>Iodopleura pipra</i>	Incluída nas análises
57	<i>Jacamaralcyon tridactyla</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
58	<i>Laniisoma elegans</i>	Incluída nas análises
59	<i>Leptodon forbesi</i>	Incluída nas análises
60	<i>Leptasthenura setaria</i>	Incluída nas análises
61	<i>Leptasthenura striolata</i>	Incluída nas análises
62	<i>Leucochloris albicollis</i>	Incluída nas análises
63	<i>Buteogallus lacernulatus</i>	Incluída nas análises
64	<i>Pseudastur polionotus</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
65	<i>Lipaugus lanioides</i>	Incluída nas análises
66	<i>Mackenziaena leachii</i>	Incluída nas análises
67	<i>Mackenziaena severa</i>	Incluída nas análises
68	<i>Malacoptila striata</i>	Incluída nas análises
69	<i>Melanerpes flavifrons</i>	Incluída nas análises
70	<i>Florisuga fusca</i>	Incluída nas análises
71	<i>Merulaxis ater</i>	Incluída nas análises
72	<i>Muscipipra vetula</i>	Incluída nas análises
73	<i>Rhopias gularis</i>	Incluída nas análises
74	<i>Myrmoderus loricatus</i>	Incluída nas análises
75	<i>Myrmotherula minor</i>	Incluída nas análises
76	<i>Myrmoderus ruficauda</i>	Incluída nas análises
77	<i>Myrmoderus squamosus</i>	Incluída nas análises
78	<i>Myrmotherula unicolor</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
79	<i>Myrmotherula urosticta</i>	Incluída nas análises
80	<i>Neopelma aurifrons</i>	Excluída. Possivelmente extinta em grande parte da distribuição da IUCN
81	<i>Neopelma chrysolophum</i>	Incluída nas análises

82	<i>Odontophorus capueira</i>	Incluída nas análises
83	<i>Orchesticus abeillei</i>	Incluída nas análises
84	<i>Orthogonys chloricterus</i>	Incluída nas análises
85	<i>Megascops atricapilla</i>	Incluída nas análises
86	<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	Incluída nas análises
87	<i>Phaethornis eurynome</i>	Incluída nas análises
88	<i>Philydor atricapillus</i>	Incluída nas análises
89	<i>Phylloscartes beckeri</i>	Incluída nas análises
90	<i>Phylloscartes ceciliae</i>	Incluída nas análises
91	<i>Phylloscartes difficilis</i>	Incluída nas análises
92	<i>Pogonotriccus eximius</i>	Incluída nas análises
93	<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	Incluída nas análises
94	<i>Phylloscartes oustaleti</i>	Incluída nas análises
95	<i>Phylloscartes paulista</i>	Incluída nas análises
96	<i>Phylloscartes sylviolus</i>	Incluída nas análises
97	<i>Phyllomyias virescens</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
98	<i>Piculus aurulentus</i>	Incluída nas análises
99	<i>Picumnus temminckii</i>	Incluída nas análises
100	<i>Pionopsitta pileata</i>	Incluída nas análises
101	<i>Pipile jacutinga</i>	Incluída nas análises
102	<i>Piprites pileata</i>	Incluída nas análises
103	<i>Platyrynchus leucoryphus</i>	Incluída nas análises
104	<i>Polioptila lactea</i>	Incluída nas análises
105	<i>Castanozoster thoracicus</i>	Incluída nas análises
106	<i>Procnias nudicollis</i>	Incluída nas análises
107	<i>Psilorhamphus guttatus</i>	Incluída nas análises
108	<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	Incluída nas análises
109	<i>Pyrrhura cruentata</i>	Incluída nas análises
110	<i>Pyrrhura frontalis</i>	Incluída nas análises
111	<i>Pyrrhura griseipectus</i>	Excluída. Possivelmente extinta em grande parte da distribuição da IUCN
112	<i>Pyriglena leucoptera</i>	Excluída por ter TSS menor que 0,5
113	<i>Pyrrhura leucotis</i>	Incluída nas análises
114	<i>Ramphocelus bresilius</i>	Incluída nas análises
115	<i>Ramphastos dicolorus</i>	Incluída nas análises
116	<i>Ramphodon naevius</i>	Incluída nas análises
117	<i>Saltator fuliginosus</i>	Incluída nas análises
118	<i>Saltator maxillosus</i>	Incluída nas análises
119	<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	Incluída nas análises
120	<i>Scytalopus speluncae</i>	Incluída nas análises
121	<i>Selenidera maculirostris</i>	Incluída nas análises
122	<i>Sporophila falcirostris</i>	Incluída nas análises
123	<i>Sporophila frontalis</i>	Incluída nas análises
124	<i>Stephanoxis lalandi</i>	Incluída nas análises

125	<i>Strix hylophila</i>	Incluída nas análises
126	<i>Synallaxis cinerea</i>	Incluída nas análises
127	<i>Synallaxis infuscata</i>	Incluída nas análises
128	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Incluída nas análises
129	<i>Tangara cyanoventris</i>	Incluída nas análises
130	<i>Tangara desmaresti</i>	Incluída nas análises
131	<i>Tangara fastuosa</i>	Incluída nas análises
132	<i>Tangara seledon</i>	Incluída nas análises
133	<i>Terenura maculata</i>	Incluída nas análises
134	<i>Terenura sicki</i>	Incluída nas análises
135	<i>Thalurania glaucopis</i>	Incluída nas análises
136	<i>Tangara cyanooptera</i>	Incluída nas análises
137	<i>Thripophaga macroura</i>	Excluída. Possivelmente extinta em grande parte da distribuição da IUCN
138	<i>Tangara ornata</i>	Incluída nas análises
139	<i>Lipaugus ater</i>	Incluída nas análises
140	<i>Tinamus solitarius</i>	Incluída nas análises
141	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	Incluída nas análises
142	<i>Touit melanonotus</i>	Excluída. Mapa de distribuição modelado extremamente reduzido
143	<i>Touit surdus</i>	Incluída nas análises
144	<i>Triclaria malachitacea</i>	Incluída nas análises
145	<i>Trogon surrucura</i>	Incluída nas análises
146	<i>Veniliornis maculifrons</i>	Incluída nas análises
147	<i>Veniliornis spilogaster</i>	Incluída nas análises
148	<i>Xipholena atropurpurea</i>	Incluída nas análises
149	<i>Tangara peruviana</i>	Excluída. Distribuição muito restrita a ambientes de restinga
150	<i>Phylloscartes kronei</i>	Excluída. Distribuição muito restrita a ambientes de restinga
151	<i>Herpsilochmus pileatus</i>	Excluída. Distribuição muito restrita na IUCN

**APÊNDICE B**– Valores de sensibilidade de habitat de cada classe de uso e cobertura do solo às diferentes ameaças adicionadas no modelo (trilhas, pequenas ruas, grandes rodovias, área urbana e área agrícola). As diferentes tabelas apresentam esses valores para diferentes combinações das classificações de vulnerabilidade dadas às espécies (alta e baixa vulnerabilidade ao ambiente urbano e áreas agrícolas, e vulnerável ou não à sobreexploração).

Tabela B1 - Alta sensibilidade à área agrícola, alta sensibilidade à área urbana e não sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0.1	0.4	0.7	0	0.7
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0.1	0.4	0.7	0.6	0.7
Floresta Decídua	0.2	0.5	0.8	0.7	0.8
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.2	0.5	0.8	0.7	0.8
Vegetação Esparsa	0.1	0.4	0.7	0.6	0.7
Área sem vegetação	0	0	0	0	0
Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.2	0.5	0.8	0.7	0.8
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

Tabela B2 - Alta sensibilidade à área agrícola, alta sensibilidade à área urbana e sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0.3	0.6	0.9	0	0.9
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0.3	0.6	0.9	0.6	0.9
Floresta Decídua	0.4	0.7	1	0.7	1
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.4	0.7	1	0.7	1
Vegetação Esparsa	0.3	0.6	0.9	0.6	0.9
Área sem vegetação	0	0	0	0	0
Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.4	0.7	1	0.7	1
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

Tabela B3 - Baixa sensibilidade à área agrícola, alta sensibilidade à área urbana e não sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0.1	0.4	0.7	0	0.7
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0.1	0.4	0.7	0.4	0.7
Floresta Decídua	0.2	0.5	0.8	0.5	0.8
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.2	0.5	0.8	0.5	0.8
Vegetação Esparsa	0.1	0.4	0.7	0.4	0.7
Área sem vegetação	0	0	0	0	0
Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.2	0.5	0.8	0.5	0.8
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

Tabela B4 - Baixa sensibilidade à área agrícola, alta sensibilidade à área urbana e sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0.3	0.6	0.9	0	0.9
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0.3	0.6	0.9	0.4	0.9
Floresta Decídua	0.4	0.7	1	0.5	1
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.4	0.7	1	0.5	1
Vegetação Esparsa	0.3	0.6	0.9	0.4	0.9
Área sem vegetação	0	0	0	0	0
Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.4	0.7	1	0.5	1
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

Tabela B5 - Baixa sensibilidade à área agrícola, baixa sensibilidade à área urbana e não sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0	0.2	0.5	0	0.5
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0	0.2	0.5	0.4	0.5
Floresta Decídua	0.1	0.3	0.6	0.5	0.6
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.1	0.3	0.6	0.5	0.6
Vegetação Esparsa	0	0.2	0.5	0.4	0.5
Área sem vegetação	0	0	0	0	0

Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.1	0.3	0.6	0.5	0.6
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

Tabela B6 - Baixa sensibilidade à área agrícola, baixa sensibilidade à área urbana e sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0.2	0.4	0.7	0	0.7
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0.2	0.4	0.7	0.4	0.7
Floresta Decídua	0.3	0.5	0.8	0.5	0.8
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.3	0.5	0.8	0.5	0.8
Vegetação Esparsa	0.2	0.4	0.7	0.4	0.7
Área sem vegetação	0	0	0	0	0
Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.3	0.5	0.8	0.5	0.8
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

Tabela B7 - Alta sensibilidade à área agrícola, baixa sensibilidade à área urbana e não sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0	0.2	0.5	0	0.5
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0	0.2	0.5	0.6	0.5
Floresta Decídua	0.1	0.3	0.6	0.7	0.6
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.1	0.3	0.6	0.7	0.6
Vegetação Esparsa	0	0.2	0.5	0.6	0.5
Área sem vegetação	0	0	0	0	0
Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.1	0.3	0.6	0.7	0.6
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

Tabela B8 - Alta sensibilidade à área agrícola, baixa sensibilidade à área urbana e sensível à sobreexploração.

Classes de uso do solo \ Ameaças	Trilhas	Pequenas ruas	Grandes rodovias	Terra agrícola	Área urbana
Terras Agrícolas	0.2	0.4	0.7	0	0.7
Pastagem, Vegetação rasteira ou arbustiva	0.2	0.4	0.7	0.6	0.7
Floresta Decídua	0.3	0.5	0.8	0.7	0.8
Floresta Aciculifoliada/ Floresta sempre verde	0.3	0.5	0.8	0.7	0.8
Vegetação Esparsa	0.2	0.4	0.7	0.6	0.7
Área sem vegetação	0	0	0	0	0
Vegetação Pantanosa ou frequentemente inundada	0.3	0.5	0.8	0.7	0.8
Superfície Artificial ou Área Urbana	0	0	0	0	0

**APÊNDICE C**– Espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica avaliadas no estudo, seu respectivo grupo do mapa de qualidade do habitat produzido no InVEST, o grau de dependência de floresta de acordo com Vale et al. (2018b) e as informações de limites altitudinais utilizadas para o corte do mapa de distribuição de cada espécie. “Limite superior” indica a altitude máxima onde a espécie ocorre e “Limite inferior” a altitude mínima onde ocorre. Os parâmetros utilizados para produzir o mapa de qualidade do habitat de cada grupo estão descritos na Tabela 3.

<b>Espécie</b>	<b>Grupo</b>	<b>Grau de dependência de floresta</b>	<b>Limite superior (m)</b>	<b>Limite inferior (m)</b>
<i>Acrobatornis fonsecai</i>	1F	Média	500	0
<i>Amazona brasiliensis</i>	1Z	Alta	300	0
<i>Amazona pretrei</i>	1H	Média	1500	70
<i>Amazona vinacea</i>	1E	Alta	2000	600
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	1A	Alta	1700	600
<i>Anabazenops fuscus</i>	1A	Alta	1800	500
<i>Anumara forbesi</i>	1K	Média	1000	0
<i>Aramides saracura</i>	1T	Média	2200	0
<i>Arremon semitorquatus</i>	1A	Alta	1200	300
<i>Attila rufus</i>	1B	Média	1500	0
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	2A	Alta	1200	0
<i>Biatas nigropectus</i>	1B	Média	1500	500
<i>Brotogeris tirica</i>	1O	Média	1300	0
<i>Buteogallus lacernulatus</i>	1A	Alta	1300	0
<i>Campephilus robustus</i>	1B	Alta	2200	400
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	1B	Média	1500	500
<i>Carpornis cucullata</i>	1A	Alta	1600	400

<i>Carpornis melanocephala</i>	1B	Média	700	0
<i>Castanozoster thoracicus</i>	1D	Média	2400	800
<i>Celeus galeatus</i>	1Q	Alta	800	0
<i>Cercomacra brasiliana</i>	1W	Média	950	400
<i>Chamaeza meruloides</i>	1B	Média	1500	200
<i>Chamaeza ruficauda</i>	1B	Média	2200	600
<i>Chiroxiphia caudata</i>	1Q	Alta	1800	0
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	1A	Alta	500	0
<i>Clibanornis dendrocolaptoides</i>	1W	Média	1200	0
<i>Clytolaema rubricauda</i>	1N	Média	2100	400
<i>Conopophaga melanops</i>	1S	Média	1000	0
<i>Cranioleuca obsoleta</i>	1W	Média	1000	0
<i>Cranioleuca pallida</i>	1A	Alta	2200	700
<i>Cyanocorax coeruleus</i>	1Q	Alta	1000	0
<i>Dacnis nigripes</i>	1Y	Média	1400	0
<i>Drymophila ferruginea</i>	1A	Alta	1200	0
<i>Drymophila genei</i>	1Q	Alta	2200	1200
<i>Drymophila malura</i>	1A	Alta	1700	0
<i>Drymophila ochropyga</i>	1A	Alta	1400	600
<i>Drymophila rubricollis</i>	1A	Alta	1800	900
<i>Drymophila squamata</i>	1W	Média	600	0
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	1W	Média	1250	0
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	1A	Alta	1900	800
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	1W	Média	1500	0
<i>Florisuga fusca</i>	1N	Média	1500	0
<i>Formicivora serrana</i>	1J	Média	1550	0

<i>Heliobletus contaminatus</i>	1A	Alta	1800	500
<i>Hemitriccus diops</i>	1A	Alta	1300	0
<i>Hemitriccus furcatus</i>	1B	Média	1200	0
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	1T	Média	150	0
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	1A	Alta	2300	500
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	1A	Alta	800	0
<i>Hylopezus nattereri</i>	1B	Média	2200	300
<i>Illicura militaris</i>	1A	Alta	1500	0
<i>Iodopleura pipra</i>	1F	Média	900	0
<i>Laniisoma elegans</i>	1A	Alta	1200	0
<i>Leptasthenura setaria</i>	1F	Média	2000	750
<i>Leptasthenura striolata</i>	1B	Média	1200	500
<i>Leptodon forbesi</i>	1A	Alta	600	0
<i>Leucochloris albicollis</i>	1D	Média	2100	500
<i>Lipaugus ater</i>	1P	Alta	2100	300
<i>Lipaugus lanioides</i>	1Q	Alta	1400	0
<i>Mackenziaena leachii</i>	1W	Média	2100	500
<i>Mackenziaena severa</i>	1F	Média	1850	0
<i>Malacoptila striata</i>	1W	Média	2000	0
<i>Megascops atricapilla</i>	1V	Média	900	0
<i>Melanerpes flavifrons</i>	1F	Média	2100	0
<i>Merulaxis ater</i>	1A	Alta	1500	400
<i>Muscipipra vetula</i>	1D	Média	2200	0
<i>Myrmoderus loricatus</i>	1A	Alta	1350	200
<i>Myrmoderus ruficauda</i>	1B	Média	500	0
<i>Myrmoderus squamosus</i>	1W	Média	1000	0

<i>Myrmotherula minor</i>	1A	Alta	800	0
<i>Myrmotherula urosticta</i>	1A	Alta	200	0
<i>Neopelma chrysolophum</i>	1Q	Alta	1750	800
<i>Odontophorus capueira</i>	1R	Alta	1600	0
<i>Orchesticus abeillei</i>	1B	Média	1600	800
<i>Orthogonys chloricterus</i>	1B	Média	1800	0
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	1A	Alta	1900	0
<i>Phaethornis eurynome</i>	1A	Alta	2100	500
<i>Philydor atricapillus</i>	1A	Alta	1300	0
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	1W	Média	1800	800
<i>Phylloscartes beckeri</i>	1A	Alta	1200	700
<i>Phylloscartes ceciliae</i>	1A	Alta	980	160
<i>Phylloscartes difficilis</i>	1A	Alta	2100	800
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	1A	Alta	900	200
<i>Phylloscartes paulista</i>	1A	Alta	1000	0
<i>Phylloscartes sylviolus</i>	1A	Alta	700	0
<i>Piculus aurulentus</i>	1A	Alta	1800	600
<i>Picumnus temminckii</i>	1C	Alta	1000	0
<i>Pionopsitta pileata</i>	1W	Média	1700	500
<i>Pipile jacutinga</i>	1U	Média	1050	0
<i>Piprites pileata</i>	1A	Alta	2000	900
<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	1A	Alta	900	0
<i>Pogonotriccus eximius</i>	1A	Alta	1100	700
<i>Polioptila lactea</i>	1W	Média	400	0
<i>Procnias nudicollis</i>	1P	Alta	1800	0
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	1W	Média	1500	0

<i>Pteroglossus bailloni</i>	1P	Alta	1300	300
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	1W	Média	1800	0
<i>Pyrrhura cruentata</i>	1E	Alta	300	0
<i>Pyrrhura frontalis</i>	1B	Média	2000	0
<i>Pyrrhura leucotis</i>	1X	Média	300	0
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1I	Média	1800	300
<i>Ramphocelus bresilius</i>	1L	Baixa	1000	0
<i>Ramphodon naevius</i>	1Q	Alta	900	0
<i>Rhopias gularis</i>	1A	Alta	1550	0
<i>Saltator fuliginosus</i>	1A	Alta	1200	0
<i>Saltator maxillosus</i>	1Q	Alta	2500	500
<i>Scytalopus speluncae</i>	1A	Alta	2500	800
<i>Selenidera maculirostris</i>	1A	Alta	1800	0
<i>Sporophila falcirostris</i>	1Y	Média	1200	0
<i>Sporophila frontalis</i>	1X	Média	2100	0
<i>Stephanoxis lalandi</i>	1M	Média	2100	0
<i>Strix hylophila</i>	1O	Média	1810	0
<i>Synallaxis cinerea</i>	1B	Média	1200	500
<i>Synallaxis infuscata</i>	1W	Média	1000	0
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	1W	Média	1800	0
<i>Tangara cyanoptera</i>	1X	Média	1800	0
<i>Tangara cyanoventris</i>	1W	Média	1200	400
<i>Tangara desmaresti</i>	1F	Média	1800	500
<i>Tangara fastuosa</i>	1Y	Média	550	0
<i>Tangara ornata</i>	1X	Média	1800	0
<i>Tangara seledon</i>	1G	Média	1100	0

<i>Terenura maculata</i>	1A	Alta	1100	0
<i>Terenura sicki</i>	1A	Alta	700	0
<i>Thalurania glaucopis</i>	1D	Média	1600	0
<i>Tinamus solitarius</i>	1R	Alta	1200	0
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	1W	Média	1300	0
<i>Touit surdus</i>	1A	Alta	900	0
<i>Tricharia malachitacea</i>	1O	Média	1200	400
<i>Trogon surrucura</i>	1A	Alta	1800	0
<i>Veniliornis maculifrons</i>	1V	Média	1700	0
<i>Veniliornis spilogaster</i>	1D	Alta	1700	0
<i>Xipholena atropurpurea</i>	1P	Alta	900	0

**APÊNDICE D**– Resultados do teste de Shapiro-Wilk. O teste foi feito para os conjuntos de dados do valor médio de qualidade de habitat da área de distribuição de cada espécie para o presente e futuro e para os conjuntos de dados contendo o tamanho da área de distribuição de cada espécie seguindo as diferentes metodologias.

<b>Conjunto de dados</b>	<b>Valor-W</b>	<b>Valor-p</b>
<b>Análise do valor médio de qualidade de habitat por espécie</b>		
Valor médio de qualidade de habitat das espécies no presente	0,9520300	0,0001
Valor médio de qualidade de habitat das espécies no futuro	0,9531100	0,0001
<b>Análise de comparação das diferentes metodologias</b>		
Clima	0,9693900	0,0053
Clima + Floresta	0,9544800	0,0002
Clima + Altitude	0,9611600	0,0010
Clima + Floresta + Altitude	0,9634300	0,0015
Qualidade do habitat	0,9643400	0,0018

**APÊNDICE E**– Lista das espécies endêmicas da Mata Atlântica analisadas no presente estudo separadas pelos grupos dos mapas de qualidade de habitat produzidos pelo modelo Habitat Quality.

<b>Grupo</b>	<b>Espécies</b>
1A	<i>Anabacerthia amaurotis; Anabazenops fuscus; Arremon semitorquatus; Buteogallus lacernulatus; Carpornis cucullata; Cichlocolaptes leucophrus; Cranioleuca pallida; Drymophila ferruginea; Drymophila malura; Drymophila ochropyga; Drymophila rubricollis; Dysithamnus xanthopterus; Heliobletus contaminatus; Hemitriccus diops; Hemitriccus obsoletus; Hemitriccus orbitatus; Ilicura militaris; Laniisoma elegans; Leptodon forbesi; Merulaxis ater; Myrmoderus loricatus; Myrmotherula minor; Myrmotherula urosticta; Phacellodomus erythrophthalmus; Phaethornis eurynome; Philydor atricapillus; Phylloscartes beckeri; Phylloscartes ceciliae; Phylloscartes difficilis; Phylloscartes oustaleti; Phylloscartes paulista; Phylloscartes sylviolus; Piculus aurulentus; Piprites pileata; Platyrinchus leucoryphus; Pogonotriccus eximius; Rhopias gularis; Saltator fuliginosus; Scytalopus speluncae; Selenidera maculirostris; Terenura maculata; Terenura sicki; Touit surdus; Trogon surrucura</i>
1B	<i>Attila rufus; Biatas nigropectus; Campephilus robustus; Campylorhamphus falcularius; Carpornis melanocephala; Chamaeza meruloides; Chamaeza ruficauda; Hemitriccus furcatus; Hylopezus nattereri; Leptasthenura striolata; Myrmoderus ruficauda; Orchesticus abeillei; Orthogonys chloricterus; Pyrrhura frontalis; Synallaxis cinerea</i>
1C	<i>Picumnus temminckii</i>
1D	<i>Castanozoster thoracicus; Leucochloris albicollis; Muscipipra vetula; Thalurania glaucopis; Veniliornis spilogaster</i>
1E	<i>Amazona vinacea; Pyrrhura cruentata</i>
1F	<i>Acrobatornis fonsecai; Iodopleura pipra; Leptasthenura setaria; Mackenziaena severa; Melanerpes flavifrons; Tangara desmaresti</i>
1G	<i>Tangara seledon</i>
1H	<i>Amazona pretrei</i>
1I	<i>Ramphastos dicolorus</i>
1J	<i>Formicivora serrana</i>
1K	<i>Anumara forbesi</i>
1L	<i>Ramphocelus bresilius</i>
1M	<i>Stephanoxis lalandi</i>
1N	<i>Clytolaema rubricauda; Florisuga fusca</i>
1O	<i>Brotogeris tirica; Strix hylophila; Triclaria malachitacea</i>
1P	<i>Lipaugus ater; Procnias nudicollis; Pteroglossus bailloni; Xipholena atropurpurea</i>
1Q	<i>Celeus galeatus; Chiroxiphia caudata; Cyanocorax coeruleus; Drymophila genei; Lipaugus lanioides; Neopelma chrysolophum; Ramphodon naevius; Saltator maxillosum</i>
1R	<i>Odontophorus capueira; Tinamus solitarius</i>
1S	<i>Conopophaga melanops</i>
1T	<i>Aramides saracura; Hemitriccus kaempferi</i>

1U	<i>Pipile jacutinga</i>
1V	<i>Megascops atricapilla; Veniliornis maculifrons</i>
1W	<i>Cercomacra brasiliiana; Clibanornis dendrocolaptoides; Cranioleuca obsoleta; Drymophila squamata; Dysithamnus sticto thorax; Eleoscytalopus indigoticus; Mackenziaena leachii; Malacoptila striata; Myrmoderus squamosus; Phyllomyias griseocapilla; Pionopsitta pileata; Polioptila lactea; Psilorhamphus guttatus; Pulsatrix koeniswaldiana; Synallaxis infuscata; Synallaxis ruficapilla; Tangara cyanoventris; Todiostrostrum poliocephalum</i>
1X	<i>Pyrrhura leucotis; Sporophila frontalis; Tangara cyanoptera; Tangara ornata</i>
1Y	<i>Dacnis nigripes; Sporophila falcirostris; Tangara fastuosa</i>
1Z	<i>Amazona brasiliensis</i>
2A	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>