

50 **RESUMO**

51 A mudança climática está entre as maiores ameaças à biodiversidade e seu efeito sobre
52 as espécies tem sido alvo de diversos estudos. As áreas climaticamente adequadas para a fauna
53 e flora tendem a reduzir como consequência das mudanças climáticas, afetando a riqueza e a
54 composição de espécies. A perda de espécies que realizam serviços importantes como
55 polinização e dispersão de sementes pode comprometer o funcionamento dos ecossistemas.
56 Além disso, alterações no uso da terra podem potencializar o efeito da mudança climática
57 podendo desencadear processos de savanização. A ocorrência de espécies dependentes de
58 florestas está relacionada à quantidade de cobertura florestal e o desmatamento pode reduzir a
59 disponibilidade de recursos. Espécies não dependentes de floresta, por outro lado, ocorrem e
60 utilizam diferentes habitats, sendo predominantes em paisagens fragmentadas. Neste estudo,
61 utilizaremos as aves como modelo devido a sua sensibilidade às alterações ambientais, ao amplo
62 banco de dados disponível e a sua importância ecológica para o funcionamento dos
63 ecossistemas. Construiremos modelos de distribuição de espécies através do algoritmo MaxEnt
64 para os cenários de referência, 2050 e 2070 a fim de investigar os efeitos climáticos sobre a
65 riqueza e composição de espécies. Também utilizaremos o mapa de uso da terra mais recente
66 disponível para avaliar seu efeito sobre as mesmas variáveis. As aves serão categorizadas em
67 grupos ecológicos de acordo com a guilda trófica e a especialização de habitat. Finalmente,
68 identificaremos as áreas com maior riqueza de aves de cada grupo e se há sobreposição com as
69 unidades de conservação existentes. Com os resultados obtidos esperamos melhorar o
70 direcionamento das estratégias de conservação e/ou restauração a fim de mitigar os efeitos das
71 mudanças climáticas sobre a comunidade de aves da Mata Atlântica.

72 **INTRODUÇÃO**

73 A mudança climática poderá ser a maior ameaça à biodiversidade nas próximas décadas
74 (Bellard et al., 2012). Como resultado dessas mudanças, a distribuição das espécies será alterada
75 e espécies localmente restritas podem não encontrar habitat disponível no futuro, culminando
76 na diminuição da riqueza (Hidasi-Neto et al., 2019; Hoffmann et al., 2020; Moraes et al., 2020).
77 A perda e a mudança na composição de espécies afetam o funcionamento dos ecossistemas
78 (Sekercioglu et al., 2004). A ausência de grandes dispersores tende a selecionar plantas com
79 frutos menores (Galetti et al., 2013). De maneira semelhante, a substituição de espécies pode
80 levar ao colapso da polinização como consequência das alterações no padrão de distribuição de
81 plantas e polinizadores (Hidasi-Neto et al., 2019; Traveset et al., 2017). Assim, os efeitos das
82 mudanças climáticas podem acarretar em mudanças na riqueza e composição de espécies, o que
83 pode comprometer serviços ecológicos importantes em cenários climáticos futuros (Hidasi-
84 Neto et al., 2019; Prieto-Torres et al., 2020).

85 As aves são sensíveis às alterações ambientais e desempenham serviços essenciais para
86 o funcionamento dos ecossistemas (Newbold et al., 2013; Sekercioglu et al., 2004). Enquanto
87 as mudanças climáticas podem levar a diminuição de 94% da área de distribuição de espécies
88 endêmicas (Hoffmann et al., 2020), a redução na cobertura florestal leva a uma menor
89 abundância e riqueza da avifauna (Morante-Filho et al., 2015). Estudos com aves comumente
90 as classificam em grupos ecológicos de acordo com a guilda trófica, o que está diretamente
91 relacionado aos serviços prestados pelo grupo (Sekercioglu, 2006; Wilman et al., 2014). Por
92 exemplo, aves frugívoras e nectarívoras favorecem o fluxo gênico das plantas através da
93 dispersão de sementes e da polinização, além de contribuir para o estabelecimento de novas
94 plântulas (Gutiérrez-Guerrero et al., 2020; Selwyn et al., 2020), enquanto insetívoras atuam no
95 controle de insetos reduzindo a herbivoria (Morante-Filho et al., 2016). As aves também
96 auxiliam no controle de roedores (carnívoras) e na ciclagem de nutrientes limitando a
97 disseminação de doenças (aves necrófagas; Sekercioglu et al., 2004). Além disso, a avifauna
98 pode ser agrupada de acordo com a especialização de habitat. Espécies dependentes de floresta
99

100 são intimamente relacionadas a quantidade de floresta primária disponível tornando-as mais
101 susceptíveis a perda de habitat (Morante-Filho et al., 2020; Palacio et al., 2020) e, portanto,
102 tendem a ser substituídas por espécies não dependentes que ocorrem em florestas secundárias
103 e áreas abertas. Dessa forma, a diversidade funcional pode ser impactada comprometendo a
104 manutenção de florestas tropicais (Bregman et al., 2014; Galetti et al., 2013; Matuoka et al.,
105 2020).

106 A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do mundo por apresentar intensa
107 perda de habitat e alto endemismo de espécies (Myers et al., 2000). Entre 2018 e 2019 houve
108 um aumento de 27,2% na taxa de desmatamento em comparação ao período anterior, sendo
109 3.532 ha de floresta perdidas apenas no estado da Bahia (SOS Mata Atlântica/INPE, 2020). A
110 redução da cobertura florestal diminui a probabilidade de ocorrência da maioria das aves
111 dependentes de floresta (Morante-Filho et al., 2020). Além disso, projeções futuras indicam que
112 mais da metade das áreas adequadas para espécies endêmicas da Mata Atlântica seja perdida
113 em comparação ao cenário atual (Vale et al., 2018). Mudanças no uso da terra juntamente com
114 os efeitos climáticos podem desencadear processos de savanização na Mata Atlântica (Scarano
115 and Ceotto, 2015), assim como previsto para outras florestas tropicais (Salazar et al., 2007).

116 A conservação diante das mudanças climáticas é complexa e envolve a identificação de
117 áreas relativamente estáveis para várias espécies (Keppel et al., 2012). Modelos de distribuição
118 de espécies representam uma ferramenta eficaz para analisar os efeitos dessas mudanças sobre
119 a biodiversidade (e.g. Moraes et al., 2020). Através de dados de ocorrência e das condições
120 climáticas locais é possível definir a tolerância climática das espécies e projetar áreas
121 potencialmente adequadas (Gutiérrez et al., 2019; Moraes et al., 2020), auxiliando na ampliação
122 ou criação de novas unidades de conservação. A sobreposição das distribuições das espécies
123 permite identificar regiões mais diversas, além dos potenciais benefícios ofertados através de
124 serviços ecossistêmicos (e.g. polinização, sequestro de carbono e qualidade do ar; de Carvalho
125 et al., 2017; Pereira Gomes et al., 2020; Verhagen et al., 2017). Também é possível incluir
126 informações sobre o uso da terra a fim de priorizar áreas que minimizem conflitos com as
127 atividades antrópicas (Andrade-Díaz et al., 2019) e maximizem a conservação. Uma pesquisa
128 sobre planejamento de áreas protegidas realizada na Mata Atlântica, por exemplo, indicou que
129 a criação de novas unidades de conservação em apenas 10% dos municípios inseridos no bioma
130 evitaria a diminuição de área adequada para maioria das aves endêmicas em cenários climáticos
131 futuros (Vale et al., 2018). Dessa forma, é importante compreender os efeitos das mudanças
132 climáticas e de uso da terra (e.g. perda/ganho de espécies ou grupos ecológicos) sobre a
133 comunidade de aves a fim de definir áreas prioritárias para a conservação e/ou restauração e
134 promover a manutenção dos serviços ecológicos prestados pelo grupo na Mata Atlântica.

135

136 **OBJETIVOS**

137 **Geral**

138 Avaliar o impacto dos cenários climáticos e do uso da terra atual sobre a distribuição e a
139 diversidade de aves considerando seus serviços ecológicos no corredor central da Mata
140 Atlântica.

141

142 **Específicos**

143 Testar as seguintes hipóteses:

- 144 • *H1: A riqueza e composição de espécies de aves são afetadas pelos diferentes cenários*
145 *climáticos;*

146 Predição: cenários climáticos futuros apresentarão menor riqueza e composição diferentes
147 em comparação ao cenário de referência.

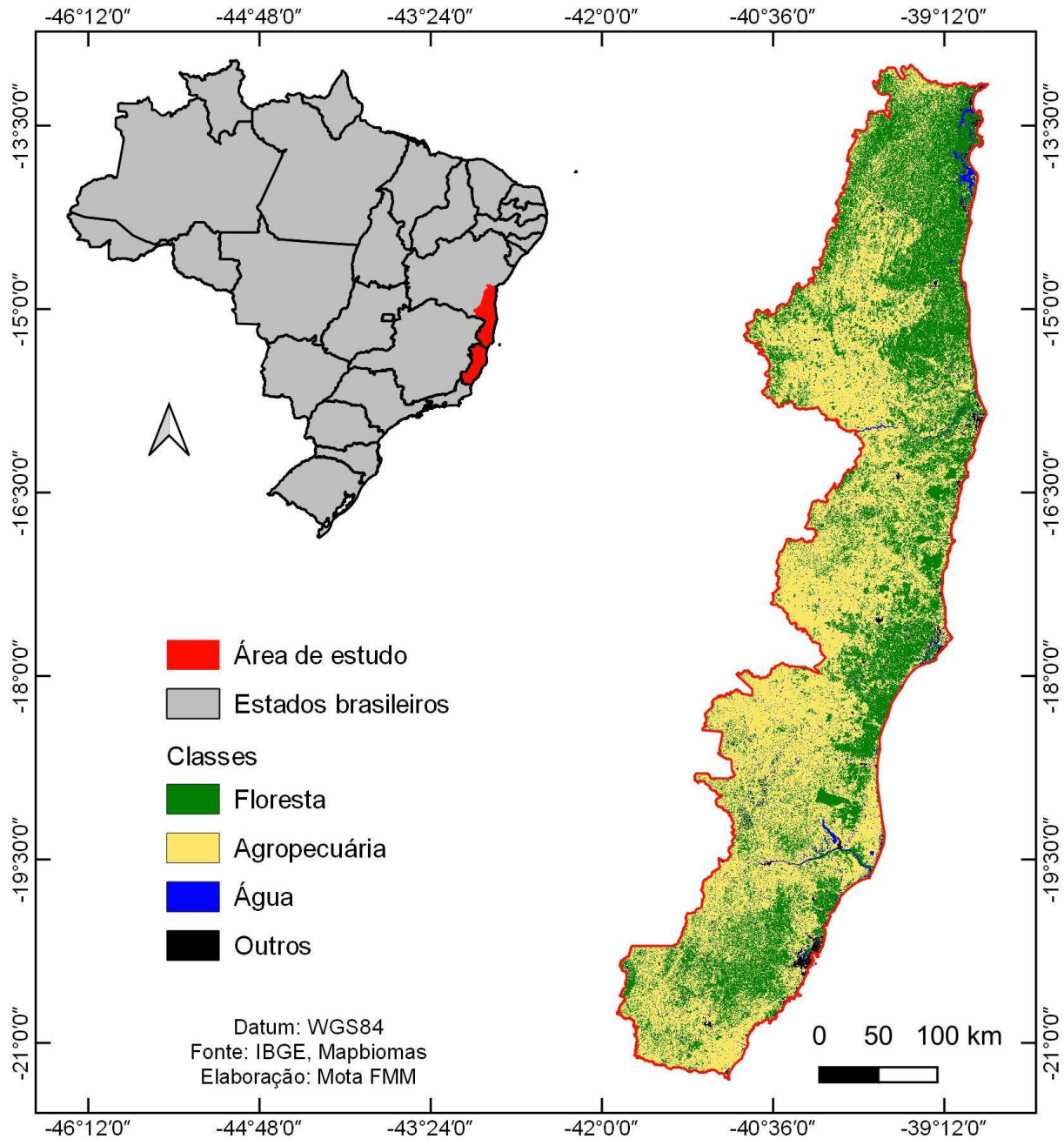
- 148 • *H2: A riqueza e composição de espécies de aves são afetadas pelos diferentes usos da terra;*
149 Predição: paisagens com maior cobertura florestal apresentarão maior riqueza e composição

- 150 diferentes em comparação a paisagens com menor cobertura florestal.
- 151 • *H3: A riqueza de espécies de aves por grupo ecológico (i.e. frugívoros, insetívoros,*
152 *dependentes de floresta, etc.) é afetada pelos diferentes cenários climáticos;*
153 Predição: cenários climáticos futuros apresentarão menor riqueza de aves frugívoras em
154 comparação ao cenário de referência e aos demais grupos ecológicos.
- 155 • *H4: A riqueza de espécies de aves por grupo ecológico (i.e. frugívoros, insetívoros,*
156 *dependentes de floresta, etc.) é afetada pelos diferentes usos da terra;*
157 Predição: paisagens com maior cobertura florestal apresentarão maior riqueza de aves
158 dependentes de floresta em comparação a paisagens com menor cobertura florestal e aos
159 demais grupos ecológicos.
- 160 • *H5: A proporção de áreas com maior riqueza de espécies de aves dentro de unidades de*
161 *conservação será afetada pelos cenários climáticos.*
162 Predição: cenários climáticos futuros apresentarão menor proporção de áreas com maior
163 riqueza de espécies dentro das unidades de conservação atuais em comparação ao cenário
164 de referência.

165 **METODOLOGIA**

166 **Área de estudo**

167 O Corredor Central da Mata Atlântica (CCMA) se estende do sul da Bahia ao sul do
168 Espírito Santo entre as latitudes 13°0'6" e 21°18'36" S e longitudes 41°52'43" e 37°16'40" O.
169 A porção terrestre do CCMA possui aproximadamente 11.787.369 hectares de área e abrange
170 cerca de 168 municípios (Fig. 1). A região é composta por um mosaico florestal que inclui
171 floresta primária, floresta secundária em diferentes estágios sucessionais, plantações de cacau
172 sombreadas (*Theobroma cacao*), seringueiras (*Hevea brasiliensis*) e *Eucalyptus* sp. (Pardini et
173 al., 2009). A vegetação dominante é formada por floresta tropical de planície caracterizada por
174 três estratos verticais, com árvores de até 40 m de altura, epífitas, samambaias, bromélias e
175 lianas (Thomas et al., 1998). O CCMA possui 234 áreas protegidas divididas em unidades de
176 conservação de proteção integral e de uso sustentável (<http://mapas.mma.gov.br/>). O clima
177 predominante é quente e úmido, sem estação seca definida, com temperatura e precipitação
178 média anual de 24°C e 2.000 mm, respectivamente (Thomas et al., 1998).
179



180
 181 **Fig. 1:** Localização da área de estudo referente a porção terrestre do Corredor Central da Mata
 182 Atlântica e as classes de uso da terra predominantes.

183
 184 **Dados de ocorrência e classificação das aves**

185 Serão consideradas todas as espécies de aves registradas na área de estudo exceto as
 186 migratórias. Os dados de ocorrência serão adquiridos de bases de dados online (e.g. *Global*
 187 *Biodiversity Information Facility – GBIF, Integrated Digitized Biocollections – iDigBio*).
 188 Coordenadas erradas e duplicatas serão eliminadas e o viés geográfico será minimizado
 189 respeitando uma distância mínima de 10 km entre os pontos de ocorrência de cada espécie
 190 utilizando o pacote do R *spThin* (Aiello-Lammens et al., 2015). Uma pesquisa preliminar
 191 indicou que existem aproximadamente 643 espécies com número de ocorrências variando de 1
 192 a 2.459, no entanto, apenas aquelas com mais de 10 ocorrências serão consideradas neste estudo
 193 (Wisz et al., 2008).

194 As aves serão classificadas de acordo com a especialização de habitat e a guilda trófica
195 (i.e. dependentes e não dependentes de floresta, frugívoras, nectarívoras, etc.) com base na
196 literatura (e.g. Wilman et al., 2014; Bregman et al., 2014).

197

198 **Variáveis bioclimáticas e de uso da terra**

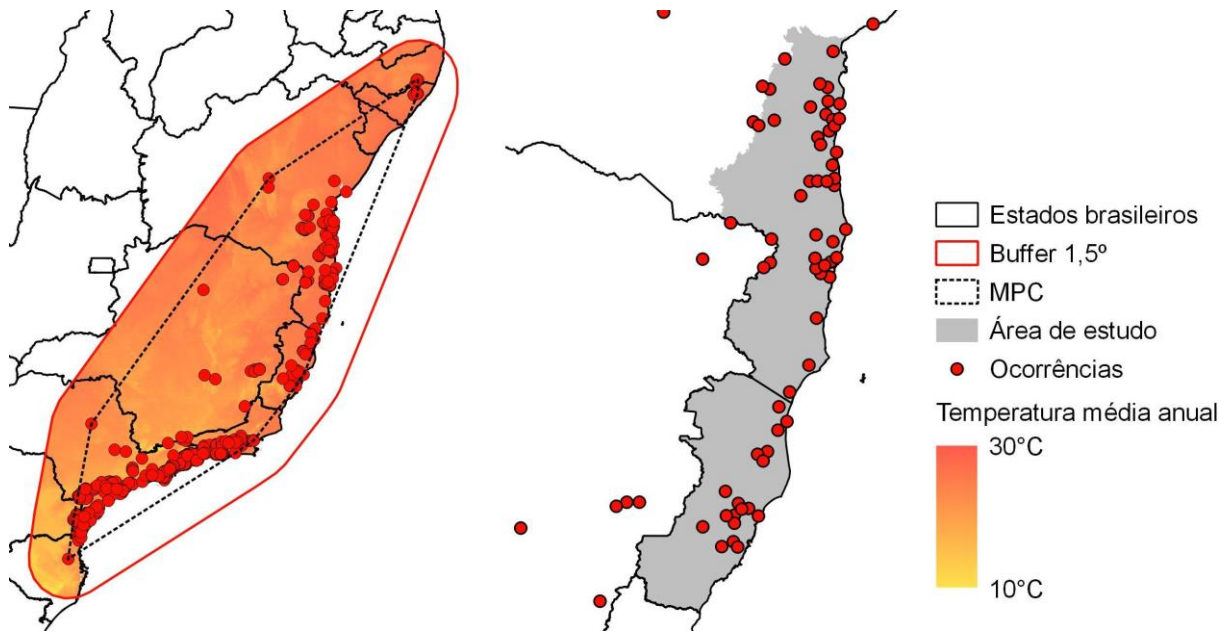
199 As variáveis bioclimáticas com resolução de 2,5 minutos de arco (~5 km² por pixel)
200 serão adquiridas da plataforma WorldClim para o cenário de referência (1970-2000), e para os
201 cenários futuros: 2050 (2041-2060) e 2070 (2061-2080). A resolução escolhida é comumente
202 usada na literatura (e.g. Bonfim et al., 2019; Gutiérrez et al., 2019; Lemes et al., 2020), além de
203 ser compatível com o número limitado de estações meteorológicas das quais as variáveis são
204 derivadas e maximizar o impacto do clima sobre a distribuição das espécies (Pearson and
205 Dawson, 2003). Calcularemos a média das 19 variáveis de oito modelos de circulação global
206 (GCMs) para dois *Shared Socio-economic Pathways (SSPs)*, SSP245 e SSP585. Testaremos a
207 correlação as variáveis bioclimáticas e selecionaremos uma entre aquelas altamente
208 correlacionadas ($r > 0,75$) através da função *select_vars* do pacote do R *ENMwizard* (Heming
209 et al., 2019).

210 O mapa de uso da terra mais recente disponível para o bioma Mata Atlântica contendo
211 as principais classes (e.g. floresta, agropecuária, etc) será adquirido da plataforma MapBiomas
212 (<https://mapbiomas.org/>) e cortado para a área de estudo. Em seguida, será transformado para
213 a mesma resolução das variáveis bioclimáticas.

214

215 **Modelos de distribuição de espécies**

216 Os modelos serão construídos usando o algoritmo MaxEnt (Phillips et al., 2006) cuja
217 performance é comparável ao uso de outros algoritmos em conjunto, além de ser indicado para
218 trabalhar apenas com dados de presença como é o caso deste estudo (Kaky et al., 2020; Elith et
219 al. 2006). A área de calibração será definida a partir de um buffer de 1,5° entorno do Mínimo
220 Polígono Convexo (MPC) de todos os pontos de ocorrência (Fig. 2; Anderson, 2012; Anderson
221 and Raza, 2010; Barve et al., 2011) através do pacote *ENMwizard* (Heming et al. 2019). Em
222 seguida, utilizaremos o pacote *ENMeval* (Muscarella et al., 2014) para otimizar os parâmetros
223 do MaxEnt, validar e avaliar a performance dos modelos. Para isso, serão consideradas todas
224 as combinações possíveis de cinco classes (linear, quadrática, produto, dobradiça e limiar) e
225 dez multiplicadores de regularização (variando de 0,5 a 5 com intervalo de 0,5; Muscarella et
226 al. 2014), resultando em 290 modelos por espécie. A validação e particionamento dos pontos
227 de ocorrência dos modelos será feita pelo método de blocos que é indicado para estudos que
228 necessitam de transferibilidade espacial e/ou temporal (Hijmans, 2012; Veloz, 2009). Para cada
229 espécie projetaremos o modelo com menor AIC (Warren and Seifert 2011) e AUC maior que
230 0,7 (Peterson et al., 2011) selecionado pelo pacote *ENMwizard* (Heming et al., 2019) para os
231 cenários de referência, 2050 e 2070, e para os *SSPs* 245 e 585, dentro da área de estudo. Por
232 fim, serão gerados os mapas binários de adequabilidade para cada espécie a partir de um limiar
233 que elimina 10% das áreas adequadas para minimizar erros de comissão e para recuperar faixas
234 de distribuição de espécies mais conservadoras (Liu et al., 2013).



235
 236 **Fig. 2:** Área de calibração formada pelo buffer de 1,5° entorno do MPC considerando todos os
 237 pontos de ocorrência da espécie *Drymophila squamata* (esquerda) e a área de projeção com os
 238 pontos após a correção do viés geográfico (direita).

239
 240 **Riqueza e composição de espécies**

241 Construiremos uma grade com células de mesma resolução das variáveis bioclimáticas
 242 e calcularemos a riqueza de espécies por célula a partir da sobreposição dos mapas binários de
 243 adequabilidade. Esses mesmos mapas serão agrupados de acordo com a classificação das aves.
 244 Dessa forma, para cada cenário climático, saberemos quantas e quais são as espécies de aves
 245 com potencial de ocorrência em cada célula.

246
 247 **Áreas prioritárias e áreas protegidas**

248 Construiremos mapas de calor para cada cenário climático a partir da sobreposição dos
 249 mapas binários de adequabilidade, atribuindo cores diferentes para cada grupo ecológico. Dessa
 250 forma, cores claras representarão áreas com baixa riqueza de espécies, enquanto cores escuras
 251 representarão áreas com alta riqueza. Áreas com sobreposição de cores escuras indicarão maior
 252 representatividade de dois ou mais grupos ecológicos. Em seguida, iremos sobrepor os mapas
 253 de calor e o mapa de uso da terra para definir (i) as áreas prioritárias para a conservação, quando
 254 as cores escuras coincidirem com áreas de alta cobertura florestal (>60%), e (ii) as áreas
 255 prioritárias para a restauração, quando as cores escuras coincidirem com áreas de baixa
 256 cobertura florestal (<60%). Dessa forma, buscamos maximizar a probabilidade de ocupação da
 257 maioria das espécies de aves (Morante-Filho et al., 2020).

258 Os dados referentes as unidades de conservação (UCs - proteção integral e uso
 259 sustentável) serão adquiridos da plataforma do Ministério do Meio Ambiente e sobrepostos aos
 260 mapas binários de adequabilidade para calcular a proporção de área climaticamente adequada
 261 dentro e fora das UCs para cada espécie. Espécies representadas em unidades de conservação,
 262 mas que apresentem adequabilidade inferior a metade de uma célula por UC serão assumidas
 263 como tendo proporção de área protegida igual a zero.

264
 265 **ANÁLISE DOS DADOS**

266 Construiremos modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição *poisson* para
 267 avaliar o efeito dos cenários climáticos, do uso da terra e do grupo ecológico (variáveis
 268 independentes) sobre a riqueza de espécies (variável dependente). Mudanças na composição de

269 espécies serão analisadas a partir de matrizes de presença e ausência de espécies por cenário
270 climático, seguida do cálculo do índice de Sorensen e de uma análise multivariada
271 permutacional de variância (PERMANOVA; Anderson and Walsh, 2013). A riqueza e a
272 composição de espécies serão utilizadas para realizar comparações entre as células da grande
273 por meio de *B-C plots*, onde B significa perda de espécies e C significa ganho de espécies
274 (Legendre, 2019). Tais gráficos representarão visualmente a importância relativa dos processos
275 de perda e ganho de biodiversidade entre locais ao longo do tempo (Legendre and Condit,
276 2019).

277

278 **IMPACTOS DO ESTUDO PARA A CONSERVAÇÃO**

279 A Mata Atlântica ainda sofre com o desmatamento mesmo sendo considerada
280 globalmente como uma área prioritária para a conservação. As aves são responsáveis por
281 serviços ecossistêmicos como a polinização e a dispersão de sementes, além de contribuir para
282 o controle biológico das populações de insetos de vida livre e reduzir o dano foliar provocado
283 por insetos herbívoros (aves insetívoras). Dessa forma, contribuem para o estabelecimento de
284 novas plântulas, colaboram com a heterogeneidade da vegetação e com a manutenção de
285 florestas. As aves podem ser consideradas como grupo modelo para avaliar os impactos das
286 mudanças climáticas e do uso da terra devido a sensibilidade a essas alterações. A soma desses
287 impactos pode desencadear processos de savanização da Mata Atlântica semelhante ao que já
288 é previsto para a Amazônia. Cenários climáticos futuros indicam uma redução de 52% na área
289 de distribuição de aves endêmicas da Mata Atlântica. Além disso, o uso de análises espaciais e
290 de modelos de distribuição de espécies são cada vez mais precisos e acessíveis, podendo ser
291 replicáveis a vários ecossistemas. Tais métodos fornecem alternativas pouco invasivas e mais
292 econômicas na obtenção de informações relevantes para o estudo da biodiversidade. Através
293 dos resultados deste estudo será possível definir quais as melhores áreas para a conservação
294 e/ou restauração dentro do corredor central da Mata Atlântica, uma das regiões mais biodiversas
295 do mundo, garantindo assim a sobrevivência da avifauna e dos serviços ecológicos prestados
296 por elas.

297

298 **REFERÊNCIAS**

- 299 Aiello-Lammens, M.E., Boria, R.A., Radosavljevic, A., Vilela, B., Anderson, R.P., 2015.
300 *spThin*: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in
301 ecological niche models. *Ecography* 38, 541–545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- 302 Anderson, R.P., 2012. Harnessing the world's biodiversity data: Promise and peril in ecological
303 niche modeling of species distributions. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1260, 66–80.
304 <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06440.x>
- 305 Anderson, R.P., Raza, A., 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of
306 species geographic distributions and estimates of niche evolution: Preliminary tests with
307 montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *J. Biogeogr.* 37, 1378–1393.
308 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02290.x>
- 309 Anderson, M.J., Walsh, D.C.I., 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the
310 face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecol. Monogr.*
311 83, 557–574. <https://doi.org/10.1890/12-2010.1>
- 312 Andrade-Díaz, M.S., Sarquis, J.A., Loiselle, B.A., Giraudo, A.R., Díaz-Gómez, J.M., 2019.
313 Expansion of the agricultural frontier in the largest South American Dry Forest:
314 Identifying priority conservation areas for snakes before everything is lost. *PLoS One*
315 14, e0221901. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221901>
- 316 Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., Peterson, A.T.,
317 Soberón, J., Villalobos, F., 2011. The crucial role of the accessible area in ecological
318 niche modeling and species distribution modeling. *Ecol. Modell.* 222, 1810–1819.

319 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>

320 Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F., 2012. Impacts of
321 climate change on the future of biodiversity. *Ecol. Lett.* 15, 365–377.
322 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>

323 Bonfim, F.C.G., Cordeiro, P.H.C., Peres, C.A., Canale, G.R., Bernardo, C.S.S., 2019.
324 Combining modeling tools to identify conservation priority areas: A case study of the
325 last large-bodied avian frugivore in the Atlantic Forest. *Glob. Ecol. Conserv.* 17,
326 e00426. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00426>

327 Bregman, T.P., Sekercioglu, C.H., Tobias, J.A., 2014. Global patterns and predictors of bird
328 species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and
329 conservation. *Biol. Conserv.* 169, 372–383.
330 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.024>

331 de Carvalho, D.L., Sousa-Neves, T., Cerqueira, P.V., Gonsioroski, G., Silva, S.M., Silva, D.P.,
332 Santos, M.P.D., 2017. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and
333 threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. *PLoS One* 12, e0171838.
334 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171838>

335 Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., et. al., 2006.
336 Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data.
337 *Ecography* 29, 129–151 <https://doi.org/10.1111/j.1432-1033.1987.tb13499.x>

338 Galetti, M., Guevara, R., Cortes, M.C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A.B., Labecca, F.,
339 Ribeiro, T., Carvalho, C.S., Collevatti, R.G., Pires, M.M., Guimaraes, P.R., Brancalion,
340 P.H., Ribeiro, M.C., Jordano, P., 2013. Functional Extinction of Birds Drives Rapid
341 Evolutionary Changes in Seed Size. *Science* 340, 1086–1090.
342 <https://doi.org/10.1126/science.1233774>

343 Gutiérrez, E.E., Heming, N.M., Penido, G., Dalponte, J.C., Lacerda, A.C.R., Moratelli, R.,
344 Bubadué, J. de M., da Silva, L.H., Wolf, M.M., Marinho-Filho, J., 2019. Climate change
345 and its potential impact on the conservation of the Hoary Fox, *Lycalopex vetulus*
346 (Mammalia: Canidae). *Mamm. Biol.* 98, 91–101.
347 <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.08.002>

348 Gutiérrez-Guerrero, Y.T., Ibarra-Laclette, E., Martínez del Río, C., Barrera-Redondo, J.,
349 Rebollar, E.A., Ortega, J., León-Paniagua, L., Urrutia, A., Aguirre-Planter, E., Eguiarte,
350 L.E., 2020. Genomic consequences of dietary diversification and parallel evolution due
351 to nectarivory in leaf-nosed bats. *Gigascience* 9, 1–14.
352 <https://doi.org/10.1093/gigascience/giaa059>

353 Heming, N.M., Dambros, C.S., Gutiérrez, E.E., 2019. ENMwizard: Advanced Techniques for
354 Ecological Niche Modeling Made Easy. <https://github.com/HemingNM/ENMwizard>

355 Hidas-Neto, J., Joner, D.C., Resende, F., Monteiro, L. de M., Faleiro, F.V., Loyola, R.D.,
356 Cianciaruso, M.V., 2019. Climate change will drive mammal species loss and biotic
357 homogenization in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Perspect. Ecol. Conserv.* 17, 57–
358 63. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.02.001>

359 Hijmans, R.J., 2012. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting
360 bias and calibration with a null model. *Ecology* 93, 679–688.
361 <https://doi.org/10.1890/11-0826.1>

362 Hoffmann, D., de Vasconcelos, M.F., Wilson Fernandes, G., 2020. The fate of endemic birds
363 of eastern Brazilian mountaintops in the face of climate change. *Perspect. Ecol.*
364 *Conserv.* 22, 101–119. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.005>

365 Kaky, E., Nolan, V., Alatawi, A., Gilbert, F., 2020. A comparison between Ensemble and
366 MaxEnt species distribution modelling approaches for conservation: A case study with
367 Egyptian medicinal plants. *Ecol. Inform.* 60, 101150.
368 <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101150>

369 Keppel, G., Van Niel, K.P., Wardell-Johnson, G.W., Yates, C.J., Byrne, M., Mucina, L., Schut,
370 A.G.T., Hopper, S.D., Franklin, S.E., 2012. Refugia: Identifying and understanding safe
371 havens for biodiversity under climate change. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 393–404.
372 <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x>

373 Legendre, P., 2019. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in
374 exceptional ways in space–time surveys. *Ecol. Evol.* 9, 3500–3514.
375 <https://doi.org/10.1002/ece3.4984>

376 Legendre, P., Condit, R., 2019. Spatial and temporal analysis of beta diversity in the Barro
377 Colorado Island forest dynamics plot, Panama. *For. Ecosyst.* 6, 7.
378 <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0164-4>

379 Lemes, L., de Andrade, A.F.A., Loyola, R., 2020. Spatial priorities for agricultural development
380 in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? *Biodivers. Conserv.*
381 29, 1683–1700. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01719-6>

382 Liu, C., White, M., Newell, G., 2013. Selecting thresholds for the prediction of species
383 occurrence with presence-only data. *J. Biogeogr.* 40, 778–789.
384 <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>

385 Matuoka, M.A., Benchimol, M., Morante-Filho, J.C., 2020. Tropical forest loss drives
386 divergent patterns in functional diversity of forest and non-forest birds. *Biotropica.*
387 <https://doi.org/10.1111/btp.12795>

388 Moraes, K.F. De, Pérsio, M., Santos, D., Gonçalves, G.S.R., Oliveira, G.L. De, Gomes, L.B.,
389 Lima, M.G.M., Ecologia, P.D.P., Federal, U., 2020. Climate change and bird extinctions
390 in the Amazon. *PLoS One* 15, 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236103>

391 Morante-Filho, J.C., Arroyo-Rodríguez, V., Lohbeck, M., Tschardtke, T., Faria, D., 2016.
392 Tropical forest loss and its multitrophic effects on insect herbivory. *Ecology* 97, 3315–
393 3325. <https://doi.org/10.1002/ecy.1592>

394 Morante-Filho, J.C., Benchimol, M., Faria, D., 2020. Landscape composition is the strongest
395 determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. *Landsc. Ecol.* 6.
396 <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01121-6>

397 Morante-Filho, J.C., Faria, D., Mariano-Neto, E., Rhodes, J., 2015. Birds in anthropogenic
398 landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic
399 forest. *PLoS One* 10, 1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923>

400 Muscarella, R., Galante, P.J., Soley-Guardia, M., Boria, R.A., Kass, J.M., Uriarte, M.,
401 Anderson, R.P., 2014. ENMeval: An R package for conducting spatially independent
402 evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche
403 models. *Methods Ecol. Evol.* 5, 1198–1205. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12261>

404 Myers, N., Mittermeyer, R. a, Mittermeyer, C.G., da Fonseca, G. a B., Kent, J., 2000.
405 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.

406 Newbold, T., Scharlemann, J.P.W., Butchart, S.H.M., Şekercioğlu, Ç.H., Alkemade, R., Booth,
407 H., Purves, D.W., 2013. Ecological traits affect the response of tropical forest bird
408 species to land-use intensity. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 280.
409 <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2131>

410 Palacio, R.D., Kattan, G.H., Pimm, S.L., 2020. Bird extirpations and community dynamics in
411 an Andean cloud forest over 100 years of land-use change. *Conserv. Biol.* 34, 677–687.
412 <https://doi.org/10.1111/cobi.13423>

413 Pardini, R., Faria, D., Accacio, G.M., Laps, R.R., Mariano-Neto, E., Paciencia, M.L.B., Dixo,
414 M., Baumgarten, J., 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A
415 multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-
416 forestry mosaic in southern Bahia. *Biol. Conserv.* 142, 1178–1190.
417 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.010>

418 Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution

419 of species: are bioclimate envelope models useful? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 12, 361–371.
420 <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>

421 Pereira Gomes, J., Bet Stedille, L.I., de Freitas Milani, J.E., Montibeller-Silva, K., Mantovani,
422 A., Lopes da Costa Bortoluzzi, R., 2020. Beta diversity as an indicator of priority areas
423 for Myrtaceae assemblage conservation in Subtropical Araucaria Forest. *Biodivers.*
424 *Conserv.* 29, 1361–1379. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01940-8>

425 Peterson, A., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M.,
426 Araújo, M., 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton, N.J:
427 Princeton University Press.

428 Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species
429 geographic distributions. *Ecol. Modell.* 190, 231–259.
430 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

431 Prieto-Torres, D.A., Lira-Noriega, A., Navarro-Sigüenza, A.G., 2020. Climate change
432 promotes species loss and uneven modification of richness patterns in the avifauna
433 associated to Neotropical seasonally dry forests. *Perspect. Ecol. Conserv.* 18, 19–30.
434 <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.01.002>

435 Salazar, L.F., Nobre, C.A., Oyama, M.D., 2007. Climate change consequences on the biome
436 distribution in tropical South America. *Geophys. Res. Lett.* 34, 2–7.
437 <https://doi.org/10.1029/2007GL029695>

438 Scarano, F.R., Ceotto, P., 2015. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation
439 to climate change. *Biodivers. Conserv.* 24, 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>

440

441 Sekercioglu, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.*
442 21, 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>

443 Sekercioglu, C.H., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 2004. Ecosystem consequences of bird declines.
444 *Proc. Natl. Acad. Sci.* 101, 18042–18047. <https://doi.org/10.1073/pnas.0408049101>

445 Selwyn, M., Garrote, P.J., Castilla, A.R., Fedriani, J.M., 2020. Interspecific interactions among
446 functionally diverse frugivores and their outcomes for plant reproduction: A new
447 approach based on camera-trap data and tailored null models. *PLoS One* 15, e0240614.
448 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240614>

449 Socolar, J.B., Wilcove, D.S., 2019. Forest-type specialization strongly predicts avian responses
450 to tropical agriculture. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 286, 20191724.
451 <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1724>

452 SOS Mata Atlântica/INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020. Atlas dos
453 remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2018 a 2019. Retrieved from
454 www.sosma.org.br

455 Thomas, W.W., De Carvalho, A.M.V., Amorim, A.M.A., Garrison, J., Arbeláez, A.L., 1998.
456 Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 7, 311–
457 322. <https://doi.org/10.1023/A:1008825627656>

458 Traveset, A., Tur, C., Eguíluz, V.M., 2017. Plant survival and keystone pollinator species in
459 stochastic coextinction models: Role of intrinsic dependence on animal-pollination. *Sci.*
460 *Rep.* 7, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07037-7>

461 Vale, M.M., Souza, T. V., Alves, M.A.S., Crouzeilles, R., 2018. Planning protected areas
462 network that are relevant today and under future climate change is possible: the case of
463 Atlantic Forest endemic birds. *PeerJ* 6, e4689. <https://doi.org/10.7717/peerj.4689>

464 Veloz, S.D., 2009. Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for
465 presence-only niche models. *J. Biogeogr.* 36, 2290–2299.
466 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02174.x>

467 Verhagen, W., Kukkala, A.S., Moilanen, A., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H., 2017. Use
468 of demand for and spatial flow of ecosystem services to identify priority areas. *Conserv.*

469 Biol. 31, 860–871. <https://doi.org/10.1111/cobi.12872>
470 Warren, D.L., Seifert, S.N., 2011. Ecological niche modeling in Maxent: The importance of
471 model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol. Appl.* 21, 335–
472 342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>
473 Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M.M., Jetz, W., 2014.
474 EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world’s birds and mammals.
475 *Ecology* 95, 2027–2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
476 Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A., Elith, J., Dudík,
477 M., Ferrier, S., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Lohmann, L., Loiselle,
478 B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.C., Phillips,
479 S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S.E.,
480 Zimmermann, N.E., 2008. Effects of sample size on the performance of species
481 distribution models. *Divers. Distrib.* 14, 763–773. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>
482