



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**MARIANA EIKO MENDES**

**A IMPORTÂNCIA DAS PAISAGENS REFÚGIO NA PREVENÇÃO DE  
EXTINÇÕES DE ESPÉCIES ENDÊMICAS**

**Santo André – SP**

**2020**

**MARIANA EIKO MENDES**

**A IMPORTÂNCIA DAS PAISAGENS REFÚGIO NA PREVENÇÃO DE  
EXTINÇÕES DE ESPÉCIES ENDÊMICAS**

Dissertação desenvolvida e apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal do ABC como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Professor Dr. Leandro Reverberi Tambosi.

Coorientadora: Professora Dra. Marinez Ferreira de Siqueira.

**Santo André**

**2020**

Mendes, Mariana Eiko

A IMPORTÂNCIA DAS PAISAGENS REFÚGIO NA  
PREVENÇÃO DE EXTINÇÕES DE ESPÉCIES ENDÊMICAS /  
Mariana Eiko Mendes. — 2020.

68 fls. : il.

Orientador: Leandro Reverberi Tambosi

Coorientadora: Marinez Ferreira de Siqueira

Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do ABC,  
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia  
Ambiental, Santo André, 2020.

1. Espécies ameaçadas. 2. Disponibilidade de habitat. 3.  
Distribuição potencial. 4. Modelagem de nicho. 5. Paisagem  
Refúgio. I. Tambosi, Leandro Reverberi. II. de Siqueira,  
Marinez Ferreira. III. Programa de Pós-Graduação em Ciência  
e Tecnologia Ambiental, 2020. IV. Título.

**O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de  
Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001**

Dedico às todas as mulheres que enfrentam suas lutas  
diárias e as fazem uma busca constante pela ciência,  
pelo conhecimento e pela conservação

***What you do makes a difference, and you have to decide  
what kind of difference you want to make***

*O que você faz, faz a diferença e você precisa decidir  
que tipo de diferença você quer fazer*

**Dra. Jane Goodall**

## Resumo

A Mata Atlântica é um dos principais centros de biodiversidade do mundo, com grandes números de espécies endêmicas, e também um dos mais ameaçados pela perda de habitat. Estudos recentes identificaram, para a Mata Atlântica, um limiar de 33% de cobertura florestal, abaixo do qual ocorre perda considerável de espécies de aves dependentes de habitat florestal. Apesar do histórico de perda de habitat, poucas extinções foram confirmadas no bioma. O presente trabalho analisou a disponibilidade de habitat florestal nas áreas de distribuição potencial atual de 131 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica dependentes de floresta. Para isso foi realizada a modelagem de distribuição potencial dessas espécies e, a partir desses modelos, as coberturas florestais para os anos de 1987, 1997, 2007 e 2017 foram calculadas. A disponibilidade de habitat florestal numa área de 800m de raio no entorno de cada pixel do modelo, considerando o limiar de extinção para aves, foi calculada para esse período e, considerando-se a série histórica, foi possível avaliar a evolução dessas áreas, chamadas aqui de Paisagens Refúgio. Ainda, foi considerada a classificação do risco de extinção (IUCN) dessas espécies. O bioma Mata Atlântica apresenta 28% de paisagens refúgio e todas as espécies apresentam ao menos parte de suas distribuições cobertas por essas áreas. Quando analisados os valores de floresta dentro das áreas de distribuição potencial, percebe-se que valores brutos de cobertura florestal são superestimados, se considerarmos todas as florestas como habitat, sendo que as espécies que apresentam menos florestas dentro das paisagens refúgio são as mais superestimadas. Não há diferenças significativas na cobertura por paisagens refúgio entre as espécies mais ameaçadas e as menos ameaçadas de extinção. O balanço entre desmatamento e regeneração ao longo do bioma demonstra uma maior perda de florestas dentro de paisagens refúgio e a troca de florestas antigas por florestas novas pode representar uma ameaça às espécies, além da perda líquida de refúgios em si. Os resultados indicam regiões de refúgio para espécies de aves endêmicas de Mata Atlântica e também ressaltam a importância de incorporar características da paisagem em medidas de conservação, independente do grau de ameaça das espécies, a fim de reduzir os impactos da perda de habitat na biodiversidade do bioma.

**Palavras-chave:** espécies ameaçadas; disponibilidade de habitat; distribuição potencial; modelagem de nicho.

## Abstract

The Atlantic Forest is one of the world's most important biodiversity hotspot, with a high number of endemic species seriously threatened by habitat loss. Recent studies suggest the existence of a threshold, around 33% of forest cover, associated with the integrity of birds communities and with the presence of specialist species in the Atlantic Forest. Below this threshold, the number of forest dependent species decreases considerably. Despite the history of habitat loss, few extinctions have been confirmed in the biome. For this reason, this study assessed the habitat availability in the current potential distribution of forest dweller for 131 endemic bird species in the Atlantic Forest. To conduct the study, species potential distribution models and landscape analysis were made to evaluate the current habitat availability for Atlantic Forest endemic bird species for the years of 1987, 1997, 2007 and 2017. Furthermore, for each model an 800 meters radius was calculated around each pixel, always considering the 33% birds-threshold and, considering the historical series, it was possible to evaluate the evolution of these areas, named here as Refuge Landscapes. Also, the risk of extinction (IUCN) of these species was considered. The Atlantic Forest presents 28% of refuge landscapes and all species present at least part of their distributions covered by these areas, with no significant differences between the categories of risk of extinction, which may indicate that species classified as low risk have its risk underestimated, since part of its forest cover is below the threshold. When analyzing the forest values within the areas of potential distribution, it is clear that gross values of forest cover are overestimated, if we consider all forests as habitat, with the species that have the least forests within the refuge landscape being the most overestimated. The balance between deforestation and regeneration throughout the biome indicates a greater loss of forests within refuge landscapes and the exchange of old forests for new ones may pose a threat to species, besides the net loss of refuges themselves. The results indicate regions of refuge for endemic bird species in the Atlantic Forest and also underscore the importance of incorporating landscape characteristics into conservation measures, regardless of the degree of threat of the species, in order to reduce the impacts of habitat loss on the biodiversity of the biome.

**Keywords:** threatened species; habitat availability; potential distribution; niche modelling.



## Sumário

<b>1. Introdução</b> .....	10
1.1 Objetivos.....	12
<b>2. Material e Métodos</b> .....	13
2.1 Área de estudo .....	13
2.2 Seleção de espécies e modelagem de nicho .....	13
2.3 Análise de dados - disponibilidade de habitat florestal .....	16
<b>3. Resultados</b> .....	20
3.1 Situação atual e histórico da Mata Atlântica.....	20
3.2 Situação das espécies de aves .....	22
<b>4. Discussão</b> .....	32
<b>5. Conclusão</b> .....	37
Referências Bibliográficas.....	38
APÊNDICE A .....	46
APÊNDICE B.....	47

## 1. Introdução

Ao redor do globo existem lugares com alta biodiversidade e elevados graus de ameaças, classificados como *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2011). Um desses *hotspots* é a Mata Atlântica (Myers *et al.*, 2000; Metzger, 2009; Mittermeier *et al.*, 2011), localizada praticamente em toda a extensão da costa brasileira (Fundação Sos Mata Atlântica e INPE, 2017), com cerca de 598 espécies de fauna sob algum grau de ameaça (Icmbio, 2016). Devido à sua localização estratégica para o desenvolvimento do país desde a época da colonização, seu histórico de uso e ocupação acarretaram grandes modificações em sua cobertura e configuração originais, restando atualmente cerca de 28% de sua cobertura florestal (Rezende *et al.*, 2018) distribuídos em fragmentos pequenos e isolados (Mittermeier *et al.*, 2005; Metzger, 2009; Teixeira *et al.*, 2009; Rezende *et al.*, 2018).

Tal situação é ainda mais preocupante quando juntos são analisados números de espécies endêmicas. Apenas na Mata Atlântica, existe cerca de 560 espécies endêmicas de vertebrados, o que representaria 2% da diversidade desse grupo no planeta (Myers *et al.*, 2000). Existem por volta de 891 espécies de aves no bioma, sendo que destas, 500 espécies ocorrem preferencialmente em habitat florestal. Ainda, do total, 213 são endêmicas e 147 listadas em algum grau de ameaça (Moreira-Lima, 2013).

De acordo com Banks-Leite *et al.* (2014) a comunidade de aves da Mata Atlântica apresenta pouca alteração nas fases iniciais de perda de habitat, até um limiar de 33% de cobertura florestal na paisagem. A partir de valores de cobertura florestal abaixo deste limiar, uma grande porcentagem de espécies especialistas, dependentes de hábitat florestal, começam a desaparecer da paisagem (Martensen *et al.*, 2012), dando lugar a espécies adaptadas à habitats perturbados ou às fisionomias mais abertas (Banks-Leite *et al.*, 2014). As espécies podem ser afetadas de diferentes maneiras por alterações na paisagem, dependendo do seu grau de especialização (Vidal *et al.*, 2019), sendo que algumas espécies apresentam reações mais rápidas às mudanças ambientais e desaparecem da paisagem imediatamente após um distúrbio, enquanto outras podem levar mais tempo para desaparecer. O atraso entre a perda de habitat e a extinção de espécies pode se estender por algumas gerações e é chamado de débito de extinção (Tilman *et al.*, 1994; Kuussaari *et al.*, 2009; Krauss *et al.*, 2010).

Essa dinâmica poderia ser uma das razões para não termos um número elevado de extinções confirmadas na Mata Atlântica, no entanto, ela ainda não é totalmente compreendida e nem considerada em muitos estudos (Lira *et al.*, 2019).

Apesar de algumas espécies terem suas distribuições associadas às condições passadas da paisagem (Metzger *et al.*, 2009), o débito de extinção parece não ser o único responsável pelas baixas taxas de extinções nesse bioma, uma vez que a Mata Atlântica apresenta um histórico de desmatamento de vários séculos (Mittermeier *et al.*, 2005; Victor *et al.*, 2005). Alguns estudos sugerem que em algumas regiões talvez não haja um débito de extinção para alguns grupos de vertebrados (Metzger *et al.*, 2009; Lira *et al.*, 2012a). Além da perda de habitat, outras influências antropogênicas também são relacionadas ao processo de extinção como a caça, a sobre-exploração, o tráfico ilegal de espécies e a presença de espécies invasoras (Brook *et al.*, 2008; Dirzo *et al.*, 2014). Considerando-se os diferentes fatores de degradação, entre eles a perda de habitat da Mata Atlântica, um dos principais *drivers* de perda de biodiversidade (Banks-Leite *et al.*, 2014; Pardini *et al.*, 2017; Püttker *et al.*, 2020), e o limiar de perda de espécies supracitados, o número de extinções de espécies de vertebrados confirmadas para o bioma deveria ser muito mais alto do que o registrado até então.

Mesmo com alta porcentagem de perda de habitat, ainda existem alguns fragmentos florestais extensos, distribuídos por diferentes regiões biogeográficas do bioma e em muitos casos protegidos sob a legislação na forma de unidades de conservação. Embora os remanescentes florestais com mais de 100 hectares representem apenas 8,5% da extensão do bioma (Fundação SOS Mata Atlântica, 2016), eles, conjuntamente com fragmentos menores presentes em paisagens de alta cobertura florestal, podem atuar como importantes áreas de persistência de espécies, evitando elevadas taxas de extinções no bioma (Martensen *et al.*, 2012; Uezu e Metzger, 2016). Estudos recentes concluíram que espécies dependentes de habitat florestal estão mais propensas às ameaças quando são encontradas em habitats menos impactados, porém com recentes perdas de florestas (Betts *et al.*, 2017; Betts *et al.*, 2019). Considerando-se esse cenário e a conformação atual da Mata Atlântica, os fragmentos maiores ou as regiões que constituem paisagens com maior porcentagem de vegetação remanescente merecem investigação quanto ao seu papel

como possíveis refúgios para a conservação das espécies (Uezu e Metzger, 2016; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020).

O presente trabalho utilizou uma abordagem baseada na modelagem de distribuição potencial de espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica e análises espaciais para avaliar a disponibilidade de habitat florestal atual e o histórico dos últimos 30 anos. De tal modo, procurou-se identificar a presença de possíveis refúgios para todas as espécies, explicando assim a ausência de um grande número de extinções de espécies no bioma Mata Atlântica, apesar do limiar de extinção para aves (Banks-Leite *et al.*, 2014) já ter sido ultrapassado. Entender como aspectos da paisagem podem influenciar na persistência das espécies é fundamental em virtude da contínua perda de habitat em florestas tropicais (Crouzeilles *et al.*, 2014; Betts *et al.*, 2019; Püttker *et al.*, 2020). Incluir a perspectiva de limiares de extinção pode auxiliar no planejamento das paisagens (Banks-Leite *et al.*, 2014; Tambosi *et al.*, 2014; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020) visando, inclusive, evitar que possíveis débitos de extinção sejam pagos (Metzger *et al.*, 2009; Lira *et al.*, 2012a; Uezu e Metzger, 2016) e dessa forma garantir a persistências das espécies no bioma.

## **1.1 Objetivos**

Avaliar a disponibilidade de habitat florestal, do bioma Mata Atlântica e nas áreas de distribuição potencial de espécies de aves endêmicas dependentes de habitat florestal.

### Objetivos específicos

- 1.1.1 Estimar a porcentagem de habitat remanescente nas áreas de distribuição potencial das espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica.

Resultado esperado 1.1.1.: todas as espécies endêmicas dependentes de habitat florestal apresentarão ao menos parte de sua distribuição potencial coberta por paisagens refúgio, ou seja, paisagens com cobertura florestal acima do limiar de extinção.

- 1.1.2 Avaliar a disponibilidade de habitat para as espécies nas diferentes classes de ameaça a extinção.

Resultado esperado 1.1.2: as espécies com maiores graus de ameaça apresentarão distribuição potencial com menores coberturas por paisagens refúgio e por florestas em paisagens refúgio.

## **2. Material e Métodos**

### 2.1 Área de estudo

O bioma Mata Atlântica se estende pela costa litorânea do Brasil, ocorrendo em 17 estados, num total de 1.309.736 quilômetros quadrados (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2020). Atualmente a Mata Atlântica conta com apenas 28% de sua área com cobertura florestal (Rezende *et al.*, 2018), e abriga mais de 60% da população brasileira (Scarano e Ceotto, 2015). Neste trabalho foram considerados os limites do bioma disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2004).

Devido a sua grande extensão, o bioma Mata Atlântica abarca diferentes condições ambientais, com altitude variando desde o nível do mar a mais de 1400 metros, os níveis pluviométricos variam anualmente em torno de 1000 a 3100 milímetros e as temperaturas médias variam geralmente entre 15 e 25°C (Alvares *et al.*, 2013). Essa variedade de cenários possibilita que esse bioma abrigue diferentes fitofisionomias, assim como uma alta diversidade de espécies. Estimativas no número de espécies de fauna e flora sugerem que a Mata Atlântica abriga em torno de 1 a 8% do total de espécies do planeta (Da Silva e Casteleti, 2003; Metzger, 2009), com cerca de 1300 espécies de vertebrados e 20.000 espécies vegetais (Myers *et al.*, 2000), isso sem contar espécies de invertebrados e outras ainda não descritas. Tais características tornam a Mata Atlântica internacionalmente reconhecida como um importante centro de biodiversidade, com uma alta concentração de espécies endêmicas (Myers *et al.*, 2000; Metzger, 2009).

### 2.2 Seleção de espécies e modelagem de nicho

No presente trabalho foram analisadas apenas espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica e dependentes de habitat florestal (Moreira-Lima, 2013; Hasui *et al.*, 2018). Estas espécies são mais sensíveis à perda de habitat florestal devido ao

desmatamento e fragmentação (Uezu e Metzger, 2011; Püttker *et al.*, 2020) e também a possíveis deslocamentos da distribuição potencial em função das mudanças climáticas (Loiselle *et al.*, 2010). A seleção das espécies estudadas no presente trabalho se deu por meio das listas de espécies endêmicas disponibilizadas pela dissertação de Moreira-Lima (2013) e pelo trabalho de Hasui *et al.* (2018), padronizando a nomenclatura das espécies por meio da lista *IOC World Bird List Version 8.2*, totalizando 229 espécies endêmicas.

Todas as espécies foram classificadas segundo as categorias de risco de extinção de acordo com a lista de espécies ameaçadas (*Red list*) da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2018).

A determinação da distribuição potencial das espécies de aves da Mata Atlântica foi feita por meio de modelagem preditiva de distribuição potencial de espécies baseada no conceito de nicho ecológico. Esta modelagem utilizou os registros de ocorrências das espécies disponíveis na base de dados GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*) e no trabalho de Hasui *et al.* (2018). Os dados climáticos para construção dos modelos de nicho foram obtidos da plataforma *Chelsa (Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas)* (Karger *et al.*, 2017), com resolução de aproximadamente 1 quilômetro, sendo 19 variáveis bioclimáticas no total: temperatura média anual do ar (bio1), faixa média de temperatura diurna do ar (bio2), isotermalidade (bio3), sazonalidade de temperatura (bio4), temperatura média do ar máxima diária do mês mais quente (bio5), temperatura média diária mínima do ar do mês mais frio (bio6), faixa anual de temperatura do ar (bio7), médias diárias das temperaturas médias do ar do trimestre mais úmido (bio8), média das temperaturas médias diárias do ar do trimestre mais seco (bio9), média das temperaturas médias diárias do ar do trimestre mais quente (bio10), média diária das temperaturas médias do ar do trimestre mais frio (bio11), quantidade de precipitação anual (bio12), quantidade de precipitação do mês mais chuvoso (bio13), quantidade de precipitação do mês mais seco (bio14), sazonalidade de precipitação (bio15), quantidade média de precipitação mensal do trimestre mais chuvoso (bio16), quantidade média de precipitação mensal do trimestre mais seco (bio17), quantidade média de precipitação mensal do trimestre mais quente (bio18) e quantidade média de precipitação mensal do trimestre mais frio (bio19). As variáveis bioclimáticas foram reamostrados para a

escala de 5km, a fim de reduzir a incorporação de erros de localização das ocorrências de espécies no processo de modelagem. Os *rasters* foram recortados de acordo com os limites da Mata Atlântica (IBGE, 2004), adicionados de um buffer de 100 quilômetros, garantindo que apenas essa área fosse processada para a elaboração dos modelos de distribuição potencial.

Após essa etapa, foi realizada uma PCA (*Principal Component Analysis*) utilizando-se as 19 variáveis bioclimáticas citadas acima, de modo a reduzir problemas de correlação entre elas. Em seguida, para realizar a modelagem de distribuição potencial, foram utilizados os eixos da PCA capazes de explicar mais que 95% da variação dos dados ambientais (Zwiener *et al.*, 2018).

Utilizando o pacote ModleR (Sánchez-Tapia *et al.*, 2020), o processo de modelagem potencial das espécies selecionadas para esse trabalho foi feito por meio do programa R. Os algoritmos utilizados foram o *Maxent*, *Random Forest* e *SVMk* (Strassburg *et al.*, 2019). Os dados de ocorrência duplicados, que estavam em um mesmo pixel ou que estavam fora da área da Mata Atlântica e do buffer de 100 km foram desconsiderados. Apenas espécies com no mínimo 15 pontos de ocorrência foram modeladas, resultando assim numa lista de 208 espécies a partir da lista inicial de 229. Depois de realizar essa etapa de limpeza dos dados, a modelagem foi feita, sendo então realizadas três rodadas (duas de treinamento e uma de teste) por espécie. Para cada rodada realizada, três partições foram feitas, utilizando-se o método de *K-fold crossvalidation* (Giannini *et al.*, 2012).

Os modelos resultantes das diferentes partições e dos diferentes algoritmos foram utilizados para compor o modelo *ensemble*, desde que possuíssem os valores de *True Skill Statistics* (TSS) acima de 0.7 (Lima, 2016; Sánchez-Tapia *et al.*, 2017; Strassburg *et al.*, 2019). Os modelos *ensembles* binários gerados (modelos com valores de 0 para áreas não potenciais e valores de 1 para áreas potenciais de ocorrência), assim como os modelos contínuos de adequabilidade de habitat, foram utilizados nas análises de paisagem do presente trabalho. Ainda foi feita uma análise visual de cada modelo. Considerando os critérios de avaliação dos modelos supracitados, foram selecionados 156 modelos, sendo que destes, 119 puderam ser utilizados sem nenhum tipo de edição quanto à área de distribuição potencial correspondente para o presente. Das 37 espécies restantes, 12 apresentaram áreas de seus modelos de

distribuição potencial em biorregiões distantes da localização dos pontos de ocorrência utilizados para a confecção dos modelos, demonstrando uma superestimativa de área. Essas 12 espécies tiveram seus modelos ajustados e limitados apenas para as biorregiões da Mata Atlântica, segundo divisão de Da Silva e Casteleti (2003) (Figura A1 – Apêndice A), que possuíam os pontos de ocorrência, reduzindo assim as superestimativas na extensão da distribuição potencial muito além das biorregiões em que a espécie foi detectada. As demais espécies também apresentaram claras superestimativas de áreas em seus modelos, no entanto, o recorte utilizando-se as biorregiões não resolveria esse problema, de modo que tais espécies foram rejeitadas.

### 2.3 Análise de dados - disponibilidade de habitat florestal

Os dados sobre cobertura florestal foram obtidos por meio da coleção 4.0 disponível na plataforma MapBiomass, sendo usados os mapas dos anos de 1987, 1997, 2007 e 2017, com resolução de 30 metros. Os mapeamentos foram reclassificados em duas classes: floresta (classes de fisionomias florestais nativas) e não floresta (demais classes). Para garantir um cálculo mais acurado de cobertura florestal dentro das distribuições potenciais de cada espécie, os modelos de distribuição potencial foram reamostrados para a mesma resolução dos mapas de cobertura florestal (30 metros).

Para estimar a quantidade de cobertura florestal disponível para cada espécie, a distribuição potencial de cada espécie de ave foi cruzada com o mapa de cobertura florestal do ano de 2017. O mesmo procedimento foi feito com o mapa de cobertura florestal de 1987, 1997 e 2007 permitindo-se, assim, avaliar o histórico de cobertura florestal e a variação dentro da distribuição potencial de cada espécie no período de 30 anos.

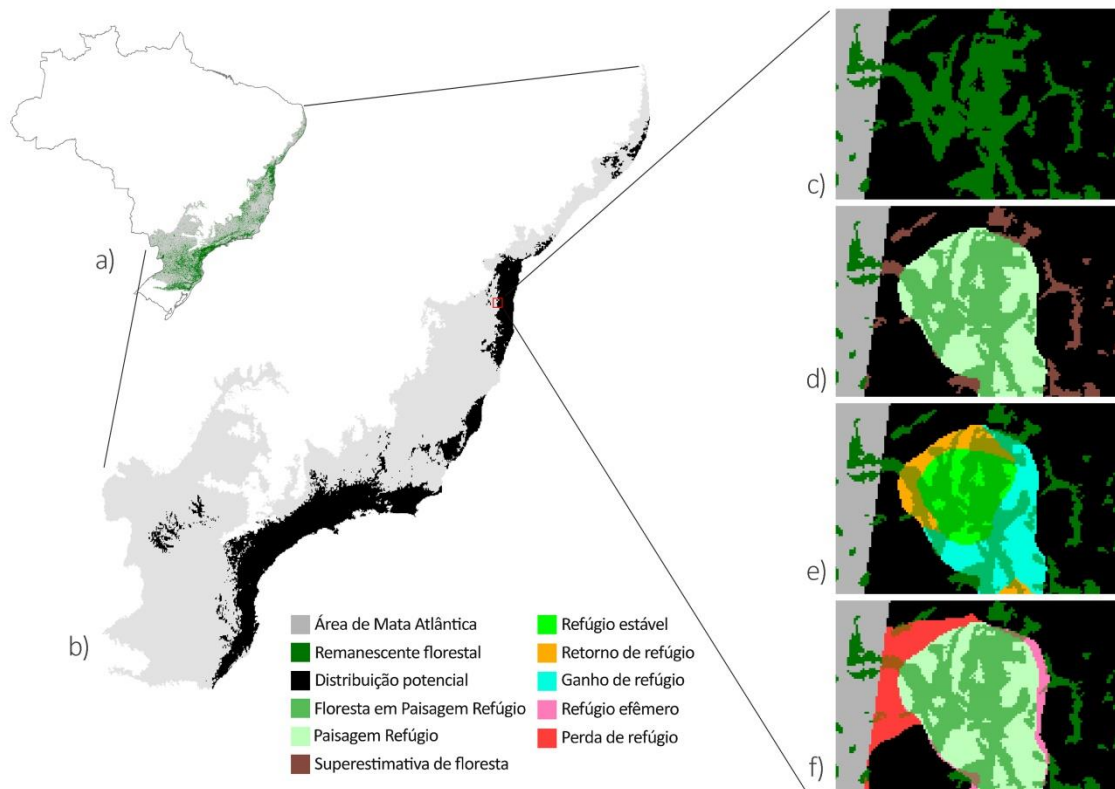
A capacidade de dispersão e o requerimento de área de cada espécie podem variar (Jackson e Fahrig, 2012), sendo que para aves da Mata Atlântica, a quantidade de floresta no entorno dos fragmentos considerada relevante encontra-se em um raio de cerca de 800 metros, no mínimo, e cerca de 3.000 metros no máximo (Boscolo e Metzger, 2009; Banks-Leite *et al.*, 2012; Banks-Leite *et al.*, 2014). Dessa maneira, foi utilizado o raio de 800 metros, considerado adequado para avaliar o efeito da



cobertura florestal sobre a comunidade de aves da Mata Atlântica (Banks-Leite *et al.*, 2014), para calcular a quantidade de habitat disponível usando uma abordagem de *Moving Window*, a qual consiste em estimar pixel a pixel a porcentagem de cobertura florestal na paisagem representada pelo raio em seu entorno.

Os resultados da ferramenta *Moving Window* foram reclassificados de acordo com o limiar de extinção para aves de 33% de cobertura florestal (Banks-Leite *et al.*, 2014). Com isso, paisagens acima de 33% de cobertura apresentam cobertura florestal suficiente para manter comunidades íntegras, podendo ter o papel de potenciais refúgios para espécies, sendo classificadas nesse trabalho como **Paisagens Refúgios**. Os fragmentos de floresta localizados em paisagens com cobertura florestal inferior a 33% podem não suportar comunidades íntegras de aves na Mata Atlântica, podendo ser inadequados para a persistência de espécies em longo prazo. Dessa forma, foram estimadas as porcentagens da distribuição de cada espécie coberta por Paisagens Refúgio e também as porcentagens de floresta dentro destas Paisagens Refúgio. Essa porcentagem de floresta dentro de Paisagens Refúgio foi considerada como sendo a quantidade de habitat disponível para cada espécie em paisagens refúgio. Esses cálculos foram realizados para todos os anos considerados, possibilitando-se dessa maneira uma avaliação histórica das paisagens refúgio. Com esses valores de floresta em paisagens refúgio foi possível calcular a superestimativa de habitat para cada espécie. Foi considerada superestimativa de habitat as áreas com cobertura florestal dentro da distribuição potencial das espécies, porém localizadas fora das paisagens refúgio (paisagens com menos de 33% de cobertura florestal), por se tratarem de áreas de floresta em paisagens não adequadas para manutenção de comunidades íntegras de aves dependentes de floresta (Figura 1).

As categorias de risco de extinção das espécies, classificadas segundo a IUCN, foram comparadas entre si, para verificar se existe diferença entre os valores de porcentagem da distribuição coberta por paisagens refúgio e por florestas em paisagens refúgio. Para isso foram realizadas comparações par a par utilizando a técnica de reamostragem (Crowley, 1992), com 2000 simulações, sendo excluídas as comparações com a categoria CR, já que só há três espécies assim classificadas.



**Figura 1.** a) Mapa do Brasil, dando destaque para área do bioma Mata Atlântica, remanescentes florestais; b) Área da distribuição potencial de uma espécie de ave endêmica de Mata Atlântica (*Brotogeris tirica*); c) zoom esquemático com o mapeamento da Mata Atlântica com as classes floresta e não-floresta; d) zoom esquemático mostrando áreas de Paisagem Refúgio (área da distribuição com cobertura acima do limiar de 33%), áreas de Floresta Dentro das Paisagens Refúgio e áreas de Superestimativa de Floresta (remanescentes de Mata Atlântica dentro da área de distribuição potencial, porém em paisagens com cobertura florestal abaixo de 33%); e) classificação da Paisagem Refúgio de acordo com o histórico de 30 anos avaliado, mostrando áreas de Retorno de Refúgio (áreas classificadas como refúgio em 1987, deixaram de ser por um período de tempo e voltaram a ser classificadas assim em 2017), áreas de Refúgio Estável (classificada do mesmo modo de 1987) e áreas de Ganho de Refúgio (áreas que se tornaram refúgio ao longo dos 30 anos); f) zoom esquemático mostrando áreas que deixaram de ser paisagens refúgio, classificadas como Perda de Refúgio e áreas classificadas como Refúgio Efêmero (áreas que se tornaram paisagens refúgio por pouco período de tempo nos 30 anos avaliados).

A avaliação do histórico de cobertura considerando-se a série temporal, permitiu a classificação das áreas de refúgio e de não-refúgio de acordo com sua estabilidade desde 1987, ou seja, áreas que mantiveram-se na mesma condição nos 30 anos avaliados, foram chamadas de **refúgio estável** (áreas com paisagens acima de 33% de cobertura florestal) e **não-refúgio estável** (áreas com paisagens sempre abaixo de 33% de cobertura florestal). Foi possível determinar a porcentagem de ganho e de perda dessas áreas, bem como a quantidade de áreas efêmeras. Foram consideradas

áreas efêmeras aquelas que não eram consideradas como refúgio em 1987 e passaram a ser refúgio em algum momento do tempo, mas atualmente não são mais refúgio, sendo assim chamadas de **refúgio efêmero**. Por fim, áreas classificadas como refúgio em 1987, que deixaram de ser refúgio em algum período do tempo, mas retornaram a essa condição em 2017 foram classificadas como **retorno de refúgio**. A partir destas categorias foi possível calcular a porcentagem de refúgio total tanto para o bioma quanto para a distribuição potencial de cada espécie. De modo semelhante foi analisado como as florestas, dentro e fora de refúgios, se comportaram ao longo do tempo, avaliando-se a quantidade de florestas que permaneceu estável, quanto houve de regeneração e o quanto houve de perda. As porcentagens de cada categoria foram calculadas tanto para o bioma, quanto para a distribuição potencial de cada espécie.

Os modelos de distribuição potencial das espécies com valores contínuos foram reclassificados, em quatro classes de adequabilidade de habitat baseadas nos valores limites dos quartis: Baixa Adequabilidade, Média-baixa Adequabilidade, Média-alta Adequabilidade e Alta Adequabilidade. Com isso, foi possível estimar a porcentagem que cada classe de adequabilidade ocupa dentro das paisagens refúgio de cada espécie.

Somando-se todos os modelos binários de distribuição potencial das espécies, foi possível obter um mapa indicando quais os locais em que há maior riqueza potencial de espécies de aves selecionadas nesse trabalho, tanto em paisagens refúgio quanto fora delas.

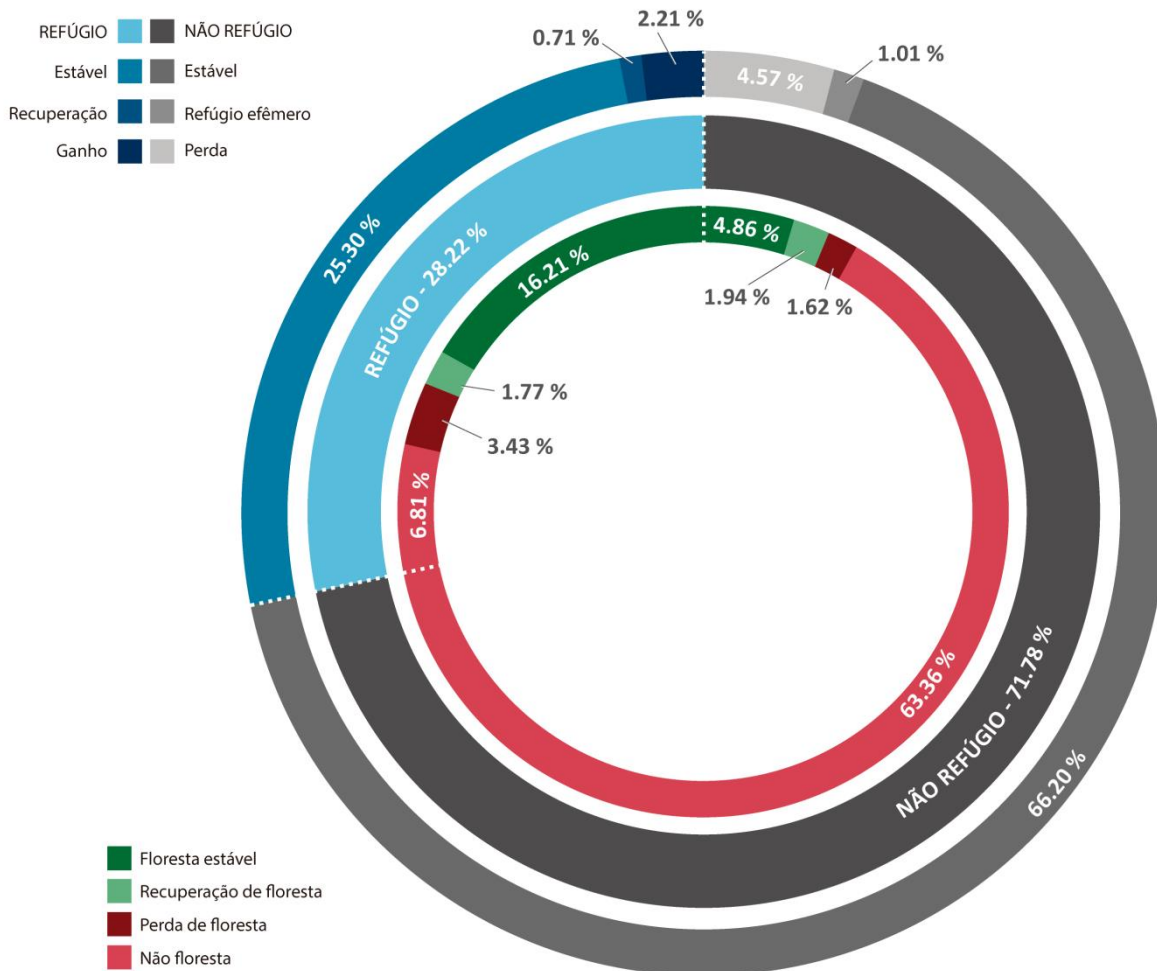
### **3. Resultados**

#### **3.1 Situação atual e histórico da Mata Atlântica**

A área do bioma Mata Atlântica apresentou 24,78% de sua extensão coberta por vegetação florestal nativa no ano de 2017. Devido à configuração espacial destes remanescentes florestais, 28,22% da extensão da Mata Atlântica pode ser considerada como Paisagens Refúgio (Figura 2), sendo que elas abrigam 72,60% da área de remanescentes florestais da Mata Atlântica. Apesar da grande porcentagem dos remanescentes florestais estarem em paisagens refúgio, eles representam apenas 17,99% da extensão da Mata Atlântica, ou seja, menos de 20% do bioma representa manchas de habitat em paisagens acima do limiar de extinção de espécies de aves.

Do total de paisagens refúgio, quase 90% delas (25,30% da extensão do bioma) podem ser consideradas como paisagens refúgios estáveis, isto é, são áreas que desde 1987 apresentam-se nessa condição. Os outros 10% das paisagens refúgio são compostos por paisagens refúgio que surgiram nos últimos 30 anos (aproximadamente 8%) e por paisagens que deixaram de ser refúgio após 1987, mas retornaram a esta condição antes de 2017 (Figura 2). Cerca de 1% do bioma foi considerado refúgio efêmero, ou seja, não era refúgio em 1987 chegou a se tornar refúgio devido ao ganho de floresta, mas não permaneceu desta forma até 2017. Por fim, 4,57% do bioma classificado como paisagens refúgio em 1987 não permaneceram como refúgio até o ano de 2017 devido à perda de cobertura florestal.

A dinâmica de perda de áreas de refúgios foi ocasionada pela perda de cobertura florestal em 5% do bioma durante o período analisado, com destaque para 3,43% do bioma que sofreu perda de cobertura florestal em paisagens refúgio (Figura 2). Parte desta perda foi revertida por processos de recuperação florestal que ocorreram em 3,71% do bioma. Apesar do maior ganho de cobertura florestal ter ocorrido fora de paisagens refúgio, representando 1,94% do bioma (Figura 2), este fenômeno não foi suficiente para promover ganho de paisagens refúgio ao longo dos últimos 30 anos.



**Figura 2.** Classificação do bioma Mata Atlântica de acordo com a porcentagem de áreas de Paisagens Refúgio e áreas de Não Refúgio (círculo central), porcentagens de áreas de Paisagens Refúgio e Não Refúgio de acordo com a dinâmica entre 1987 e 2017 (círculo externo) e porcentagens de floresta nativa, recuperação florestal e desmatamento em Paisagens Refúgio e áreas de Não Refúgio (círculo interno).

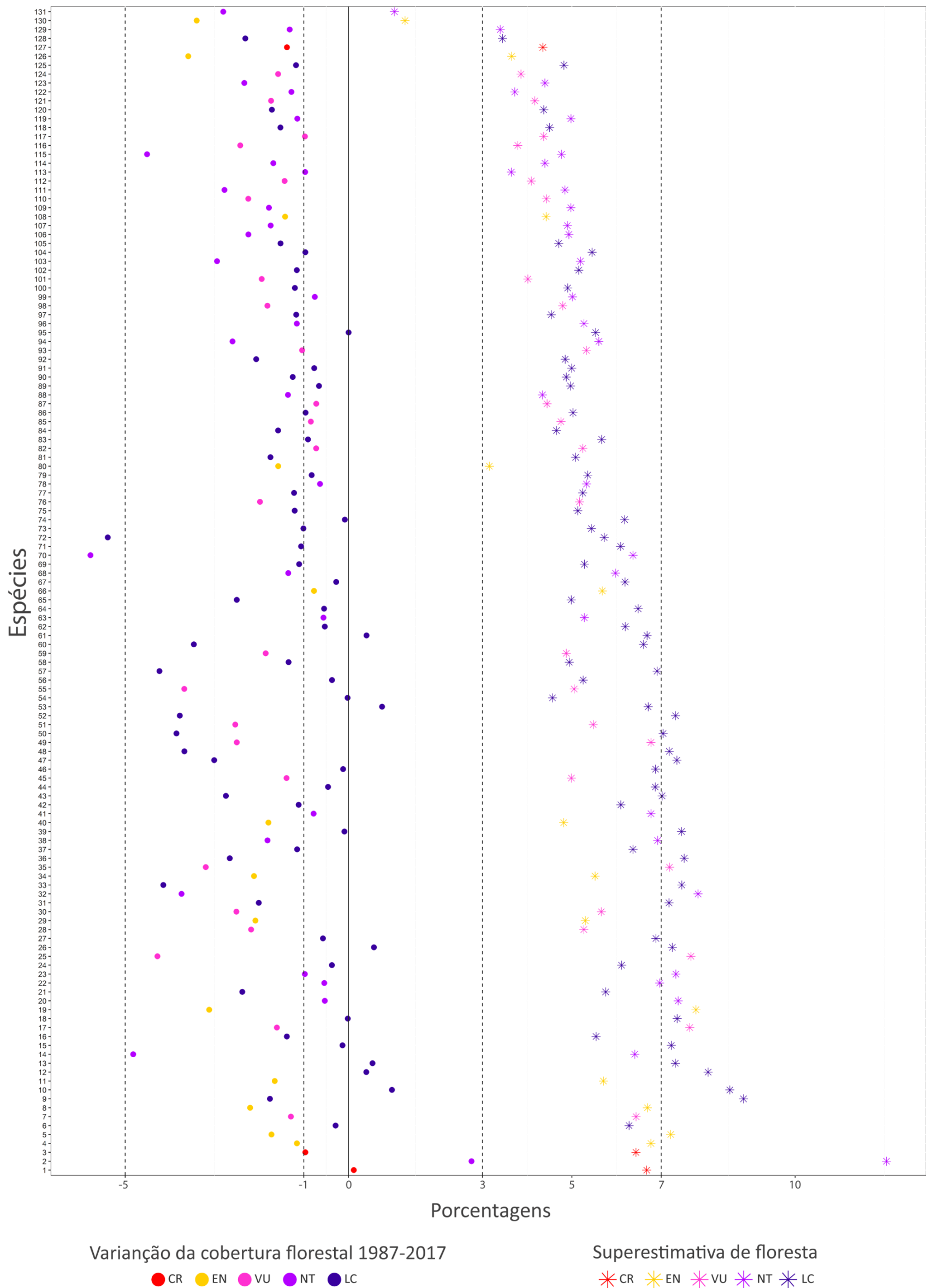
### 3.2 Situação das espécies de aves

Avaliando as categorias de ameaça das 131 espécies, 40 estão classificadas nas categorias mais altas: 24 estão classificadas como Vulnerável (*Vulnerable* – VU), 13 como Em Perigo (*Endangered* – EN) e três como Criticamente em Perigo (*Critically Endangered* – CR), segundo a IUCN (2018) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Distribuição das 131 espécies endêmicas de aves de Mata Atlântica nas categorias de risco de extinção, segundo a IUCN (2018).

<b>Risco de Extinção IUCN (2018)</b>	<b>Quantidade de ssp</b>
CR = Criticamente em perigo	3
EN = Em perigo	13
Vu = Vulnerável	24
NT = Quase ameaçada	29
LC = Menos preocupante	62
	131 espécies endêmicas

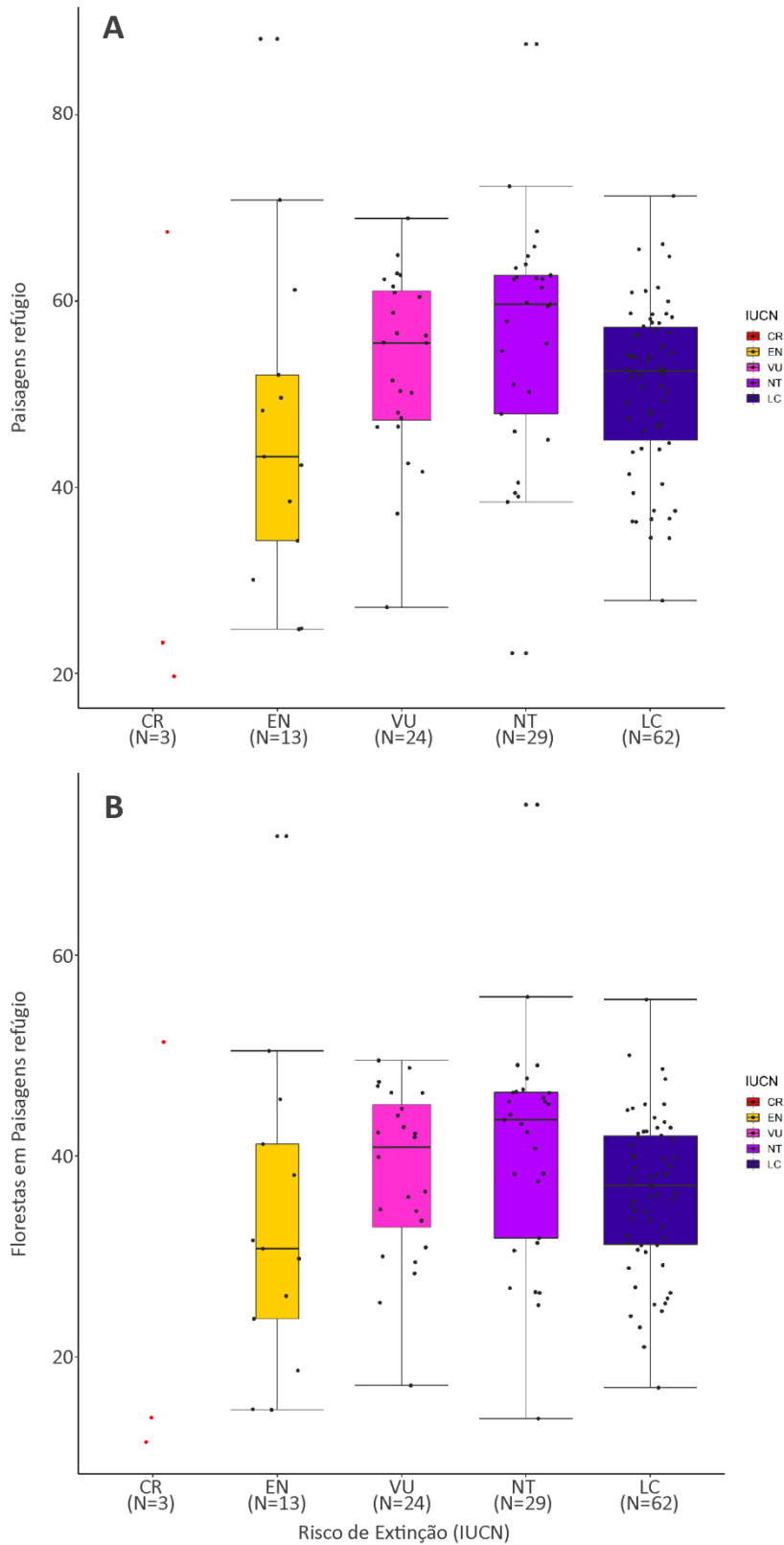
Considerando-se a variação de cobertura florestal na distribuição potencial, apenas 9 espécies tiveram ganho de cobertura florestal, sendo que este ganho sempre foi inferior a 3% e apenas uma delas (*Myrmotherula snowi* – ID 1) está considerada como criticamente ameaçada de extinção (Figura 3). A perda de cobertura florestal ocorreu para 93% das espécies sendo que apenas duas espécies, nenhuma delas ameaçada de extinção, perderam mais que 5% de cobertura florestal: *Picumnus nebulosus* (ID 70), classificada como NT, perdeu 5,78% de cobertura florestal e *Leptasthenura striolata* (ID 72), classificada como LC, perdeu 5,39%. Outras 33 espécies tiveram perda de cobertura florestal inferior a 1%. O restante das espécies perdeu entre 1 e 5% de cobertura florestal o que inclui 82,5% do total de espécies analisadas classificadas sob algum grau de ameaça (33,33% de todas as CR, 92,31% das EN e 83,33% das VU).



**Figura 3.** Proporção da variação da cobertura florestal nos 30 anos considerados nesse trabalho e proporção de floresta superestimada, dentro de cada distribuição potencial de ocorrência das 131 espécies. As bolinhas coloridas, mais à esquerda, são referentes aos valores da variação de cobertura florestal e os asteriscos, aos de superestimativa de florestas. Já as cores de ambas as formas indicam as cinco diferentes categorias de risco de extinção segundo a IUCN (CR = Criticamente em perigo, EN = Em Perigo, VU = Vulnerável, NT = Quase Ameaçada e LC = Menos Preocupante). A legenda dos números com os respectivos nomes das espécies encontra-se nas tabelas B1 e B2 do Apêndice B.

Não houve diferença entre as categorias de risco de extinção das espécies, com relação à porcentagem de paisagens refúgio e à porcentagem de florestas em refúgio, com exceção da comparação entre as categorias NT e LC ( $p = 0,03$  e  $p = 0,02$ , respectivamente) (Figura 4).

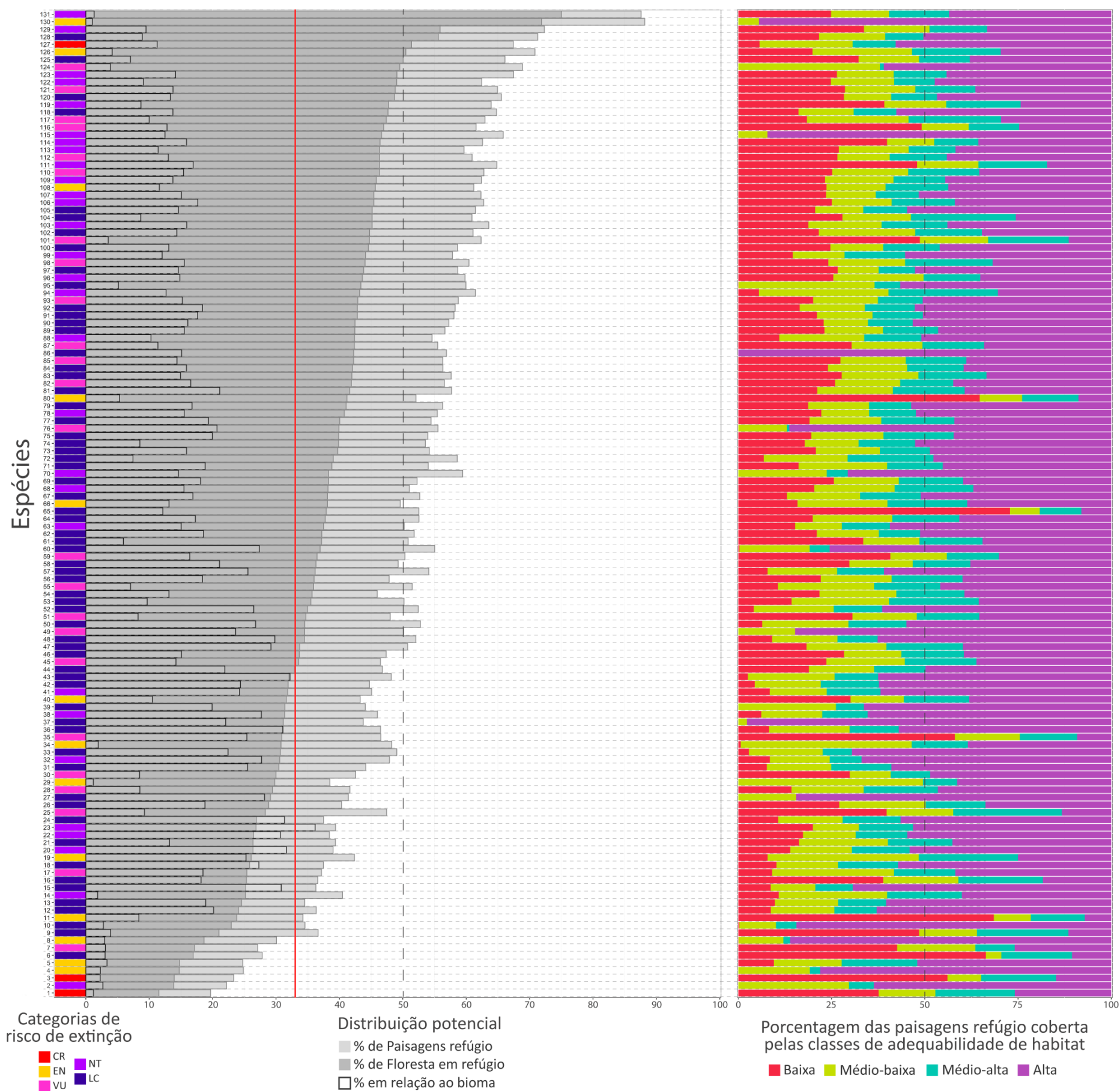




**Figura 4.** Porcentagens de paisagens refúgio (A) e florestas em paisagens refúgio (B) na área de distribuição potencial das espécies, nas diferentes categorias de risco de extinção da IUCN: CR = Criticamente em perigo, EN = Em Perigo, VU = Vulnerável, NT = Quase Ameaçada e LC = Menos Preocupante. (A) Diferenças significativas: NT-LC ( $p=0,03$ ). (B) Diferenças significativas: NT-LC ( $p=0,02$ ).

Todas as espécies analisadas apresentam parte de sua distribuição potencial cobertas por paisagens refúgio, sendo que, com exceção de *M. snowi* (ID 1 na Figura 5), todas as espécies apresentam ao menos 20% de sua distribuição coberta por paisagens refúgio (Figura 5).

Apesar da perda de cobertura florestal ter sido baixa para a maior parte das espécies e de todas elas apresentarem paisagens refúgio, 124 espécies possuem menos de 50% de sua distribuição potencial coberta por florestas em paisagens refúgio. Além disso, dentre as 16 espécies classificadas com os maiores graus de ameaça (CR e EN), 10 delas apresentam menos de um terço de sua distribuição potencial coberta por florestas em paisagens refúgio (Figura 5). As espécies classificadas como CR são *Myrmotherula snowi* (ID 1) e *Terenura sicki* (ID 3) e as classificadas como EN são *Automolus lammi* (ID 5), *Cotinga maculata* (ID 40), *Crax blumenbachii* (ID 29), *Anumara forbesi* (ID 4), *Myrmoderus ruficauda* (ID 11), *Pyriglena atra* (ID 8), *Rhopornis ardesiacus* (ID 34) e *Scytalopus iraiensis* (ID 19).



**Figura 5.** Proporção de áreas de paisagens refúgio e de florestas em paisagens refúgio na distribuição potencial das 131 espécies e porcentagem do bioma Mata Atlântica coberto pela distribuição potencial de cada espécie (gráfico de barras em escala de cinza). Nesse gráfico a linha vermelha indica o limiar de extinção para aves de 33% de cobertura florestal, linha pontilhada indica a porcentagem de 50% e as cores à esquerda do eixo y representam as categorias de risco de extinção de cada espécie segundo a IUCN (CR = Criticamente em perigo, EN = Em Perigo, VU = Vulnerável, NT = Quase Ameaçada e LC = Menos Preocupante). O gráfico de barras colorido à direita indica a proporção das paisagens refúgio de cada espécie coberta pelas classes de adequabilidade de habitat segundo o modelo de distribuição potencial: Baixa, Média-baixa, Média-alta e Alta. Nesse gráfico a linha pontilhada indica apenas a metade da proporção de refúgio. A identificação das espécies segundo os números apresentados no eixo y está apresentada nas tabelas B1 e B2 no Apêndice B.

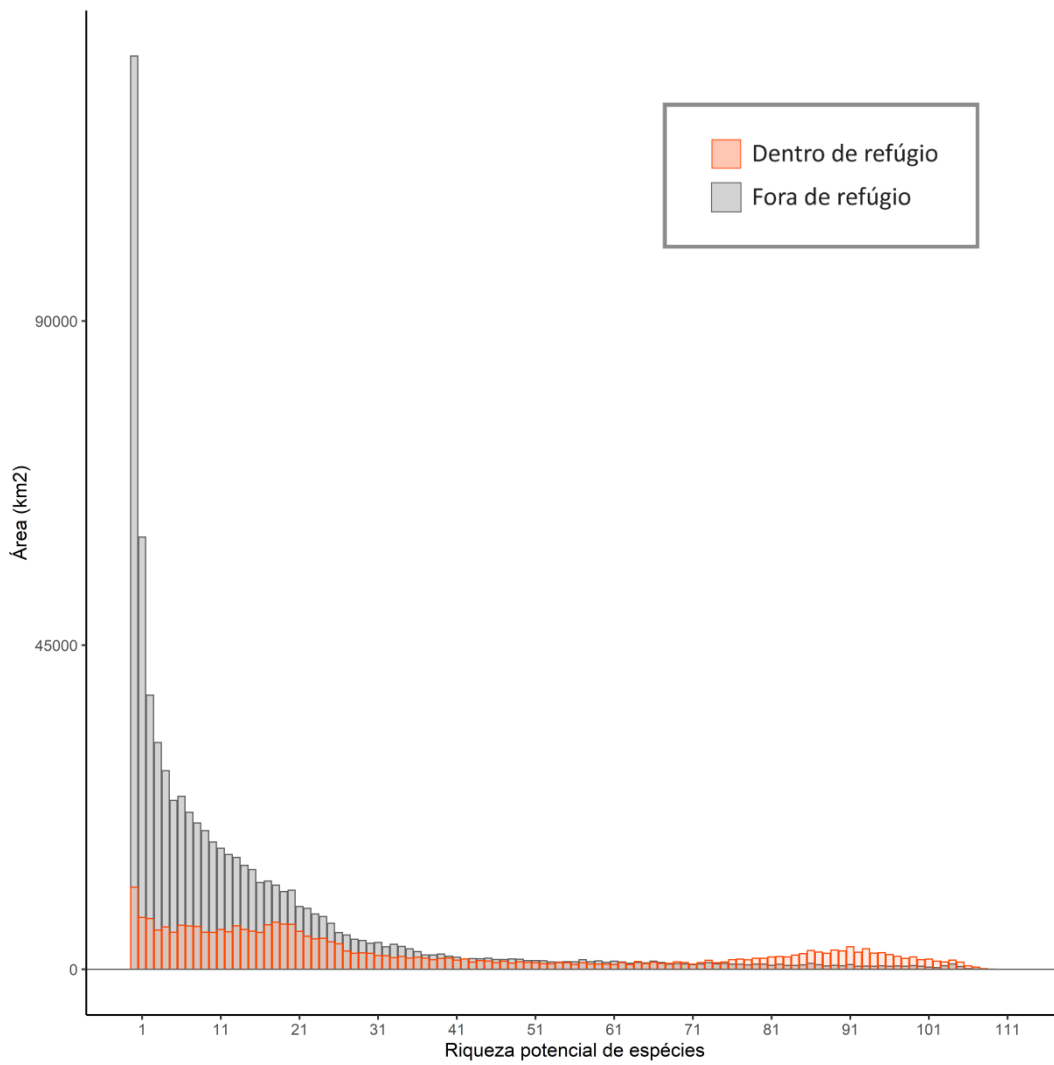
Ao analisarmos a adequabilidade de habitat nas paisagens refúgio de cada espécie, é possível verificar que 19 espécies - *Merulaxis ater* (ID 129), *Phylloscartes difficilis* (ID 119), *Tangara peruviana* (ID 116), *Tangara cyanoptera* (ID 114), *Carponis cucullata* (ID 111), *Thripophaga macroura* (ID 101), *Stymphalornis aculirostris* (ID 80), *Machaeropterus regulus* (ID 65), *Touit surdus* (ID 59), *Piprites pileata* (ID 35), *Arremon semitorquatus* (ID 26), *Amazona petrei* (ID 25), *Thamnophilus ambiguus* (ID 16), *Myrmoderus ruficauda* (ID 11), *Embernagra longicauda* (ID 9), *Tangara fastuosa* (ID 7), *Conopophaga cearae* (ID 6), *Terenura sicki* (ID 3), *Myrmotherula snowi* (ID 1), em diferentes categorias de ameaça de extinção (2 CR, 2 EN, 6 VU, 3 NT e 6 LC), apresentam mais da metade de suas paisagens refúgio em regiões de baixa ou média-baixa adequabilidade ambiental.

Comparando a cobertura florestal dentro das paisagens refúgio (florestas em refúgio) com a cobertura florestal em toda a área de distribuição potencial das espécies é possível notar que para a grande maioria das espécies (104) existe uma superestimativa entre 3 a 7% na porcentagem de florestas disponíveis, se assumirmos que as florestas fora de paisagens refúgio também são adequadas (Figura 3). Podemos destacar que 25 espécies possuem uma superestimativa de cobertura florestal de mais de 7%, se considerarmos todas as áreas de florestas em sua distribuição ao invés de computar apenas as florestas em paisagens refúgio como habitat adequado para a manutenção das comunidades de aves (Figura 3). Uma delas é a *Polioptila láctea* (ID 2), com 12,04% de florestas superestimadas, que também foi a única a apresentar ganho de cobertura acima de 1% (2,75%), mas ao mesmo tempo apresenta baixos valores de paisagens refúgio (22,18%) e de florestas em paisagens refúgio (13,85%) (Figura 5). Já as únicas espécies que apresentaram valores de superestimativas baixos foram *Amazona brasiliensis* (ID 131, grau de ameaça = NT) e *Formicivora erythronotos* (ID 130, grau de ameaça = EN), com respectivamente, 1,03% e 1,26%.

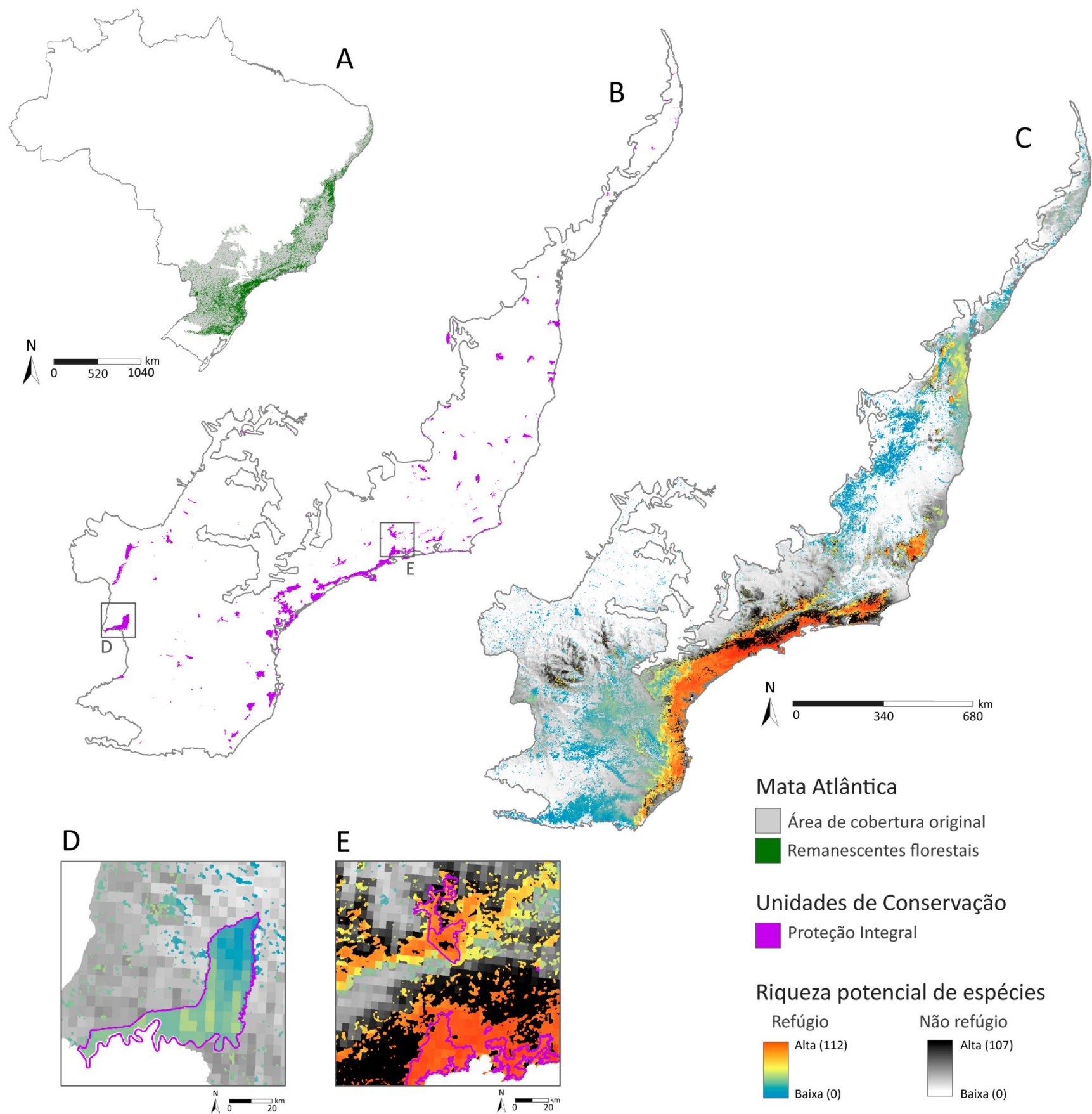
Por fim, podemos destacar 18 espécies que apresentam distribuição restrita, ocupando menos de 5% da extensão do bioma. Entre elas, *A. brasiliensis* (NT, ID 131) e *F. erythronotos* (EN, ID 130) apresentam distribuição restrita (1,31 e 1,01% da extensão do bioma, respectivamente) e também os maiores valores de porcentagem da distribuição cobertos por paisagens refúgio e por florestas em refúgios entre todas as

espécies, com respectivamente 87,60% e 88,16%. Além da alta cobertura por refúgios na distribuição destas duas espécies, mais de 50% destas áreas apresentam alta ou média-alta adequabilidade de habitat (Figura 5). Por outro lado, podemos destacar as espécies criticamente ameaçadas *M. snowii* (ID 1), *T. sicki* (ID 3), a espécie vulnerável *T. fastuosa* (ID 7) e a espécie classificada como LC *C. cearae* (ID 6) que, além de apresentarem distribuição com extensão inferior a 3% do bioma, apresentam cobertura por florestas em refúgio inferior a 20% sendo que mais da metade destas áreas estão em baixa e média-baixa adequabilidade de habitat (Figura 5).

Ao analisar o mapa de riqueza potencial das espécies consideradas nesse trabalho é possível observar que as paisagens refúgio da Mata Atlântica apresentam áreas mais extensas com valores mais elevados de riqueza potencial quando comparados às áreas fora de refúgio e também apresentam valores ligeiramente mais elevados de riqueza potencial, sendo que algumas áreas de refúgio se encontram protegidas na forma de unidades de conservação (Figura 6 e 7). No entanto, existem áreas com alta riqueza potencial de espécies onde não existem mais refúgios. Em algumas regiões as UCs representam as principais paisagens refúgio (Figura 7, D) e em outras, elas estão localizadas em grandes paisagens refúgio, mas apenas parte delas está protegida na forma de UCs (Figura 7, E).



**Figura 6.** Riqueza potencial de espécies dentro de paisagens refúgio (laranja) e fora de paisagens refúgio (cinza), de acordo com a área (km<sup>2</sup>).



**Figura 7.** (A) Localização do Bioma Mata Atlântica no Brasil, com destaque para os remanescentes de vegetação florestal nativa em verde. (B) Unidades de Conservação de Proteção Integral (roxa). (C) Riqueza potencial de espécies endêmicas, considerando apenas 131 espécies para as quais foi possível realizar modelos de distribuição potencial, dentro de paisagens refúgio (escala colorida) e fora de paisagens refúgio (escala em tons de cinza). (D) Destaque para UC em área de paisagem refúgio (Parque Nacional do Iguaçu). (E) Destaque para áreas de paisagens refúgio com e sem UCs (Região da Serra do Mar – divisa entre São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais).

#### 4. Discussão

As paisagens refúgio da Mata Atlântica abrangem 28% do bioma e, apesar de ser um montante baixo e alarmante, tem demonstrado até o momento, capacidade de garantir uma maior riqueza e integridade de comunidades de avifauna em comparação com as paisagens mais degradadas (Martensen *et al.*, 2008; Banks-Leite *et al.*, 2011; Martensen *et al.*, 2012). Essas áreas que apresentam cobertura florestal acima do limiar de extinção para aves, de 33% (Banks-Leite *et al.*, 2014) podem explicar o fato de não haver um número elevado de extinções de aves em decorrência da perda de habitat no bioma. As espécies consideradas extintas ou extintas na natureza sofreram com pressões antropogênicas além da perda de habitat, como a caça (Silveira *et al.*, 2004; Pereira *et al.*, 2014). As paisagens refúgio podem atuar verdadeiramente como refúgios para as espécies e atuar para garantir suas persistências.

Estudos recentes apontam um aumento na cobertura florestal na Mata Atlântica nos últimos anos (Crouzeilles *et al.*, 2019). Esse resultado é consequência de uma dinâmica intensa encontrada no bioma, de desmatamento e regeneração, identificada em diversas regiões (Lira *et al.*, 2012b; Ferraz *et al.*, 2014). No entanto, houve uma perda líquida de refúgios e de florestas dentro de refúgios. A maior perda de florestas vem ocorrendo em áreas com maior cobertura e próximas de grandes remanescentes florestais, devido à expansão urbana e à proximidade de estradas (Freitas *et al.*, 2010; Lira *et al.*, 2012b; Molin *et al.*, 2018), colocando em risco os fragmentos que representam apenas 17% do bioma e mantém as paisagens como áreas de refúgio.

A recuperação florestal ocorreu, em maior parte, em paisagens já altamente degradadas, abaixo do limiar de extinção. Este ganho de florestas na Mata Atlântica tem sido descrito em áreas de uso agrícola intenso, em função do aumento da tecnificação, abandono de áreas de menor aptidão agrícola (Baptista e Rudel, 2006; Ferraz *et al.*, 2014; Calaboni *et al.*, 2018; Molin *et al.*, 2018) e do abandono para a regularização ambiental de propriedades rurais (Ferraz *et al.*, 2014; Brancalion *et al.*, 2016). Estas paisagens talvez já tenham perdido uma grande quantidade de espécies, podendo apresentar uma recuperação florestal com baixa diversidade de espécies de plantas devido à baixa cobertura florestal e alto isolamento (De Souza Leite *et al.*, 2013; Crouzeilles *et al.*, 2014) apresentando assim baixo potencial de recolonização e



de conservação das espécies de aves (Banks-Leite *et al.*, 2014; Tambosi *et al.*, 2014; Rappaport *et al.*, 2015).

Não houve relação entre os graus de ameaça e a porcentagem de refúgio e de florestas em refúgio, o que aparentemente indica que a perda de habitat recente está se configurando como uma ameaça mais homogênea, refletida em espécies classificadas em diferentes graus de ameaça (Baker *et al.*, 2019). As espécies classificadas atualmente como de baixo risco de extinção podem ter o risco subestimado se levarmos em conta que parte da distribuição potencial delas não apresenta paisagens em condições de manter comunidades íntegras (Banks-Leite *et al.*, 2014). A perda dessas áreas de refúgio pode ser crucial para as espécies e ressaltam a necessidade de atenção com a perda de habitat (Pimm *et al.*, 2014). O fato da porcentagem de paisagens refúgio e de florestas em paisagens refúgio ter sido maior em NT em comparação com LC pode indicar que algumas espécies consideradas menos ameaçadas podem ter seu status alterado futuramente, uma vez que a redução de habitat disponível poderá acarretar redução populacional (Harris e Pimm, 2008; Dixo *et al.*, 2009) comprometendo sua viabilidade em longo prazo (Carvajal *et al.*, 2018). A redução populacional, mesmo de uma espécie classificada nas categorias mais baixas de risco de extinção e com distribuição mais ampla no bioma, pode resultar em extinções secundárias e alterações em processos ecológicos essenciais para a manutenção das comunidades (De Oliveira Roque *et al.*, 2018; Vidal *et al.*, 2019).

Apesar dos valores baixos, todas as espécies apresentam uma porcentagem de suas distribuições potenciais cobertas por paisagens refúgios que continuam garantindo habitat necessário para a permanência das espécies no bioma (Banks-Leite *et al.*, 2014). Por outro lado também ressaltam a necessidade de atenção para os efeitos da perda de habitat estar ocorrendo principalmente nestas paisagens, podendo ser agentes da diminuição de biodiversidade, alterando a composição de espécies, reduzindo o número de espécies especialistas (Puttker *et al.*, 2020) e, conseqüentemente, afetando as interações, os serviços ecossistêmicos e o risco de transmissão de doenças (Pardini *et al.*, 2010; Dirzo *et al.*, 2014; De Coster *et al.*, 2015; Prist *et al.*, 2016; Boesing *et al.*, 2017).

Mesmo em caso de altas porcentagens de paisagens refúgio na distribuição potencial, o fato de existirem algumas espécies com distribuição restrita as tornam

mais ameaçadas por outras pressões relacionadas às atividades humanas, como incêndios, desmatamento ilegal, introdução de espécies exóticas, sobre-exploração e caça (Harris e Pimm, 2008; Pimm *et al.*, 2014; Symes *et al.*, 2018; Vale *et al.*, 2018). As espécies que apresentam alta porcentagem de refúgios, não necessariamente apresentam altas porcentagens de floresta em refúgio, o que indica estado de atenção com os aumentos de perdas de florestas dentro de refúgio. Duas das espécies com as maiores porcentagens de refúgio e de florestas em refúgio são também duas das espécies com menores áreas de ocorrência potencial, *A. brasiliensis* (NT) e *F. erythronotos* (EN), porém ambas ocorrem dentro da biorregião da Serra do Mar, biorregião que concentra a maior porcentagem de remanescentes florestais da Mata Atlântica (Ribeiro *et al.*, 2009). Áreas extensas apresentam condições de manter populações viáveis das espécies (Uezu e Metzger, 2016), ressaltando também a importância de áreas de proteção correspondentes às paisagens refúgio e às áreas de maior riqueza potencial de espécies (Jenkins *et al.*, 2015). As áreas de riqueza potencial de espécies discutidas aqui são somente referentes às obtidas a partir das espécies selecionadas para esse trabalho, incorporando dessa forma, o viés de coleta dos pontos de registros de ocorrência, com concentração maior no sudeste, deixando, por exemplo, importantes centros de biodiversidade e de endemismos do nordeste subestimados (Da Silva *et al.*, 2004), com baixo número de espécies e de modelos utilizados para a composição dessas áreas de riqueza potencial.

A porcentagem de cobertura florestal em paisagens refúgio abaixo dos 50% para grande parte das espécies, associada à superestimativa de habitat adequado, devido à presença de floresta em paisagens altamente degradadas, reforçam o potencial impacto da perda de florestas dentro das paisagens refúgio. As aves que apresentaram maiores porcentagens de habitat superestimado também apresentaram menor porcentagem de habitat em paisagens refúgio. Isso também ressalta a preocupação com o fato do ganho de cobertura estar ocorrendo em áreas fora de refúgio. Segundo Betts *et al.* (2017), esse recente ganho de florestas secundárias não auxilia na redução do declínio da diversidade de aves. Outro fator importante é quanto ao fato de que pequenas manchas de floresta no bioma, que representam grande parte da Mata Atlântica (Mittermeier *et al.*, 2005; Metzger, 2009; Ribeiro *et al.*, 2009) estão ainda mais propensas à fragmentação, ao efeito de borda e às ações antrópicas,

como corte seletivo de madeira, por exemplo (Uezu e Metzger, 2011; Rezende *et al.*, 2018). De qualquer modo, quando se encontram fora de refúgio, esses fragmentos podem ser alvos de restauração, visando seu potencial para retornarem a condição de refúgio, se tornarem novas áreas de refúgio ou ainda atuarem como *stepping stones*, por exemplo, aumentando o fluxo pela matriz e conectando paisagens refúgio estáveis (Tambosi *et al.*, 2014; Boesing *et al.*, 2018; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020; Püttker *et al.*, 2020).

Outras características da paisagem podem reduzir ainda mais a disponibilidade de habitat para as espécies, já que áreas com interferências humanas, como extração seletiva de madeira, por exemplo, podem não ser utilizadas como habitats por espécies dependentes de floresta (Uezu e Metzger, 2011). Aspectos como o tamanho e a forma dos fragmentos são importantes no contexto da Mata Atlântica, em que, em decorrência da sua alta fragmentação, metade de seus fragmentos apresenta seus núcleos a menos de 100 metros de uma borda (Ribeiro *et al.*, 2009) e áreas pequenas e com maiores extensões de borda, afetam diretamente as populações de aves (Banks-Leite *et al.*, 2010, Lira *et al.*, *in press*). A matriz no entorno dessas áreas e das que compõem as paisagens refúgios podem influenciar também quanto à qualidade desses refúgios, já que o tipo de matriz se mostrou fundamental na capacidade de modular o uso de certas áreas por algumas espécies de aves (Boesing *et al.*, 2018). Essas outras características da paisagem podem influenciar na qualidade e no uso das paisagens refúgios pelas espécies, bem como na persistência dessas no bioma.

O cenário da Mata Atlântica, com perdas de cobertura florestal, fragmentação e o isolamento dos fragmentos (Mittermeier *et al.*, 2005; Metzger, 2009; Teixeira *et al.*, 2009), bem como a baixa porcentagem de fragmentos extensos no bioma (Fundação SOS Mata Atlântica, 2016), podem contribuir para que os seus efeitos atinjam de maneira relativamente homogênea diferentes categorias de risco de extinção, já que espécies endêmicas e dependentes de florestas são as mais suscetíveis à perda de habitat (Uezu e Metzger, 2011).

As paisagens refúgios e as florestas em refúgios novas podem apresentar uma baixa riqueza e diversidade de espécies (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020). Somadas a habitats já degradados, submetidos a distúrbios como efeito de borda, sobre-exploração, caça e invasões biológicas, que resultam em comunidades vegetais

alteradas (Crouzeilles *et al.*, 2014; Pimm *et al.*, 2014, Lira *et al.*, *in press*) e, em função de já terem sofrido extinções, podem apresentar baixas chances de serem recolonizadas (Pardini *et al.*, 2010), podem não ser capazes de realizar créditos de recolonização (Lira *et al.*, 2012a; Lira *et al.*, 2019). Da mesma forma, os atrasos nas respostas podem fazer com que paisagens refúgio que foram degradadas ainda apresentem débito de extinção, podendo perder espécies em curto e médio prazo (Metzger *et al.*, 2009; Lira *et al.*, 2012a; Uezu e Metzger, 2016). Florestas fora de refúgio podem apresentar esses mesmos padrões, o que diminui as chances desses fragmentos voltarem a compor paisagens refúgios. Novas florestas, sem a presença de florestas antigas conjuntamente, não são capazes de garantir a presença e a persistência das espécies (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2020).

A baixa adequabilidade nas paisagens refúgio indica que as condições ambientais e climáticas podem não ser ótimas para as espécies, podendo comprometer o *fitness* ou a capacidade de manutenção destas espécies nessas regiões (Dixo *et al.*, 2009). Se considerarmos que as mudanças climáticas podem deslocar a distribuição potencial ou reduzir a adequabilidade de habitat das espécies, elas necessitarão de áreas complementares que sejam capazes de garantir área de habitat para sua sobrevivência no futuro (Faleiro *et al.*, 2013; Loyola *et al.*, 2013; Lemes *et al.*, 2014; Giannini *et al.*, 2015) ou que permitam o deslocamento até locais cujas condições climáticas sejam mais favoráveis. Assim, a manutenção e/ou incremento das áreas de proteção já existentes devem ser incorporadas à conservação das espécies pensando-se em cenários de mudanças climáticas (Hodgson *et al.*, 2009), assim como o aumento de conectividade entre paisagens refúgio, previstas nas distribuições potenciais atuais e futuras, são importantes para garantir o fluxo entre paisagens refúgios (Souza *et al.*, 2011) e a manutenção das espécies (Giannini *et al.*, 2015). Reconhecer as áreas de paisagens refúgios é essencial para a conservação das espécies, no presente e no futuro.

## 5. Conclusão

A Mata Atlântica apresenta uma baixa proporção de paisagens refúgio e a dinâmica da cobertura florestal encontrada no bioma, com a contínua perda de paisagens refúgio e, principalmente de florestas em refúgio, representa uma ameaça à manutenção das espécies. Tais áreas estão distribuídas de maneira não homogênea, mas que, no entanto, cobrem ao menos uma parte de todas as distribuições potenciais das 131 espécies de aves endêmicas e dependentes de florestas do bioma, avaliadas no presente trabalho. Essas paisagens parecem proporcionar áreas suficientemente adequadas, em termos de cobertura florestal, para garantir as persistências das espécies em ao menos parte do bioma, historicamente perturbado por ações antrópicas, o que parece ser uma explicação para o fato de não haver praticamente nenhuma extinção de espécies endêmicas de aves até agora na Mata Atlântica. Entretanto, a maioria das espécies apresentou perda de cobertura florestal dentro de suas distribuições potenciais e apresentam, ainda, uma possível superestimativa de habitat disponível, se considerarmos as florestas que estão em paisagens não adequadas como habitat. Não existe diferença entre quantidade de paisagens refúgio e de florestas em refúgio entre as categorias de risco de extinção. Portanto, ao considerarmos a cobertura de florestas em paisagens refúgio como habitat potencial para manutenção das espécies e a adequabilidade ambiental destas áreas, percebemos que espécies classificadas atualmente em diferentes categorias de ameaça a extinção apresentam, de modo geral, cobertura florestal baixa sendo que algumas ainda apresentam baixa adequabilidade ambiental. Caso as condições da paisagem não sejam levadas em conta para a avaliação do grau de ameaça, o habitat disponível pode ser superestimado e o grau de ameaça, subestimado. As localidades de áreas de proteção integral, em grande parte, coincidentes com áreas de maior riqueza potencial de espécies e com presença de paisagens refúgio, reforçam suas importâncias para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados. Assim, paisagens refúgios devem ser levadas em consideração no planejamento da conservação das espécies e da avaliação dos graus de ameaça à extinção.

## Referências Bibliográficas

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. ISSN 0941-2948.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, 2020. ISSN 1461-023X.

BAKER, D. J. et al. Conserving the abundance of nonthreatened species. **Conservation Biology**, v. 33, n. 2, p. 319-328, 2019. ISSN 0888-8892.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, v. 93, n. 12, p. 2560-2569, 2012. ISSN 1939-9170.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041-1045, 2014. ISSN 0036-8075.

BANKS-LEITE, C. et al. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 706-714, 2011. ISSN 1365-2664.

BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. **Oikos**, v. 119, n. 6, p. 918-926, 2010. ISSN 0030-1299.

BAPTISTA, S. R.; RUDEL, T. K. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. **Environmental Conservation**, p. 195-202, 2006. ISSN 0376-8929.

BETTS, M. G. et al. Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. **Science**, v. 366, n. 6470, p. 1236-1239, 2019. ISSN 0036-8075.

BETTS, M. G. et al. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441, 2017. ISSN 1476-4687.

BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 5, p. 931-944, 2017. ISSN 0921-2973.

BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Biodiversity extinction thresholds are modulated by matrix type. **Ecography**, v. 41, n. 9, p. 1520-1533, 2018. ISSN 0906-7590.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 7, p. 907-918, 2009. ISSN 0921-2973.

BRANCALION, P. H. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1-15, 2016. ISSN 1679-0073.

BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; BRADSHAW, C. J. Synergies among extinction drivers under global change. **Trends in ecology & evolution**, v. 23, n. 8, p. 453-460, 2008. ISSN 0169-5347.

CALABONI, A. et al. The forest transition in São Paulo, Brazil. **Ecology and Society**, v. 23, n. 4, 2018.

CARVAJAL, M. A. et al. Assessing habitat loss and fragmentation and their effects on population viability of forest specialist birds: Linking biogeographical and population approaches. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 6, p. 820-830, 2018. ISSN 1366-9516.

CROUZEILLES, R. et al. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? **Landscape ecology**, v. 29, n. 3, p. 479-489, 2014. ISSN 0921-2973.

CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80-83, 2019. ISSN 2530-0644.

CROWLEY, P. H. Resampling methods for computation-intensive data analysis in ecology and evolution. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, n. 1, p. 405-447, 1992. ISSN 0066-4162.

DA SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C. e CÂMARA, I. D. G. (Ed.). **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. : CABS and Island Press, Washington, 2003. cap. 5, p.43-59.

DA SILVA, J. M. C.; DE SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 1, p. 85-92, 2004. ISSN 1466-822X.

DE COSTER, G.; BANKS-LEITE, C.; METZGER, J. P. Atlantic forest bird communities provide different but not fewer functions after habitat loss. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1811, p. 20142844, 2015. ISSN 0962-8452.

DE OLIVEIRA ROQUE, F. et al. Warning signals of biodiversity collapse across gradients of tropical forest loss. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1622, 2018. ISSN 2045-2322.

DE SOUZA LEITE, M. et al. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. **Natureza & Conservação**, v. 11, p. 108-118, 2013.

DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **science**, v. 345, n. 6195, p. 401-406, 2014. ISSN 0036-8075.

DIXO, M. et al. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 8, p. 1560-1569, 2009. ISSN 0006-3207.

FALEIRO, F. V.; MACHADO, R. B.; LOYOLA, R. D. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. **Biological Conservation**, v. 158, p. 248-257, 2013. ISSN 0006-3207.

FERRAZ, S. F. et al. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape ecology**, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014. ISSN 0921-2973.

FREITAS, S. R.; HAWBAKER, T. J.; METZGER, J. P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010. ISSN 0378-1127.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório Anual 2016 SOS Mata Atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica. São Paulo. 2016

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica—período 2015-2016**. Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo. 2017

GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012. ISSN 2175-7860.

GIANNINI, T. C. et al. Safeguarding ecosystem services: a methodological framework to buffer the joint effect of habitat configuration and climate change. **PloS one**, v. 10, n. 6, p. e0129225, 2015. ISSN 1932-6203.



HARRIS, G.; PIMM, S. L. Range size and extinction risk in forest birds. **Conservation Biology**, v. 22, n. 1, p. 163-171, 2008. ISSN 0888-8892.

HASUI, É. et al. ATLANTIC BIRDS: a data set of bird species from the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology**, v. 99, n. 2, p. 497-497, 2018. ISSN 0012-9658.

HODGSON, J. A. et al. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 5, p. 964-969, 2009. ISSN 1365-2664.

IBGE. **Biomass do Brasil**. Sistema de projeção policônica: escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais - CREN(IBGE), 2004. Disponível online: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html> (acessado em 26/06/2019).

ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção - Sumário Executivo**. MMA, M. M. A. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio 2016.

IUCN 2018. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2018-2. (<https://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 November 2018.) e checadas com a lista de alterações de 2019.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. What size is a biologically relevant landscape? **Landscape Ecology**, v. 27, n. 7, p. 929-941, 2012. ISSN 0921-2973.

JENKINS, C. N. et al. Patterns of vertebrate diversity and protection in Brazil. **PloS one**, v. 10, n. 12, p. e0145064, 2015. ISSN 1932-6203.

KARGER, D. N. et al. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. **Scientific data**, v. 4, p. 170122, 2017. ISSN 2052-4463.

KRAUSS, J. et al. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. **Ecology letters**, v. 13, n. 5, p. 597-605, 2010. ISSN 1461-0248.

KUUSAAARI, M. et al. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 10, p. 564-571, 2009. ISSN 0169-5347.

LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. **Biodiversity and conservation**, v. 23, n. 2, p. 357-368, 2014. ISSN 0960-3115.

LIMA, R. O. **Desenvolvimento de programas para automatização de processos em análises espaciais e ecológicas no ambiente R** 2016. 57 páginas (Mestrado profissional). Biodiversidade

em Unidades de Conservação, Escola Nacional de Botânica Tropical - Jardim Botânico do Rio de Janeiro

LIRA, P. K.; PORTELA, R. C. Q.; TAMBOSI, L. R. Historical land-cover changes and an uncertain future: will the Brazilian Atlantic Forest lose the chance to become a hopespot? In: GRELE, C. E. (Ed). **Atlantic Forest: biodiversity, threats and solution of the megadiverse forest**. Editora Springer. *in press*.

LIRA, P. K.; DE SOUZA LEITE, M.; METZGER, J. P. Temporal Lag in Ecological Responses to Landscape Change: Where Are We Now? **Current Landscape Ecology Reports**, v. 4, n. 3, p. 70-82, 2019. ISSN 2364-494X.

LIRA, P. K. et al. Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 6, p. 1325-1333, 2012a. ISSN 1365-2664.

LIRA, P. K. et al. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80-89, 2012b. ISSN 0378-1127.

LOISELLE, B. A. et al. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 37, n. 7, p. 1288-1301, 2010. ISSN 0305-0270.

LOYOLA, R. D. et al. A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. **Biodiversity and conservation**, v. 22, n. 2, p. 483-495, 2013. ISSN 0960-3115.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008. ISSN 0006-3207.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012. ISSN 1523-1739.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1138-1140, 2009. ISSN 0006-3207.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009. ISSN 0006-3207.

MITTERMEIER, R. A. et al. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005. ISSN 1523-1739.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: (Ed.). **Biodiversity hotspots**: Springer, 2011. p.3-22.

MOLIN, P. G. et al. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2767-2778, 2018. ISSN 0021-8901.

MOREIRA-LIMA, L. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. 513 páginas, Dissertação (Mestrado). Departamento de Zoologia - Instituto de Biociências Universidade de São Paulo, São Paulo.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000. ISSN 0028-0836.

PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PloS one**, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010. ISSN 1932-6203.

PARDINI, R.; NICHOLS, E.; PÜTTKER, T. Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. **Reference Module In Earth Systems And Environmental Sciences. Encyclopedia of the Anthropocene**, v. 3, p. 229-239, 2017.

PEREIRA, G. A. et al. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 14, p. 177-194, 2014. ISSN 0031-1049.

PIMM, S. L. et al. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, v. 344, n. 6187, p. 1246752, 2014. ISSN 0036-8075.

PRIST, P. R. et al. Landscape, environmental and social predictors of Hantavirus risk in São Paulo, Brazil. **PloS one**, v. 11, n. 10, p. e0163459, 2016. ISSN 1932-6203.

Projeto MapBiomas – **Coleção 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**, acessado em 07/01/2020, através do link: <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-BR>. Projeto MapBiomas - é uma iniciativa multi-institucional para gerar mapas anuais de cobertura e uso do solo a partir de processos de classificação automática aplicada a imagens de satélite. A descrição completa do projeto encontra-se em <http://mapbiomas.org>

PÜTTKER, T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, n. 108368, p. 10, 2020. ISSN 0006-3207.

RAPPAPORT, D. I.; TAMBOSI, L. R.; METZGER, J. P. A landscape triage approach: combining spatial and temporal dynamics to prioritize restoration and conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 590-601, 2015. ISSN 1365-2664.

REZENDE, C. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018. ISSN 2530-0644.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009/06/01/ 2009. ISSN 0006-3207.

SÁNCHEZ-TAPIA, A. et al. Model-R: A Framework for Scalable and Reproducible Ecological Niche Modeling. Latin American High Performance Computing Conference, 2017, Springer. p.218-232.

SÁNCHEZ-TAPIA, A. et al. modleR: a modular workflow to perform ecological niche modeling in R. **BioRxiv**, 2020.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319-2331, 2015. ISSN 0960-3115.

SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F.; LONG, A. J. Taxonomy, history, and status of Alagoas Curassow *Mitu mitu* (Linnaeus, 1766), the world's most threatened cracid. **Ararajuba**, v. 12, n. 2, p. 125-132, 2004.

SOUZA, T. V. D. et al. Redistribution of threatened and endemic Atlantic Forest birds under climate change. **Natureza a Conservacao**, v. 9, n. 2, p. 214-218, 2011.

STRASSBURG, B. B. et al. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature ecology & evolution**, v. 3, n. 1, p. 62, 2019. ISSN 2397-334X.

SYMES, W. S. et al. Combined impacts of deforestation and wildlife trade on tropical biodiversity are severely underestimated. **Nature communications**, v. 9, n. 1, p. 1-9, 2018. ISSN 2041-1723.

TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration ecology**, v. 22, n. 2, p. 169-177, 2014. ISSN 1061-2971.

TEIXEIRA, A. M. G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009. ISSN 0378-1127.

TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, n. 6492, p. 65-66, 1994. ISSN 0028-0836.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 14, p. 3627-3643, 2011. ISSN 0960-3115.

UEZU, A.; METZGER, J. P. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. **PLoS One**, v. 11, n. 1, p. e0147909, 2016. ISSN 1932-6203.

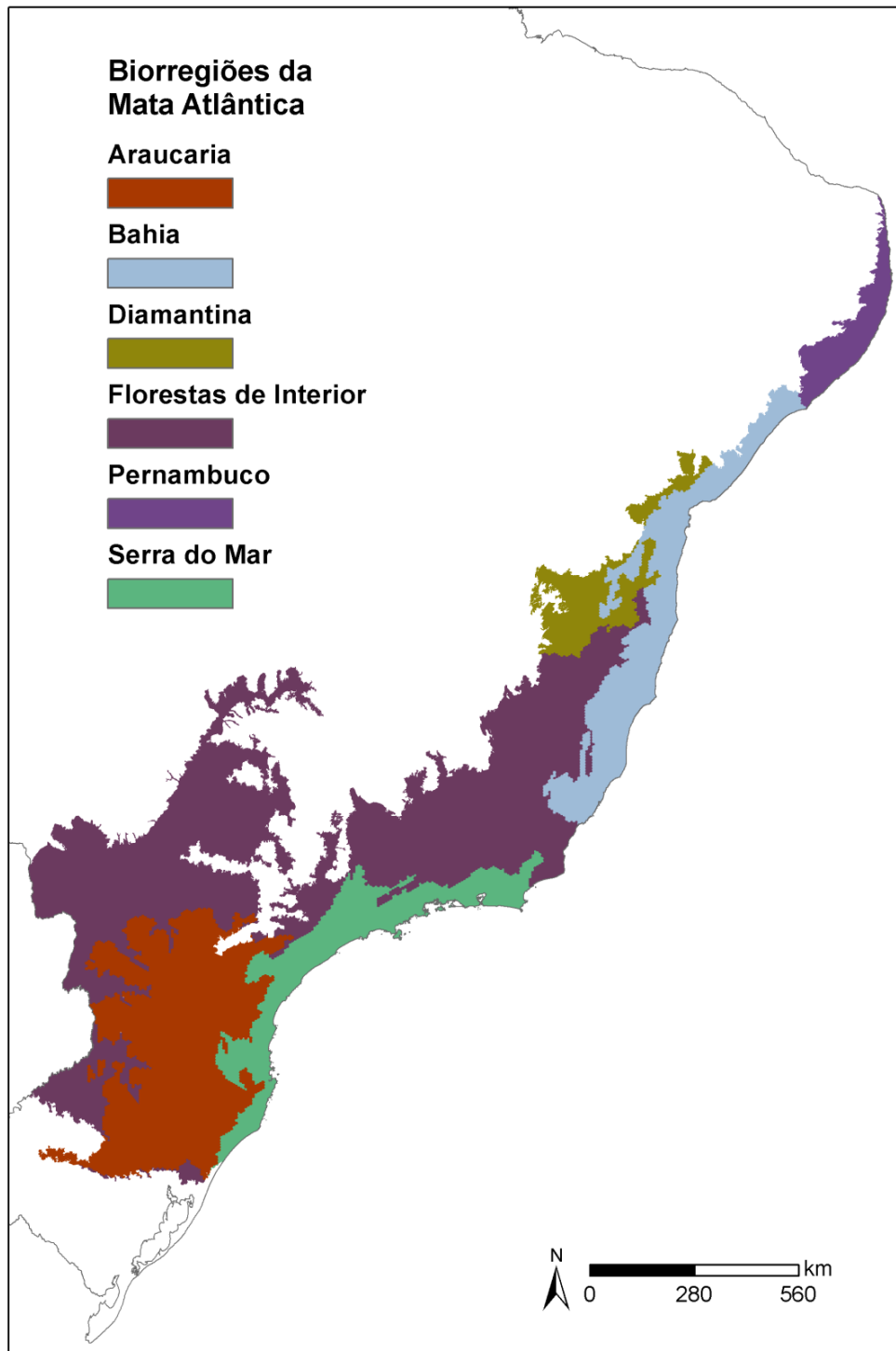
VALE, M. M. et al. Planning protected areas network that are relevant today and under future climate change is possible: the case of Atlantic Forest endemic birds. **PeerJ**, v. 6, p. e4689, 2018. ISSN 2167-8359.

VICTOR, M. D. M. et al. Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois. **Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas**, 2005.

VIDAL, M. M. et al. Predicting the non-linear collapse of plant–frugivore networks due to habitat loss. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1765-1776, 2019. ISSN 0906-7590.

ZWIENER, V. P. et al. Climate change as a driver of biotic homogenization of woody plants in the Atlantic Forest. **Global ecology and biogeography**, v. 27, n. 3, p. 298-309, 2018. ISSN 1466-822X.

## APÊNDICE A



**Figura A1.** Biorregiões da Mata Atlântica, de acordo com Da Silva e Casteleti (2003) utilizadas na edição dos modelos de distribuição potencial de 12 espécies.

## APÊNDICE B

**Tabela B1.** Lista das espécies endêmicas da Mata Atlântica baseada nos trabalhos de Moreira-Lima (2014) e Hasui *et al.* (2018), com os IDs das espécies apresentados nas figuras 3 e 5; nome das espécies validados pela lista World Bird List v. 8.2; classificação de ameaça de extinção de acordo com a lista da IUCN, sendo CR – Criticamente em perigo, EN – Em Perigo, VU – Vulnerável, NT – Quase Ameaçada e LC – Menos Preocupante; porcentagem da distribuição potencial das espécies em relação ao bioma todo; variação da cobertura florestal dentro da distribuição potencial nos 30 anos considerados nesse trabalho; porcentagem de florestas superestimadas, ou seja, a porcentagem de florestas que se encontram fora de paisagens refúgio; porcentagens de florestas em paisagem refúgio, porcentagem de paisagens refúgio e, porcentagem da área de paisagens refúgio coberta pelas classes de adequabilidade de habitat.

ID	Espécie	Grau de ameaça segundo IUCN	Distribuição potencial (%) em relação ao bioma	Varição da cobertura florestal entre 1987 e 2017 %	Floresta superestimada %	Floresta em paisagens refúgio %	Paisagens Refúgio %	Baixa Adequabilidade (% de cobertura do refúgio)	Média-baixa adequabilidade (% de cobertura do refúgio)	Média-alta adequabilidade (% de cobertura do refúgio)	Alta adequabilidade (% de cobertura do refúgio)
1	<i>Myrmotherula snowi</i>	CR	1.20679685	0.117495547	6.674755658	11.505637	19.680839	7.403773571	4.188581057	2.993616496	5.090474997
2	<i>Poliophtila lactea</i>	NT	2.68191908	2.753612217	12.04405594	13.8545344	22.182922	0	1.485154762	6.579308483	14.1309895
3	<i>Terenura sicki</i>	CR	2.25489206	-0.967386199	6.434097586	13.9409704	23.30672	13.06475088	4.671793278	2.0992295	3.455655517
4	<i>Anumara forbesi</i>	EN	2.280101474	-1.155812868	6.769698889	14.7191976	24.833874	0	0.696574622	4.759457177	19.3783612
5	<i>Automolus lammi</i>	EN	3.333290843	-1.725707274	7.212236595	14.7740364	24.744776	2.359268712	5.0178301	4.498599002	12.87556754
6	<i>Conopophaga cearae</i>	LC	3.027103062	-0.289219688	6.280411472	16.9264547	27.813876	18.4486557	5.270389434	1.15355536	2.924649909
7	<i>Tangara fastuosa</i>	VU	3.074743095	-1.289318702	6.437494082	17.1524875	27.108539	11.53388087	2.863078967	5.675815107	7.010779783
8	<i>Pyriglena atra</i>	EN	2.983868294	-2.203032484	6.690191691	18.6311864	30.062008	0.015815357	0.541036415	3.605498436	25.89188232
9	<i>Embernagra longicauda</i>	LC	3.914440673	-1.760214676	8.842407528	20.9926161	36.640353	17.73242371	8.97349564	5.674153054	4.203254773
10	<i>Scytalopus petrophilus</i>	LC	2.764366485	0.971597208	8.535822042	22.9269752	34.568849	0.081498509	1.895940992	3.397326444	29.10824412
11	<i>Myrmoderus ruficauda</i>	EN	8.355118515	-1.653307118	5.705420782	23.7932271	34.238691	23.43709781	4.952286033	3.391455647	2.429886242

12	<i>Tangara cyanoventris</i>	LC	20.15442551	0.397146409	8.049615752	24.0632646	36.333411	3.154669509	4.121992449	6.195588082	22.84330946
13	<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	LC	18.90636203	0.536665039	7.315505814	24.5613856	34.533557	3.385366629	4.436317652	5.858845512	20.84185095
14	<i>Formicivora iheringi</i>	NT	1.852331217	-4.821961462	6.407919367	25.1472532	40.490352	4.376365768	8.101744094	11.76965655	16.21494868
15	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	LC	30.81242634	-0.135902793	7.225564279	25.201235	36.282672	3.144785275	3.634093515	4.341470846	25.15238539
16	<i>Thamnophilus ambiguus</i>	LC	18.1747124	-1.380204235	5.541307918	25.321781	36.577203	14.20603977	8.291951852	7.376002595	6.704397419
17	<i>Celeus galeatus</i>	VU	18.4793887	-1.604190688	7.639142525	25.3948515	37.163698	3.361889583	6.109680282	12.14306451	15.54221331
18	<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	LC	27.28944149	-0.017033865	7.357207578	25.8312106	37.462282	3.825386435	6.031265665	6.183436086	21.41099945
19	<i>Scytalopus iraiensis</i>	EN	25.25821365	-3.119761902	7.777351637	26.0697522	42.368851	3.322907153	11.26510615	17.17481389	10.59378797
20	<i>Drymophila ochropyga</i>	NT	31.66522323	-0.531743903	7.379898471	26.3666094	38.996805	5.421290171	6.029318847	6.452726782	21.08315619
21	<i>Ortalis araucuan</i>	LC	13.19133307	-2.379807009	5.755870705	26.3713123	39.369304	6.392415564	6.806422642	9.393580034	16.77062634
22	<i>Lipaugus lanioides</i>	NT	30.68528374	-0.543273867	6.964423296	26.459564	38.410519	6.651580511	5.305385222	5.434039346	21.00186044
23	<i>Psilorhamphus guttatus</i>	NT	36.1635002	-0.978654524	7.328048605	26.8441688	39.381822	7.869038236	5.708995646	4.860544119	20.93557697
24	<i>Megascops atricapilla</i>	LC	31.34280251	-0.372077655	6.112889339	26.9172504	37.499256	4.008504712	5.831671826	6.467032551	21.17735846
25	<i>Amazona pretrei</i>	VU	9.251478769	-4.279690771	7.66530865	28.3054874	47.440737	18.85567557	13.81609116	8.475936855	6.28668819
26	<i>Arremon semitorquatus</i>	LC	18.78484462	0.569743384	7.249515046	28.8337284	40.350278	10.90737659	6.448404422	9.36256256	13.61112134
27	<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	LC	28.19095796	-0.57256078	6.881115434	29.1240837	41.406413	0	0	6.412593703	34.97982775
28	<i>Pyrrhura cruentata</i>	VU	8.518345955	-2.180625294	5.267399577	29.4241504	41.665612	5.932799787	8.281811962	8.073748742	19.3735072
29	<i>Crax blumenbachii</i>	EN	1.174568571	-2.085860661	5.299623528	29.7840303	38.478809	0	3.524447679	19.02858629	15.8968616
30	<i>Xipholena atropurpurea</i>	VU	8.462451432	-2.51072872	5.659806676	30.0070885	42.570613	12.72029452	4.501628306	4.673650549	20.66867324



31	<i>Picumnus temminckii</i>	LC	25.50634414	-2.008878026	7.174436296	30.4312479	44.150603	3.374312985	7.113072478	7.622549001	26.03839903
32	<i>Leptasthenura setaria</i>	NT	27.72951827	-3.738062607	7.82470115	30.5852419	47.88897	4.040365876	4.087245234	7.682737497	32.06407551
33	<i>Poospiza cabanisi</i>	LC	22.42366735	-4.145793363	7.459194121	30.6715977	49.054368	1.385391709	3.837958546	9.710635821	34.11405721
34	<i>Rhopornis ardesiacus</i>	EN	1.961452979	-2.116558904	5.518528967	30.7798101	48.24085	0.306816963	7.269783363	22.12530831	18.55384538
35	<i>Piprites pileata</i>	VU	25.39882177	-3.197498199	7.185599899	30.9100808	46.52229	27.01998737	7.157161452	8.099182029	4.264573987
36	<i>Drymophila rubricollis</i>	LC	31.0588857	-2.658908893	7.514972223	31.1175047	46.478988	3.827496717	6.124512396	10.03314278	26.47899146
37	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	LC	22.06479634	-1.150477662	6.368196789	31.1370063	43.763708	0	0	1.0056464	42.75051728
38	<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	NT	27.68537309	-1.812930092	6.920069238	31.3567703	46.00231	2.825238346	5.603067601	7.519870109	30.03876111
39	<i>Hemitriccus diops</i>	LC	19.9087469	-0.091981769	7.455897843	31.3981949	44.074697	0	3.297130952	11.52529156	29.22090081
40	<i>Cotinga maculata</i>	EN	10.46919608	-1.793346015	4.81584749	31.6103229	43.276461	13.01886944	7.585531318	6.17340268	16.48861702
41	<i>Pteroglossus bailloni</i>	NT	24.24789161	-0.781718434	6.770801162	31.8432712	45.088091	3.795604741	6.503168156	6.888943114	27.88647802
42	<i>Philydor lichtensteini</i>	LC	24.37705595	-1.116074767	6.096073804	31.909609	44.740864	1.967884116	6.967899171	7.917554501	27.88019685
43	<i>Muscipipra vetula</i>	LC	32.2122778	-2.745261595	7.019084729	32.0643062	48.17665	1.22921003	5.628195192	11.19537521	30.11043169
44	<i>Ilicura militaris</i>	LC	21.9216834	-0.45896636	6.86647355	32.9203396	46.770613	8.844940563	6.451657384	8.167083876	23.28607554
45	<i>Pyrrhura leucotis</i>	VU	14.20254755	-1.388683601	4.989508872	33.5649404	46.46789	10.96130213	8.917079464	9.783782412	16.80047752
46	<i>Cranioleuca pallida</i>	LC	15.07892672	-0.121137741	6.872725126	33.6727249	47.378495	13.4166499	7.946092143	7.279789923	18.71800471
47	<i>Chamaeza ruficauda</i>	LC	29.20688732	-3.008139597	7.349620824	33.7503345	50.768187	9.278529554	10.39468252	10.86547052	20.21240821
48	<i>Heliobletus contaminatus</i>	LC	29.81346864	-3.675595638	7.180583495	34.4678907	52.063049	4.700734614	5.59755635	9.142088294	32.60637394
49	<i>Biatas nigropectus</i>	VU	23.62892376	-2.501247319	6.770957273	34.5228242	50.130461	0	0	7.621082795	42.49679519
50	<i>Saltator maxillosus</i>	LC	26.77473855	-3.853048675	7.042172916	34.5395884	52.777057	3.377099629	8.208591693	12.19578686	28.97669357
51	<i>Myrmotherula urosticta</i>	VU	8.238074063	-2.535217878	5.476908654	34.7032815	48.017178	14.68669072	8.02821446	8.286346561	17.01108468

52	<i>Hylopezus nattereri</i>	LC	26.49415526	-3.778018598	7.319288088	34.9590439	52.440175	2.161085831	6.816355893	11.24138897	32.20443378
53	<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	LC	9.666638819	0.750655397	6.707312274	35.4820181	50.17888	7.16024383	12.07127297	13.09024337	17.82400227
54	<i>Notharchus swainsoni</i>	LC	13.1068533	-0.021232567	4.565667761	35.6834006	45.972772	9.993670282	8.388727996	9.474166264	18.09198181
55	<i>Herpsilochmus pileatus</i>	VU	7.034834596	-3.678406345	5.050976937	35.92736	51.46622	5.464308434	9.120410639	13.26678513	23.61510148
56	<i>Selenidera maculirostris</i>	LC	18.38529734	-0.369103484	5.253147227	35.9946157	47.84623	10.57207795	9.085145271	9.090597985	19.07924754
57	<i>Hemitriccus obsoletus</i>	LC	25.56520522	-4.233993023	6.908551837	36.1655453	54.097478	4.243029319	6.788538502	10.08057112	32.96460058
58	<i>Conopophaga melanops</i>	LC	21.08877406	-1.341312914	4.941154949	36.2980988	49.264009	14.65908652	7.602066307	8.371704535	18.61812025
59	<i>Touit surdus</i>	VU	16.39195682	-1.854753429	4.874500123	36.4727759	50.330939	20.49960711	7.032005511	7.62296323	15.16451008
60	<i>Scytalopus speluncae</i>	LC	27.36193055	-3.462359569	6.602206222	36.9554232	55.031671	0.165209388	2.943892733	10.35409725	41.55087155
61	<i>Poospiza lateralis</i>	LC	5.921244835	0.402190841	6.682565468	37.1777324	50.840002	17.00212722	8.604463051	7.639692558	17.53306875
62	<i>Thraupis ornata</i>	LC	18.55906267	-0.530782087	6.194540743	37.2174531	51.795901	10.89850412	5.725938187	8.605876401	26.54781246
63	<i>Hemitriccus orbitatus</i>	NT	15.03530562	-0.560496171	5.278101311	37.4971005	50.229368	7.648366795	6.460045443	6.294574873	29.81486874
64	<i>Anabazenops fuscus</i>	LC	17.26550172	-0.548274945	6.483373683	37.7565393	52.560021	10.46772764	9.445649915	11.2040282	21.42055541
65	<i>Machaeropterus regulus</i>	LC	12.12885564	-2.502291137	4.985653507	37.9234225	52.531286	38.25932551	5.865855316	4.181903946	4.211181152
66	<i>Pipile jacutinga</i>	EN	13.1286191	-0.771936707	5.681668847	38.118028	49.607103	7.862129816	10.6042434	11.97414938	19.15647348
67	<i>Drymophila ferruginea</i>	LC	16.89192561	-0.276239195	6.189768537	38.1181366	52.669666	6.855667707	8.553975786	10.32936936	26.90778095
68	<i>Phylloscartes sylviolus</i>	NT	15.48209616	-1.349658377	5.974290852	38.1948576	51.043203	10.38586899	10.78061896	10.99670186	18.87401866
69	<i>Ramphocelus bresilia</i>	LC	18.0893054	-1.105342155	5.279719805	38.2740866	52.239707	13.37107996	9.019951308	9.096415207	20.73288907

70	<i>Picumnus nebulosus</i>	NT	14.59508819	-5.777191834	6.369118488	38.2758927	59.446043	0	3.341633763	14.09084223	42.00705381
71	<i>Phaethornis eurynome</i>	LC	18.8251731	-1.062729315	6.088956216	38.8249718	54.015983	8.725728052	8.052622243	12.81616147	24.40290893
72	<i>Leptasthenura striolata</i>	LC	7.429004148	-5.389692556	5.723334252	39.0201622	58.575318	3.984494796	13.4787876	13.18025757	27.92945244
73	<i>Phaethornis squalidus</i>	LC	15.88392129	-1.009082987	5.436809912	39.7360931	54.185967	11.25853835	7.261567215	9.28785669	26.35785521
74	<i>Neopelma chrysolophum</i>	LC	8.511243976	-0.082892151	6.179809821	39.8623575	53.560622	9.517909658	8.102388025	7.746913051	28.15384758
75	<i>Tangara seledon</i>	LC	19.93388307	-1.205992699	5.132376348	39.877474	53.932889	10.54378541	10.14519616	10.43275565	22.79019548
76	<i>Procnias nudicollis</i>	VU	20.68144267	-1.982275773	5.170144164	39.9092509	55.547177	0	0.369096196	7.206858879	47.95341374
77	<i>Dendrocincla turdina</i>	LC	19.34146509	-1.22042268	5.241653941	40.0462332	54.448778	10.38441953	10.65330266	10.48214901	22.90527607
78	<i>Dysithamnus stictothorax</i>	NT	15.51120003	-0.639332651	5.3277572	40.767559	55.443036	12.31957678	6.955623958	7.102949991	29.03465413
79	<i>Attila rufus</i>	LC	16.75435428	-0.826114798	5.353053651	41.0547591	56.276085	10.52061292	6.364206179	9.187316012	30.18074354
80	<i>Stymphalornis acutirostris</i>	EN	5.321131415	-1.574282643	3.153834947	41.1917312	52.078179	33.70307452	7.867834554	5.914428768	4.583461468
81	<i>Brotogeris tirica</i>	LC	21.11319689	-1.746957667	5.084150696	41.6136049	57.683787	12.20482427	11.10272054	11.69827841	22.66634218
82	<i>Sporophila falcirostris</i>	VU	16.5311959	-0.724959734	5.24414708	41.8773653	56.544585	14.66603315	8.038844489	9.862384633	23.94694478
83	<i>Tangara desmaresti</i>	LC	14.91826549	-0.906599293	5.667775165	41.961916	57.637845	15.97099721	10.53098105	11.83903873	19.27423013
84	<i>Drymophila squamata</i>	LC	15.86718036	-1.576911497	4.65374821	42.0528257	56.328166	13.53244836	8.522318206	11.95780866	22.29914642
85	<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	VU	14.37476012	-0.842740887	4.755474803	42.236538	56.303549	15.41171459	9.142033059	9.85472939	21.87708847
86	<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	LC	15.09748198	-0.961918412	5.024629783	42.2501975	56.893848	0	0	0	56.86744913
87	<i>Myrmotherula minor</i>	VU	11.36123089	-0.721975328	4.44319089	42.3479311	55.502053	16.84079331	9.175308941	10.5379728	18.92635026

88	<i>Crypturellus noctivagus</i>	NT	10.28475484	-1.356161838	4.341413978	42.3772222	54.609463	5.988097258	8.377491561	12.44206725	27.7965545
89	<i>Terenura maculata</i>	LC	15.51779984	-0.662395195	4.969737007	42.4300852	56.63944	13.07155563	8.386609534	8.871243575	26.27820684
90	<i>Philydor atricapillus</i>	LC	16.08391466	-1.250017707	4.875408679	42.4650289	57.271265	13.09275442	6.872767222	6.801870248	30.47853595
91	<i>Euphonia pectoralis</i>	LC	17.62868708	-0.76901936	4.99427103	42.8225584	58.070327	12.24469828	7.827497888	8.644657601	29.33022791
92	<i>Glaucidium minutissimum</i>	LC	18.39869968	-2.066524405	4.850017401	42.8347884	58.259606	9.584585979	7.795731849	10.17028439	30.68856653
93	<i>Sporophila frontalis</i>	VU	15.21974253	-1.039667553	5.324227653	42.8965071	58.744953	11.77661102	7.046177806	10.20333636	29.69284052
94	<i>Phibalura flavirostris</i>	NT	12.6450222	-2.59794049	5.603694966	43.1943592	61.455255	3.386346659	18.01034002	21.34962507	18.67839194
95	<i>Poospiza thoracica</i>	LC	5.135583736	0.002342302	5.530757896	43.3889696	59.962927	0.035714909	4.104862155	21.8527592	33.90956034
96	<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	NT	14.83361724	-1.158816145	5.270164452	43.6075657	59.808732	15.22750162	9.080234345	14.48148005	20.99573554
97	<i>Tangara cyanocephala</i>	LC	14.58263462	-1.171983646	4.538452816	43.8301524	58.676977	15.62968596	5.721636711	6.433996288	30.87690326
98	<i>Onychorhynchus swainsoni</i>	VU	15.52294947	-1.815896304	4.7936143	44.0426692	60.439627	14.57369452	14.18562965	12.44333651	19.21612282
99	<i>Phylloscartes paulista</i>	NT	12.02050898	-0.755008368	5.013157992	44.1110506	57.839091	8.436565922	9.379049906	8.030182353	31.96481616
100	<i>Myiothlypis rivularis</i>	LC	13.07827295	-1.20231618	4.90521806	44.5774629	58.640118	14.46526056	8.885074394	8.29803888	26.9703324
101	<i>Thripophaga macroura</i>	VU	3.53695705	-1.943452386	4.01251902	44.719911	62.341317	30.3336055	13.46976587	11.42285393	7.112685228
102	<i>Clytolaema rubricauda</i>	LC	14.33959585	-1.157093581	5.154690748	44.7583974	61.07566	13.17104761	10.92620014	15.78262559	21.17116479
103	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	NT	15.91605771	-2.943957486	5.18995212	45.1565157	63.563057	11.92345119	11.21629801	12.48260185	27.91544393
104	<i>Stephanoxis lalandi</i>	LC	8.65033704	-0.966276175	5.452495079	45.1597629	60.90978	16.99198125	17.11960134	11.18157746	15.58648049
105	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	LC	14.61039295	-1.521708296	4.705339798	45.1782289	61.454737	12.66175913	7.210165825	7.916154974	33.64541172

106	<i>Pseudastur polionotus</i>	NT	17.66072722	-2.242730322	4.93282889	45.4373476	62.757629	15.72680592	10.63386585	10.07408941	26.30376799
107	<i>Phylloscartes oustaleti</i>	NT	15.07783937	-1.743162893	4.898990554	45.4454907	62.33276	14.66357728	7.1806589	8.293361176	32.17016068
108	<i>Iodopleura pipra</i>	EN	11.59026654	-1.41957823	4.422160199	45.6550706	61.197874	14.4500435	10.29536795	9.691744008	26.73531573
109	<i>Orchesticus abeillei</i>	NT	13.73579097	-1.781188728	4.976952951	45.8219738	62.394557	14.49764727	8.651866093	11.45257237	27.76679535
110	<i>Carpornis melanocephala</i>	VU	15.40942667	-2.24418486	4.429744574	46.3009637	62.797844	15.79964493	11.96729736	12.79076188	22.22566534
111	<i>Carpornis cucullata</i>	NT	16.92253654	-2.77667239	4.845163994	46.306789	64.829536	31.09010785	11.94481684	10.66546222	11.16548665
112	<i>Amadonastur lacernulatus</i>	VU	13.02009212	-1.430167134	4.091501557	46.328138	60.931546	16.17708337	9.327188064	8.54555201	26.85887833
113	<i>Ramphodon naevius</i>	NT	11.39709337	-0.972005707	3.643722457	46.3378107	59.647358	16.05690832	7.486905661	11.17873846	24.91289969
114	<i>Tangara cyanoptera</i>	NT	15.88667743	-1.684541306	4.396127818	46.4103978	62.577479	24.94420494	7.414489452	7.902117897	22.29733447
115	<i>Cyanocorax caeruleus</i>	NT	12.48746969	-4.511403522	4.767411876	46.6375442	65.842925	0	0	5.14184254	60.69600027
116	<i>Tangara peruviana</i>	VU	12.79679166	-2.424510706	3.788160627	46.9832055	61.560626	30.25273648	8.329887259	7.775873431	15.1995522
117	<i>Hemitriccus furcatus</i>	VU	9.99703309	-0.976095697	4.369438779	47.3949198	62.969268	11.57513607	15.62331822	17.15158441	18.59840782
118	<i>Rhopias gularis</i>	LC	13.72867517	-1.524336803	4.501741196	47.6691655	64.782213	10.45270405	7.416808807	9.570257388	37.32115772
119	<i>Phylloscartes difficilis</i>	NT	8.687976798	-1.147455102	4.978147354	47.7443151	63.932246	25.00550146	12.74768097	10.61410291	15.52738261
120	<i>Orthogonys chloricterus</i>	LC	13.30597763	-1.716810639	4.370120226	48.687461	65.5521	18.55790328	8.039032362	8.299350502	30.63397301
121	<i>Touit melanonotus</i>	VU	13.74369044	-1.73344369	4.169074216	48.7973633	64.938127	18.55319074	10.44469957	12.23776147	23.66971819
122	<i>Myrmotherula unicolor</i>	NT	9.071540861	-1.279613088	3.7203208	49.0469717	62.454176	15.4884649	6.797924323	10.60416916	29.54630707
123	<i>Trichlaria malachitacea</i>	NT	14.14172623	-2.333382849	4.395735202	49.0763866	67.477238	17.82505838	9.562953513	10.27321825	29.79507572
124	<i>Acrobatornis fonsecai</i>	VU	3.84692166	-1.57701768	3.860253199	49.5223457	68.880675	0	0.735389211	26.12937898	42.00405937

125	<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	LC	7.028068742	-1.175057411	4.821872805	50.0539438	66.10863	21.30914083	8.995358894	10.69915433	25.06208597
126	<i>Glaucis dohrnii</i>	EN	4.156823839	-3.589255737	3.651944249	50.4837142	70.848933	14.10274999	16.85229957	18.90614393	21.01264643
127	<i>Claravis geoffroyi</i>	CR	11.23397753	-1.378720915	4.350044666	51.3687069	67.433337	3.827074386	7.771924799	16.82926471	38.97532695
128	<i>Myrmoderus squamosus</i>	LC	8.90218503	-2.310082003	3.445266681	55.6027841	71.291858	15.42555752	7.29054188	12.64502751	35.91227486
129	<i>Merulaxis ater</i>	NT	9.494072167	-1.317654457	3.39599884	55.8676378	72.327162	24.34921563	11.16623694	12.70091889	24.07773448
130	<i>Formicivora erythronotos</i>	EN	1.010131361	-3.399379994	1.263283463	71.8766955	88.164317	0	0	4.867265139	83.28478726
131	<i>Amazona brasiliensis</i>	NT	1.311728749	-2.806021849	1.02699161	75.0253843	87.598883	21.78102369	14.10717796	13.60343904	38.10107349

**Tabela B2.** Lista das espécies endêmicas da Mata Atlântica baseada nos trabalhos de Moreira-Lima (2014) e Hasui *et al.* (2018), com nomes comuns em português e inglês e com os Ids das espécies apresentados nas figuras 3 e 5; nome das espécies (em ordem alfabética) validados pela lista World Bird List v. 8.2; classificação de ameaça de extinção de acordo com a lista da IUCN, sendo CR – Criticamente em perigo, EN – Em Perigo, VU – Vulnerável, NT – Quase Ameaçada e LC – Menos Preocupante.

ID	Ordem	Família	Espécie	Autor (descrição)	Nome em Português	Nome em Inglês	Grau de ameaça segundo IUCN
124	Passeriformes	Furnariidae	<i>Acrobatornis fonsecai</i>	Pacheco, Whitney & Gonzaga, 1996	Acrobata	Pink-legged Graveteiro	VU
112	Accipitriformes	Accipitridae	<i>Amadonastur lacernulatus</i>	Temminck, 1827	Gavião-pombo-pequeno	White-necked Hawk	VU
131	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona brasiliensis</i>	Linnaeus, 1758	Papagaio-de-cara-roxa	Red-tailed Parrot	NT
25	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona pretrei</i>	Temminck, 1830	Papagaio-charão	Red-spectacled Parrot	VU
103	Passeriformes	Furnariidae	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	Temminck, 1823	Limpa-folha-miúdo	White-browed Foliage-gleaner	NT
64	Passeriformes	Furnariidae	<i>Anabazenops fuscus</i>	Vieillot, 1816	Trepador-coleira	White-collared Foliage-gleaner	LC
4	Passeriformes	Icteridade	<i>Anumara forbesi</i>	Sclater, 1886	Anumará	Forbe's Blackbird	EN
86	Apodiformes	Trochilidae	<i>Aphantochroa cirrochloris</i>	Vieillot, 1818	Beija-flor-cinza	Sombre Hummingbird	LC
26	Passeriformes	Emberizidae	<i>Arremon semitorquatus</i>	Swainson, 1838	Tico-tico-do-mato	Half-collared Sparrow	LC
79	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Attila rufus</i>	Vieillot, 1819	Capitão-de-saíra	Gray-hooded Attila	LC

5	Passeriformes	Furnariidae	<i>Automolus lammi</i>	Zimmer, 1947	Barraqueiro-do-nordeste	Pernambuco Foliage-gleaner	EN
49	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Biatas nigropectus</i>	Lafresnaye, 1850	Papo-branco	White-bearded Antshrike	VU
81	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Brotogeris tirica</i>	Gmelin, 1788	Periquito-rico	Plain Parakeet	LC
111	Passeriformes	Cotingidae	<i>Carpornis cucullata</i>	Swainson, 1821	Corocochó	Hooded-Berryeater	NT
110	Passeriformes	Cotingidae	<i>Carpornis melanocephala</i>	Wied, 1920	Sabiá-pimenta	Black-headed Berryeater	VU
17	Piciformes	Picidae	<i>Celeus galeatus</i>	Temminck, 1822	Pica-pau-de-cara-canela	Helmeted Woodpecker	VU
47	Passeriformes	Formicariidae	<i>Chamaeza ruficauda</i>	Cabanis & Heine, 1859	Tovaca-de-rabo-vermelho	Rufous-tailed Antthrush	LC
105	Passeriformes	Furnariidae	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	Jardine & Selby, 1830	Trepador-sobrançelha	Pale-browed Treehunter	LC
127	Columbiformes	Columbidae	<i>Claravis geoffroyi</i>	Temminck, 1811	Pararu-espelho	Purple-winged Ground-Dove	CR
102	Apodiformes	Trochilidae	<i>Clytolaema rubricauda</i>	Boddaert, 1783	Beija-flor-rubi	Brazilian Ruby	LC
6	Passeriformes	Conopophagidae	<i>Conopophaga cearae</i>	Cory, 1916	Chupa-dente-do-nordeste	Ceara Gnatcatcher	LC
58	Passeriformes	Conopophagidae	<i>Conopophaga melanops</i>	Vieillot, 1818	Cuspidor-de-máscara-preta	Black-cheeked Gnatcatcher	LC
40	Passeriformes	Cotingidae	<i>Cotinga maculata</i>	Statius Muller, 1776	Crejoá	Banded Cotinga	EN
46	Passeriformes	Furnariidae	<i>Cranioleuca pallida</i>	Wied, 1831	Arredio-pálido	Pallid Spinetail	LC
29	Galliformes	Cracidae	<i>Crax blumenbachii</i>	Spix, 1825	Mutum-de-bico-vermelho	Red-billed Curassow	EN
88	Tinamiformes	Tinamidae	<i>Crypturellus noctivagus</i>	Wied, 1820	Jaó-do-sul	Yellow-legged Tinamou	NT



115	Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocorax caeruleus</i>	Vieillot, 1818	Gralha-azul	Azure Jay	NT
77	Passeriformes	Dendrocolaptidae	<i>Dendrocincla turdina</i>	Lichtenstein, 1820	Arapaçu-liso	Plain-winged Woodcreeper	LC
67	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Drymophila ferruginea</i>	Temminck, 1822	Trovoada	Ferruginous Antbird	LC
20	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Drymophila ochropyga</i>	Hellmayr, 1906	Choquinha-de-dorso-vermelho	Ochre-rumped Antbird	NT
36	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Drymophila rubricollis</i>	Bertoni, 1901	Trovoada-de-bertoni	Bertoni's Antbird	LC
84	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Drymophila squamata</i>	Lichtenstein, 1823	Pintadinho	Scaled Antbird	LC
78	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Dysithamnus stictothorax</i>	Temminck, 1823	Choquinha-de-peito-pintado	Spot-breasted Antvireo	NT
125	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	Burmeister, 1856	Choquinha-de-asa-ferrugem	Rufous-backed Antvireo	LC
38	Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	Wied, 1831	Macuquinho	White-breasted Tapaculo	NT
9	Passeriformes	Thraupidae	<i>Embernagra longicauda</i>	Strickland, 1844	Rabo-mole-da-serra	Pale-throated Serra-Finch	LC
91	Passeriformes	Fringillidae	<i>Euphonia pectoralis</i>	Latham, 1801	Ferro-velho	Chesnut-bellied Euphonia	LC
130	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Formicivora erythronotos</i>	Hartlaub, 1852	Formigueiro-de-cabeça-negra	Black-hooded Antwren	EN
14	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Formicivora iheringi</i>	Hellmayr, 1909	Formigueiro-do-nordeste	Narrow-billed Antwren	NT
92	Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium minutissimum</i>	Wied, 1830	Caburé-miudinho	Least Pygmy-Owl	LC
126	Apodiformes	Trochilidae	<i>Glaucis dohrnii</i>	Bourcier & Mulsant, 1852	Balança-rabo-canela	Hook-billed Hermit	EN

48	Passeriformes	Furnariidae	<i>Heliobletus contaminatus</i>	Berlepsch, 1885	Trepadorzinho	Sharp-billed Treehunter	LC
27	Passeriformes	Thraupidae	<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	Vieillot, 1818	Sáira-ferrugem	Rufous-headed Tanager	LC
39	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus diops</i>	Temminck, 1822	Olho-falso	Drab-breasted Pygmy-Tyrant	LC
117	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus furcatus</i>	Lafresnaye, 1846	Papa-moscas-estrela	Fork-tailed Pygmy-Tyrant	VU
18	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	Wied, 1831	Tachuri-campainha	Hangnest Tody-Tyrant	LC
57	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus obsoletus</i>	Miranda-Ribeiro, 1906	Catraca	Brown-breasted Pygmy-Tyrant	LC
63	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Hemitriccus orbitatus</i>	Wied, 1831	Tiririzinho-do-mato	Eye-ringed Tody-Tiranty	NT
55	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Herpsilochmus pileatus</i>	Lichtenstein, 1823	Chorozinho-de-boné	Bahia Antwren	VU
52	Passeriformes	Grallariidae	<i>Hylopezus nattereri</i>	Pinto, 1937	Pinto-do-mato	Speckle-breasted Antpitta	LC
37	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	Vieillot, 1816	Chocão-carijó	Spot-backed Antshrike	LC
44	Passeriformes	Furnariidae	<i>Ilicura militaris</i>	Shaw & Nodder, 1809	Tangarazinho	Pin-tailed Manakin	LC
108	Passeriformes	Tityridae	<i>Iodopleura pipra</i>	Lesson, 1831	Anambezinho	Buff-throated Purpletuft	EN
32	Passeriformes	Furnariidae	<i>Leptasthenura setaria</i>	Temminck, 1824	Grimpeiro	Araucaria Tit-Spinetail	NT
72	Passeriformes	Furnariidae	<i>Leptasthenura striolata</i>	Pelzeln, 1856	Grimpeirinho	Striolated Tit-Spinetail	LC

22	Passeriformes	Cotingidae	<i>Lipaugus lanioides</i>	Lesson, 1844	Tropeiro-da-serra	Cinnamon-vented Piha	NT
65	Passeriformes	Pipridae	<i>Machaeropterus regulus</i>	Hahn, 1819	Tangará-rajado	Striped Manakin	LC
24	Strigiformes	Strigidae	<i>Megascops atricapilla</i>	Temminck, 1822	Corujinha-sapo	Black-capped Screech-Owl	LC
129	Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Merulaxis ater</i>	Lesson, 1830	Entufado	Slaty Bristlefront	NT
43	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Muscipipra vetula</i>	Lichtenstein, 1823	Tesoura-cinzenta	Shear-tailed Gray Tyrant	LC
100	Passeriformes	Parulidae	<i>Myiothlypis rivularis</i>	Wied, 1821	Pula-pula-ribeirinho	Neotropical River Warbler	LC
11	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Myrmoderus ruficauda</i>	Wied, 1831	Formigueiro-de-cauda-ruiva	Scalloped Antbird	EN
128	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Myrmoderus squamosus</i>	Pelzelin, 1868	Papa-formiga-de-grota	Squamate Antbird	LC
87	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Myrmotherula minor</i>	Salvadori, 1864	Choquinha-pequena	Salvadori's Antwren	VU
1	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Myrmotherula snowi</i>	Teixeira & Gonzaga, 1985	Choquinha-de-alagoas	Alagoas Antwren	CR
122	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Myrmotherula unicolor</i>	Ménétriès, 1835	Choquinha-cinzenta	Unicolored Antwren	NT
51	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Myrmotherula urosticta</i>	Sclater, 1857	Choquinha-de-rabo-cintado	Band-tailed Antwren	VU
74	Passeriformes	Pipridae	<i>Neopelma chrysolophum</i>	Pinto, 1944	Fruxu	Serra do Mar Tyrant-Manakin	LC
54	Galbuliformes	Bucconidae	<i>Notharchus swainsoni</i>	Gray, 1846	Macuru-de-barriga-castanha	Buff-bellied Puffbird	LC

98	Passeriformes	Onychorhynchidae	<i>Onychorhynchus swainsoni</i>	Pelzelin, 1858	Maria-leque-do-sudeste	Atlantic Royal Flycatcher	VU
109	Passeriformes	Thraupidae	<i>Orchesticus abeillei</i>	Lesson, 1839	Sanhaçu-pardo	Brown Tanager	NT
21	Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis araucuan</i>	Spix, 1825	Aracua-de barriga-branca	White-bellied Chachalaca	LC
120	Passeriformes	Mitrospingidae	<i>Orthogonys chloricterus</i>	Vieillot, 1819	Catirumbava	Olive-green Tanager	LC
53	Passeriformes	Furnariidae	<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	Wied, 1821	João-botina-da-mata	Orange-eyed Thornbird	LC
13	Passeriformes	Furnariidae	<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	Pelzelin, 1858	João-botina-do-brejo	Orange-breasted Thornbird	LC
71	Apodiformes	Trochilidae	<i>Phaethornis eurynome</i>	Lesson, 1832	Rabo-branco-de-garganta-rajada	Scale-throated Hermit	LC
73	Apodiformes	Trochilidae	<i>Phaethornis squalidus</i>	Temminck, 1822	Rabo-branco-pequeno	Dusky-throated Hermit	LC
94	Passeriformes	Cotingidae	<i>Phibalura flavirostris</i>	Vieillot, 1816	Tesourinha-da-mata	Swallow-tailed Cotinga	NT
90	Passeriformes	Furnariidae	<i>Philydor atricapillus</i>	Wied, 1821	Limpa-folha-coroadado	Black-capped Foliage-gleaner	LC
42	Passeriformes	Furnariidae	<i>Philydor lichtensteini</i>	Cabanes & Heines, 1859	Limpa-folha-ocráceo	Ochre-breasted Foliage-gleaner	LC
96	Passeriformes	Tyrannidae	<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	Sclater, 1862	Piolhinho-serrano	Gray-capped Tyrannulet	NT
119	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Phylloscartes difficilis</i>	Ihering & Ihering, 1907	Estalinho	Serra do Mar Tyrannulet	NT
107	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Phylloscartes oustaleti</i>	Sclater, 1887	Papa-moscas-de-olheiras	Oustalet's Tyrannulet	NT

99	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Phylloscartes paulista</i>	Ihering & Ihering, 1907	Não-pode-parar	Sao Paulo Tyrannulet	NT
68	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Phylloscartes sylviolus</i>	Cabanis & Heine, 1859	Maria-pequena	Bay-ringed Tyrannulet	NT
70	Piciformes	Picidae	<i>Picumnus nebulosus</i>	Sundevall, 1866	Pica-pau-anão-carijó	Mottled Piculet	NT
31	Piciformes	Picidae	<i>Picumnus temminckii</i>	Lafresnaye, 1845	Pica-pau-anão-de-coleira	Ochre-collared Piculet	LC
66	Galliformes	Cracidae	<i>Pipile jacutinga</i>	Spix, 1825	Jacutinga	Black-fronted Piping-Guan	EN
35	Passeriformes	Pipritidae	<i>Piprites pileata</i>	Temminck, 1822	Caneleirinho-de-chapéu-peto	Black-capped Piprites	VU
85	Passeriformes	Platyrrhynchidae	<i>Platyrrhynchus leucoryphus</i>	Wied, 1831	Patinho-gigante	Russet-winged Spadebill	VU
2	Passeriformes	Poliioptilidae	<i>Poliioptila lactea</i>	Sharpe, 1885	Balança-rabo-leitoso	Creamy-bellied Gnatcatcher	NT
33	Passeriformes	Thraupidae	<i>Poospiza cabanisi</i>	Bonaparte, 1850	Tico-tico-da-taquara	Gray-throated Warbling-Finc	LC
61	Passeriformes	Thraupidae	<i>Poospiza lateralis</i>	Nordmann, 1835	Quete	Buff-throated Warbling-Finc	LC
95	Passeriformes	Emberizidae	<i>Poospiza thoracica</i>	Nordmann, 1835	Peito-pinhão	Bay-chested Warbling-Finch	LC
76	Passeriformes	Cotingidae	<i>Procnias nudicollis</i>	Vieillot, 1817	Araponga	Bare-throated Bellbird	VU
106	Accipitriformes	Accipitridae	<i>Pseudastur polionotus</i>	Kaup, 1847	Gavião-pombo-grande	Mantled Hawk	NT
23	Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Psilorhamphus guttatus</i>	Ménétrières, 1835	Tapaculo-pintado	Spotted Bamboowren	NT
41	Piciformes	Ramphastidae	<i>Pteroglossus bailloni</i>	Vieillot, 1819	Araçari-banana	Saffron Toucanet	NT

8	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Pyriglena atra</i>	Swainson, 1825	Papa-taoca-da-bahia	Fringe-backed Fire-eye	EN
28	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Pyrrhura cruentata</i>	Wied, 1820	Tiriba-grande	Blue-throated Parakeet	VU
45	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Pyrrhura leucotis</i>	Kuhl, 1820	Tiriba-de-orelha-branca	Maroon-faced Parakeet	VU
69	Passeriformes	Thraupidae	<i>Ramphocelus bresilia</i>	Linnaeus, 1766	Tiê-sangue	Brazilian Tanager	LC
113	Apodiformes	Trochilidae	<i>Ramphodon naevius</i>	Dumont, 1818	Beija-flor-rajado	Saw-billed Hermit	NT
118	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Rhopias gularis</i>	Pelzeln, 1868	Choquinha-de-garganta-pintada	Star-throated Antwren	LC
34	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Rhopornis ardesiacus</i>	Wied, 1831	Gravatzeiro	Slender Antbird	EN
50	Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator maxillosus</i>	Cabanis, 1851	Bico-grosso	Thick-billed Saltator	LC
19	Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Scytalopus iraiensis</i>	Bornschein, Reinert & Pichorim, 1998	Macuquinho-da-várzea	Marsh Tapaculo	EN
10	Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Scytalopus petrophilus</i>	Whitney, Vasconcelos, Silveira & Pacheco, 2010	Tapaculo-serrano	Rock Tapaculo	LC
60	Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Scytalopus speluncae</i>	Ménétriès, 1835	Tapaculo-preto	Mouse-colored Tapaculo	LC
56	Piciformes	Ramphastidae	<i>Selenidera maculirostris</i>	Lichtenstein, 1823	Araçari-poca	Spot-billed Toucanet	LC
82	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila falcirostris</i>	Temminck, 1820	Cigarra-verdadeira	Temminck's Seedeater	VU
93	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila frontalis</i>	Verreaux, 1869	Pixoxó	Buffy-fronted Seedeater	VU
104	Apodiformes	Trochilidae	<i>Stephanoxis lalandi</i>	Vieillot, 1818	Beija-flor-de-topete	Plovercrest	LC

80	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Stymphalornis acutirostris</i>	Bornschein, Reinert & Teixeira, 1995	Bicudinho-do-brejo	Parana Antwren	EN
97	Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara cyanocephala</i>	Statius Muller, 1776	Sáira-militar	Red-necked Tanager	LC
114	Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara cyanoptera</i>	Vieillot, 1817	Sanhaçu-de-encontro-azul	Azure-shouldered Tanager	NT
12	Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara cyanoventris</i>	Vieillot, 1819	Sáira-douradinha	Gilt-edged Tanager	LC
83	Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara desmaresti</i>	Vieillot, 1819	Sáira-lagarta	Brassy-breasted Tanager	LC
7	Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara fastuosa</i>	Lesson, 1831	Pintor-verdadeiro	Seven-colored Tanager	VU
116	Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara peruviana</i>	Desmarest, 1806	Sáira-sapucaia	Black-backed Tanager	VU
75	Passeriformes	Thraupidae	<i>Tangara seledon</i>	Statius Muller, 1776	Sáira-sete-cores	Green-headed Tanager	LC
89	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Terenura maculata</i>	Wied, 1831	Zidedê	Streak-capped Antwren	LC
3	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Terenura sicki</i>	Teixeira & Gonzaga, 1983	Zidedê-do-nordeste	Orange-bellied Antwren	CR
16	Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus ambiguus</i>	Swainson, 1825	Choca-de-sooretama	crescent-chested Puffbird	LC
62	Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis ornata</i>	Sparman, 1789	Sanhaçu-de-encontro-amarelo	Golden-chevroned Tanager	LC
101	Passeriformes	Furnariidae	<i>Thripophaga macroura</i>	Wied, 1821	Rabo-amarelo	Striated Softtail	VU
15	Passeriformes	Rhynchocyclidae	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	Wied, 1831	Teque-teque	Yellow-lored Tody-Flycatcher	LC
121	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Touit melanonotus</i>	Wied, 1820	Apuim-de-costas-pretas	Brown-backed Parrotlet	VU

59	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Touit surdus</i>	Kuhl, 1820	Apuim-de-cauda-amarela	Golden-tailed Parrotlet	VU
123	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Triclaria malachitacea</i>	Spix, 1824	Sabiá-cica	Blue-bellied Parrot	NT
30	Passeriformes	Cotingidae	<i>Xipholena atropurpurea</i>	Wied, 1920	Anambé-de-asa-branca	White-winged Cotinga	VU

**Material suplementar disponível no seguinte link:**

[https://drive.google.com/drive/folders/1iDi63xuSah65hA7pkxt8wfvjo1az\\_uNT?usp=sharing](https://drive.google.com/drive/folders/1iDi63xuSah65hA7pkxt8wfvjo1az_uNT?usp=sharing)