



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

KAUÊ FELIPPE DE MORAES

**O efeito das mudanças climáticas sobre as aves endêmicas do centro de
endemismo Belém**

Belém
2019

KAUÊ FELIPPE DE MORAES

**O efeito das mudanças climáticas sobre as aves endêmicas do centro de
endemismo Belém**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (mestrado) do convênio Universidade Federal do Pará e Embrapa como parte do requisito para obtenção do grau de mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia

Linha de Pesquisa: Ecologia Teórica e Aplicada

**Orientadora: Dra. Marcela Guimarães Moreira
Lima**

Co-orientador: Dr. Marcos Pérsio Dantas Santos

Belém
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M827e Moraes, Kauê Felipe de

O efeito das mudanças climáticas sobre as aves endêmicas do centro de endemismo Belém / Kauê Felipe de Moraes. — 2019. XXIII, 43 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Marcela Guimarães Moreira Lima

Coorientador(a): Prof. Dr. Marcos Pêrsio Dantas Santos Dissertação

(Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em

Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

1. Modelos de distribuição de Espécies. 2. Aves. 3. Mudanças climáticas. 4. Centro de Endemismo Belém. 5. Priorização espacial. I. Título.

CDD 574.524

Kauê Felipe de Moraes

**O efeito das mudanças climáticas sobre as aves endêmicas do centro de
endemismo Belém**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dra. Marcela Guimarães Moreira Lima
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva
Instituto Federal Goiano

Prof. Dr. Bruno Vilela de Moraes e Silva
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Matheus S. Lima-Ribeiro
Universidade Federal de Goiás – Campus Jataí

Prof. Dra. Bárbara Dunck Oliveira
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Lincoln Carneiro
Universidade Federal do Pará – Campus Cametá

Aprovada em: 26 de abril de 2019.

Local de defesa: ICB – ANEXO (SAT 2)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e a Nossa Senhora de Nazaré, pelas conquistas alcançadas e condições favoráveis que me trouxeram até aqui, ao meu pai Daniel Moraes por todo suporte desde a graduação, minha mãe Mariza Felipe por ser minha a maior fonte de inspiração acadêmica e pessoal, e minha irmã Tainá Felipe por todo apoio, se fazendo presente, mesmo estando longe. Agradeço aos meus amigos que por muitas vezes serviram de porto seguro durante os períodos mais conturbados e estressantes dessa jornada, em especial a Fernanda Campêlo não só pelas contribuições gráficas para o trabalho, mas por todo apoio emocional, preocupação, e companheirismo até aqui. Agradeço também aos meus colegas do laboratório de ecologia e zoologia de vertebrados da Universidade Federal do Pará, especialmente a Msc. Gabriela Ribeiro por todos os ensinamentos e conselhos durante todo o curso, à orientadora Dra. Marcela Lima e co-orientador Dr. Marcos Pêrsio pelos ensinamentos e principalmente paciência. Por último, agradeço ao CNPQ pela concessão da bolsa e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará por ter me proporcionado uma série de experiências e ensinamentos.

O efeito das mudanças climáticas sobre as aves endêmicas do centro de endemismo Belém

RESUMO

Nos últimos anos, as emissões de dióxido de carbono têm sido potencializadas por diversos processos antrópicos, acarretando em alterações climáticas que ameaçam diretamente a biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas naturais. Diante desse cenário de mudanças climáticas, as florestas tropicais úmidas estão entre as áreas mais impactadas. Dentre os centros de endemismo da Amazônia, o Centro de Endemismo Belém (CEB) se encontra na região mais afetada pelo chamado “arco do desmatamento” e possui grande concentração de espécies de aves ameaçadas da Amazônia onde 56% das espécies de aves endêmicas da região estão sob algum status de ameaça. Visando avaliar o efeito das mudanças climáticas e identificar de áreas de refúgios climáticos, uma vez que com as mudanças rápidas no clima, as espécies terão a tendência de buscar áreas onde se tenha a conservação de seus nichos, os Modelos de Distribuição de Espécies (MDE) vem sendo uma ferramenta amplamente utilizada para tentar evitar futuras extinções. Neste trabalho, procurou-se avaliar quais áreas possuem adequabilidade climática para a ocorrência dos táxons, além de identificar áreas prioritárias para conservação de aves do centro de endemismo Belém. Para isso, geramos modelos de adequabilidade climática dos táxons alvo nos cenários presente e futuro (ano de 2050), além de identificar as áreas que possuem cobertura florestal em ambos os cenários, uma vez que os táxons endêmicos do CEB são estritamente florestais. A análise de priorização espacial levou em consideração a adequabilidade climática nos cenários presente e futuro, afim de apontar as áreas de refúgios climáticos na região do CEB. Os resultados revelam que, ao sobrepor os modelos de distribuição dos táxons com os cenários atual e futuro de remanescentes florestais, observa-se uma perda média de 90% de áreas adequadas, podendo acarretar na extinção de 43% dos táxons endêmicos do Centro de Endemismo Belém. Considerando as análises de priorização, nota-se que as áreas protegidas (APs) atuais existentes na região protegem cerca de 20% das áreas de ocorrência dos táxons endêmicos e são identificadas como áreas de refúgios climáticos. Além das APs, existem outras áreas de refúgios climáticos na região centro-sul do CEB, porém com baixa conectividade com as áreas protegidas, o que sugere a necessidade criação de corredores ecológicos para região para que se tenham populações geneticamente viáveis no futuro. Diante do exposto, é notório que as áreas protegidas possuem um papel fundamental para conservação das espécies, porém estudos como este são necessários para apontar as áreas que podem atender as demandas dos táxons diante do cenário de mudanças climáticas.

Palavras-chave: Áreas Protegidas, Aves, Centro de Endemismo Belém, Modelos de distribuição de Espécies, Mudanças climáticas, Priorização espacial

The effect of climate change on endemic birds in the Belem Area of Endemism

ABSTRACT

In recent years, carbon dioxide emissions have been potentiated by a number of man-made processes, leading to climate change that directly threatens biodiversity and the resilience of natural ecosystems. Faced with this climate change scenario, tropical rainforests are among the most impacted areas. Among the centers of endemism in the Amazon, the Belem Area of Endemism (BAE) is in the region most affected by the so-called "deforestation arc" and has a large concentration of endangered bird species in the Amazon where 56% of endemic bird species in the region are under some threat status. Aiming to evaluate the effect of climate change and to identify areas of climatic refuges, since with rapid changes in climate, species will tend to seek areas where their niches are conserved, Species Distribution Models (SDM) has been a widely used tool to try to avoid future extinctions. In this work, we tried to evaluate which areas have climatic suitability for the occurrence of taxa, as well as to identify priority areas for bird conservation in the Belem Area of Endemism. For this, we generate models of climatic suitability for the target taxa in present and future scenarios (year of 2050), in addition to identifying the areas that have forest cover in both scenarios, since the BEA endemic taxa are strictly forested. The spatial prioritization analysis took into account the climatic suitability in the present and future scenarios, in order to point out the areas of climatic refuges in the BEA region. The results show that, by overlapping the distribution patterns of taxa with the current and future scenarios of forest remnants, an average loss of 90% of suitable areas is observed, which can lead to the extinction of 43% of taxa endemic to the Belem Area of Endemism. Considering the prioritization analyzes, it is noted that the current protected areas (PAs) in the region protect about 20% of the endemic taxa 'occurrence areas and are identified as areas of climatic refuges. In addition to PAs, there are other areas of climatic refuges in the central-southern region of the BAE, but with low connectivity with protected areas, suggesting the need to create ecological corridors for the region to have genetically viable populations in the future. In view of the above, it is well known that protected areas play a fundamental role in the conservation of species, but studies such as these are needed to identify the areas that can meet the demands of the taxa in the face of climate change.

Keywords: Protected Areas, Birds, Belem Area of Endemism, Species distribution models, Climate change, Space prioritization

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	8
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
2.1. Área de estudo.....	11
2.2. Táxons alvo.....	11
2.3. Obtenção de Dados de Ocorrência.....	12
2.4. Variáveis Ambientais.....	12
2.5. Modelagem e Avaliação dos Modelos.....	13
2.6. Sobreposição de Modelos climáticos e Cobertura florestal.....	14
2.7. Priorização Espacial para Conservação.....	15
3. RESULTADOS.....	17
4. DISCUSSÃO.....	25
5. CONCLUSÃO GERAL.....	29
6. REFERÊNCIA.....	30
7. ANEXOS.....	43

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, as emissões de dióxido de carbono têm sido potencializadas por diversos processos antrópicos, acarretando um aumento da temperatura média do planeta (Fearnside, 1997; Cox et al., 2000; Solomon et al., 2009; Esquivel-Muelbert et al., 2018). Relatórios de avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) têm indicado cenários futuros preocupantes como consequência desses processos. Tais mudanças previstas para o clima trazem consigo alterações nos padrões climáticos globais como por exemplo, o derretimento de geleiras e *permafrost* (Anthony et al., 2012), o aumento de temperatura da superfície da terra (Schneider & Held, 2001), alterações nos regimes de precipitação (Polade et al., 2014), dentre outros processos que vêm sendo amplamente estudados nas últimas décadas (Walther et al., 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Dore, 2005; Moss et al., 2010; Cheng et al., 2013; Esquivel-Muelbert et al., 2018). Combinadas, essas alterações ameaçam a biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas naturais (Tylianakis et al., 2008), diminuindo a quantidade de habitats adequados, alterando as interações ecológicas das diversas espécies e, consequentemente, impactando negativamente nos serviços ecossistêmicos (Hughes, 2000; Root et al., 2003; Parmesan, 2006; Bellard et al., 2012; Soto-Corrêa et al., 2013; Pecl et al. 2017)

Diante desse cenário de mudanças climáticas e suas implicações sobre a biodiversidade, as florestas tropicais úmidas estão entre as áreas mais impactadas (Achard, 2002). As florestas são essenciais para o fluxo de matéria orgânica dos ecossistemas (Houghton, 2007; Yu et al., 2014), manutenção do clima (Bonan, 2008), além de serem economicamente mais rentáveis preservadas, em virtude dos seus serviços ecossistêmicos (Strassburg et al., 2012). A Amazônia, por exemplo, influencia todo o regime de precipitação no hemisfério sul (Malhi et al., 2008) e abriga a maior diversidade biológica do planeta com cerca de 45.000 espécies de plantas e animais (Rylands et al., 2002; Mittermeier et al., 2003). Além disso, oferece vários serviços ecossistêmicos como o armazenamento de carbono, regulação dos fluxos hídricos e climáticos (regionais e globais), e até o controle de populações de espécies vetores de doenças (Foley et al., 2007).

Contudo, o aumento dos períodos de seca em decorrência do atual cenário climático, tem afetado diretamente a diversidade da flora (Malhi et al., 2008; Esquivel-Muelbert et al., 2018) e, consequentemente, influenciado nas distribuições de espécies dependentes de florestas (Buchanan et al., 2011). Estudos apontam para possíveis “savanizações” na Amazônia oriental, devido ao aumento desses períodos de seca (Salazar et al., 2007; Anjos et al., 2018). Essa substituição do tipo florestal pode levar a exposição direta de condições climáticas diferentes dos padrões amazônicos às espécies da região (Ribeiro et al., 2016), podendo ter como resultado o enfraquecimento das populações, e possivelmente levá-las à extinção (Sinervo et al., 2010). Além disso, a Amazônia vem sendo afetada

por várias atividades antrópicas como extração de madeira, agricultura mecanizada de larga escala, mineração, pecuária, além das implementações de projetos de infraestrutura (Fujisaka et al., 1996; Soares-Filho et al., 2006; Almeida & Vieira, 2010; Domingues & Bermann, 2012; Asner et al., 2013).

Um padrão biogeográfico importante na Amazônia são as áreas de endemismo limitadas por grandes rios. Essas áreas representam um mosaico com uma complexa história evolutivas (Silva et al., 2005; Almeida & Vieira, 2010), contendo biotas e processos ecológicos singulares formados por vários eventos de especiação (Ribas et al., 2011). Dos oito centros de endemismo propostos por Silva et al. (2005), cinco estão localizados na região denominada “Arco do Desmatamento”, área que concentra 75% de todo o desmatamento da região amazônica (Capobianco et al., 2001; Domingues & Bermann, 2012; Almeida et al., 2013). Entre estes, o centro de endemismo Belém (CEB) é o mais impactado, com cerca de 76% de sua área total já desmatada (Almeida & Vieira, 2010).

Atualmente, o CEB possui uma grande concentração de espécies de aves ameaçadas da Amazônia onde 56% das espécies de aves endêmicas da região estão sob algum status de ameaça (MMA, 2014; IUCN, 2017). As aves são consideradas organismos chave para a manutenção do equilíbrio ecológico dentro de um habitat, por serem animais dispersores de sementes (Christianini & Oliveira, 2010) e atuarem no controle de populações de insetos (Marquis & Whelan, 1994). Além disso, são consideradas eficientes bioindicadores por serem sensíveis a alterações ambientais (Sekercioglu et al., 2012), o que as torna importantes modelos para entendermos os efeitos das mudanças climáticas previstas para o futuro e traçarmos estratégias para a conservação e manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

Uma ferramenta que vem sendo amplamente utilizada e tem se mostrado muito eficiente para avaliar os efeitos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade são os Modelos de Distribuição de Espécies (MDE) (Guisan & Zimmermann, 2000; Elith & Leathwick, 2009; Peterson et al., 2011; Pena et al., 2017; Carvajal et al., 2018). Estes modelos são baseados na teoria de nicho de Grinnell (1924), que trata o nicho ecológico como a unidade de distribuição ocupada por uma espécie, onde os indivíduos são limitados por variáveis físicas e climáticas do ambiente onde se encontram. Sendo assim, a partir dos pontos de ocorrência das espécies, somados as condições climáticas locais, torna-se possível definir as preferências climáticas das espécies e apontar as regiões de adequabilidade climática para as mesmas (Anderson et al., 2003). Esses modelos têm sido cada vez mais utilizados para compreender os nichos de cada espécie (Silva et al., 2014; Giannini et al., 2015; Fagundes et al., 2016; Carvalho et al., 2017), prever as possíveis áreas adequadas para ocorrência de espécies invasoras (Peterson & Robins, 2003; Thuiller et al., 2005; Peterson et al., 2006), avaliar potenciais efeitos de mudanças climáticas (Giannini et al., 2012; Martins et al., 2015; Silva et al., 2015) e identificar áreas de distribuição conhecida de espécies raras (Guisan et al., 2006).

Diante desse contexto de mudanças climáticas, os MDE também são usados na identificação de áreas de refúgios climáticos, uma vez que com as mudanças rápidas no clima, as espécies terão a tendência de buscar áreas onde se tenha a conservação de seus nichos, não se esperando assim que estas tenham uma rápida evolução em suas capacidades de tolerância climática (Parmesan & Yohe, 2003; Peterson & Nyári, 2007). Dessa forma, a identificação destes refúgios climáticos deve ser prioritária, uma vez que estas áreas possuem os recursos necessários para a manutenção e sobrevivência dessas espécies a longo prazo, mesmo em um cenário de mudanças climáticas como o previsto para o futuro (Carnaval et al., 2009; Keppel et al., 2012; Terribile et al., 2012; Collevatti et al., 2013; Lemes & Loyola, 2013;). A identificação destes refúgios climáticos pode ser realizada através da metodologia de MDE juntamente com uma ferramenta de priorização espacial (Carrol et al., 2010; Loyola et al., 2012; Lemes & Loyola, 2013; Pietro-Torres et al., 2018).

A priorização espacial para conservação destaca-se por ser uma ferramenta eficiente proposta com o objetivo de maximizar os esforços de conservação de espécies alvo em uma rede de áreas prioritárias (Margules & Pressy, 2000; Smith et al., 2006). Esse método tem aumentado a eficiência na escolha das Áreas Protegidas (Sánchez-Cordero et al., 2005; Peterson, 2006; Ko et al., 2009; Ribeiro et al., 2018) se destacando como uma ferramenta para o Planejamento Sistemático da Conservação (Margules & Pressey, 2000). Tais avaliações são críticas e fundamentais, principalmente, em paisagens de rápido desenvolvimento (Pressey et al., 2007), uma vez que, as oportunidades de conservação se tornam limitadas à medida que as terras naturais são convertidas em agricultura e desenvolvimento urbano, como é o caso do CEB.

Diante do exposto, nosso trabalho tem por objetivo responder as seguintes questões: (1) Qual o impacto das mudanças climáticas somado ao desmatamento no presente e no futuro sobre a distribuição de aves endêmicas do Centro de Endemismo Belém? e (2) Quais áreas são prioritárias para a conservação de aves endêmicas do CEB considerando a adequação climática e o desmatamento? Nossas hipóteses são: (1) Frente aos impactos ambientais que tem fragmentado a região amazônica (Laurance et al., 2000) e as emissões de gases que influenciam diretamente nos padrões climáticos (Solomon et al., 2009), as mudanças climáticas somadas ao desmatamento têm grande impacto nos processo ecológicos que agem sobre a biota e por tanto se esses impactos persistirem ao longo do tempo, deverão reduzir significativamente a quantidade de áreas adequadas para esses táxons no futuro. (Malhi et al., 2008; Ribeiro et al., 2016); (2) Em virtude do CEB ser a área com os maiores índices de degradação ambiental em toda a Amazônia, com 76% de sua área florestal já desmatada, esperamos que as áreas prioritárias para a conservação de aves estejam associadas aos grandes blocos remanescentes de florestas dentro do CEB, os quais seriam mais resilientes a alterações climáticas e ao desmatamento

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na região do Centro de Endemismo Belém (CEB), localizado no leste da Amazônia. O CEB é o menor dos centros de endemismos, com limites entre a zona leste do Pará (Rio Tocantins) e zona oeste do Maranhão (Rio Pindaré), possuindo uma área aproximada de 243.000 km² (Almeida & Vieira, 2010) (Figura 1).

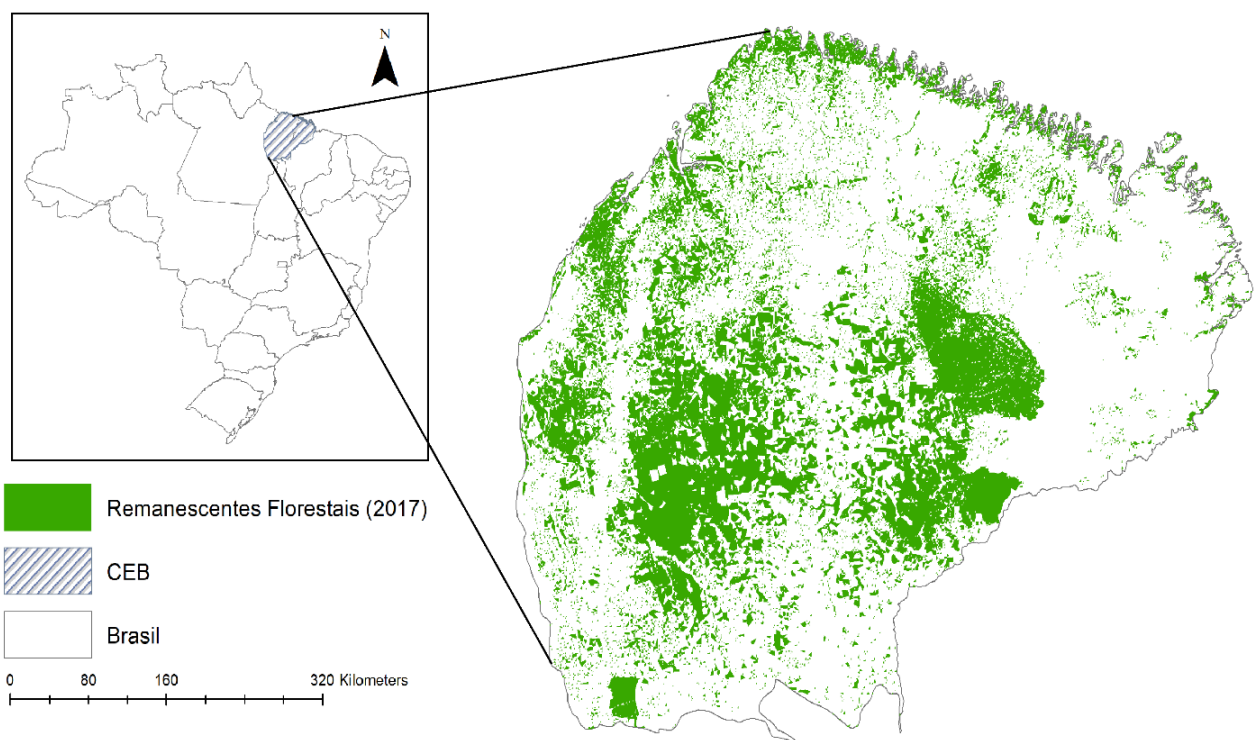


Figura 1. Mapa do Centro de Endemismo Belém.

2.2. Táxons Alvo

Como táxons alvo, selecionamos para este estudo as aves endêmicas do CEB. Totalizando 16 táxons, os quais são todos dependentes de áreas florestais (Roma, 1996; Portes et al., 2011; MMA, 2014) (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de táxons endêmicos do Centro de Endemismo Belém.

Táxon	Status MMA	Status IUCN
<i>Crax fasciolata pinima</i>	CR	VU
<i>Psophia obscura</i>	VU	CR
<i>Threnetes leucurus medianus</i>	-	LC
<i>Pteroglossus bitorquatus bitorquatus</i>	VU	EN
<i>Piculus paraensis</i>	EN	LC
<i>Thamnophilus aethiops incertus</i>	-	LC
<i>Phlegopsis nigromaculata paraensis</i>	VU	LC
<i>Dendrocincla merula badia</i>	VU	LC
<i>Dendrexetastes rufigula paraensis</i>	EN	LC
<i>Synallaxis rutilans omissa</i>	-	LC
<i>Piprites chloris grisescens</i>	VU	LC
<i>Terenotriccus erythrurus hellmayri</i>	-	LC
<i>Ramphocaenus melanurus austerus</i>	-	LC
<i>Granatellus pelzelni paraensis</i>	-	LC
<i>Tangara velia signata</i>	VU	LC
<i>Lanio cristatus pallidigula</i>	-	LC

2.3. Obtenção de Dados de Ocorrência

O banco de dados foi construído a partir da compilação de registros de ocorrência georeferenciados disponíveis em bancos de dados *online* como: GBIF (<http://www.gbif.org/>), eBird (<https://ebird.org/home>), Portal da Biodiversidade (<https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/>), SpeciesLink (<http://splink.cria.org.br/>) e Vertnet (<http://www.vertnet.org/index.html>). Além disso, realizamos levantamentos em literatura primária e secundária (livros, artigos científicos, teses e relatórios publicados). Também foram utilizadas informações de ocorrência obtidas na coleção de ornitologia do Museu Paraense Emilio Goeldi e de trabalhos realizados pelo laboratório de ecologia e zoologia de vertebrados da Universidade Federal do Pará e de pesquisadores colaboradores. Os dados de ocorrências passaram por uma avaliação dos especialistas da área para que pudéssemos retirar qualquer incerteza ou erro na amostragem. A nomenclatura dos táxons segue o Comitê Brasileiro de Registro Ornitológicos (Piacentini et al., 2015).

2.4. Variáveis Ambientais

A obtenção dos dados climáticos para o cenário atual foi feita a partir do banco de dados disponível na plataforma Worldclim (<http://www.worldclim.org>) que inclui 19 variáveis bioclimáticas. Realizamos um teste de Correlação de Pearson (pair-wise Pearson correlation test), utilizando o *software* R (R Core Team, 2017), para diminuir a colinearidade entre as variáveis (Anexo 1). No caso de alta correlação ($r > |0,8|$), utilizamos apenas uma das variáveis para gerar o modelo de distribuição. Dentre as variáveis correlacionadas, foram escolhidas aquelas que correspondem melhor com a biologia e descrição dos táxons, com base na literatura e na indicação de especialistas. Desse modo foram selecionadas as variáveis: Temperatura média anual (Bio1), Isotermalidade (Bio3), Sazonalidade da temperatura (Bio4), Precipitação anual (Bio12) e Precipitação do mês mais chuvoso (Bio13). Utilizamos a resolução espacial de 30 Arc (1 km² de tamanho de célula), em virtude do tamanho da área de estudo. Para os cenários climáticos do futuro (2050), foram utilizadas as mesmas variáveis selecionadas para o cenário atual, para todos os Modelos de Circulação Geral da Atmosfera-Oceano (AOGCMs) disponíveis no Worldclim considerando o cenário pessimista RCP8.5.

2.5. Modelagem e Avaliação dos Modelos

Cada modelo de distribuição potencial possui incertezas, o que torna a escolha de parâmetros um fator relevante (Diniz-Filho et al., 2009). Desse modo, a modelagem de distribuição potencial de espécies foi realizada a partir de três algoritmos diferentes, visando a obtenção de uma estimativa mais confiável da distribuição dos táxons estudados (Rocchini et al., 2011). O MaxEnt (*Maximum Entropy*) (Phillip & Dudik, 2008) apresenta uma abordagem de presença-*background* que avalia a relação entre os pontos de ocorrência verdadeiros das espécies com todo o ambiente da área de estudo (*background*) (Peterson et al., 2011). Já os algoritmos *Support Vector Machine* (SVM) (Tax & Duin, 2004) e *Random Forest* (RDF) (Breiman, 2001), são modelos de presença-ausência que utiliza os pontos de ocorrência verdadeiros e confronta-os com pontos de ausência. A partir do método de *bootstrap*, que avalia as incertezas dos modelos através de amostragem usando dados de treinamento (Hastie et al., 2009), foi feito o particionamento de dados em 30% de treino e 70% de teste. Ambos os parâmetros estão incluídos nos scripts ENM_TheMetaLand disponível no GitHub (github.com/andrefaa/ENM_TheMetaLand). Todos os modelos foram gerados usando o *R software* v3.4.0 (R Core Team, 2017).

A avaliação dos modelos foi feita através da estatística de distribuição verdadeira (*True Skill Statistics*, TSS) (Allouche et al., 2006), um método dependente de limiar que varia de -1 a 1, onde valores mais próximos de 1 indicam maior acurácia do modelo. Visando obter resultados mais

robustos através das médias das diferentes projeções, nosso modelo final para cada táxon foi gerado a partir da abordagem de *ensemble*, que gera um modelo consenso (atual e futuro) usando somente as réplicas dos algoritmos com o valor de TSS igual ou maior que 0,5 (Figura 2).

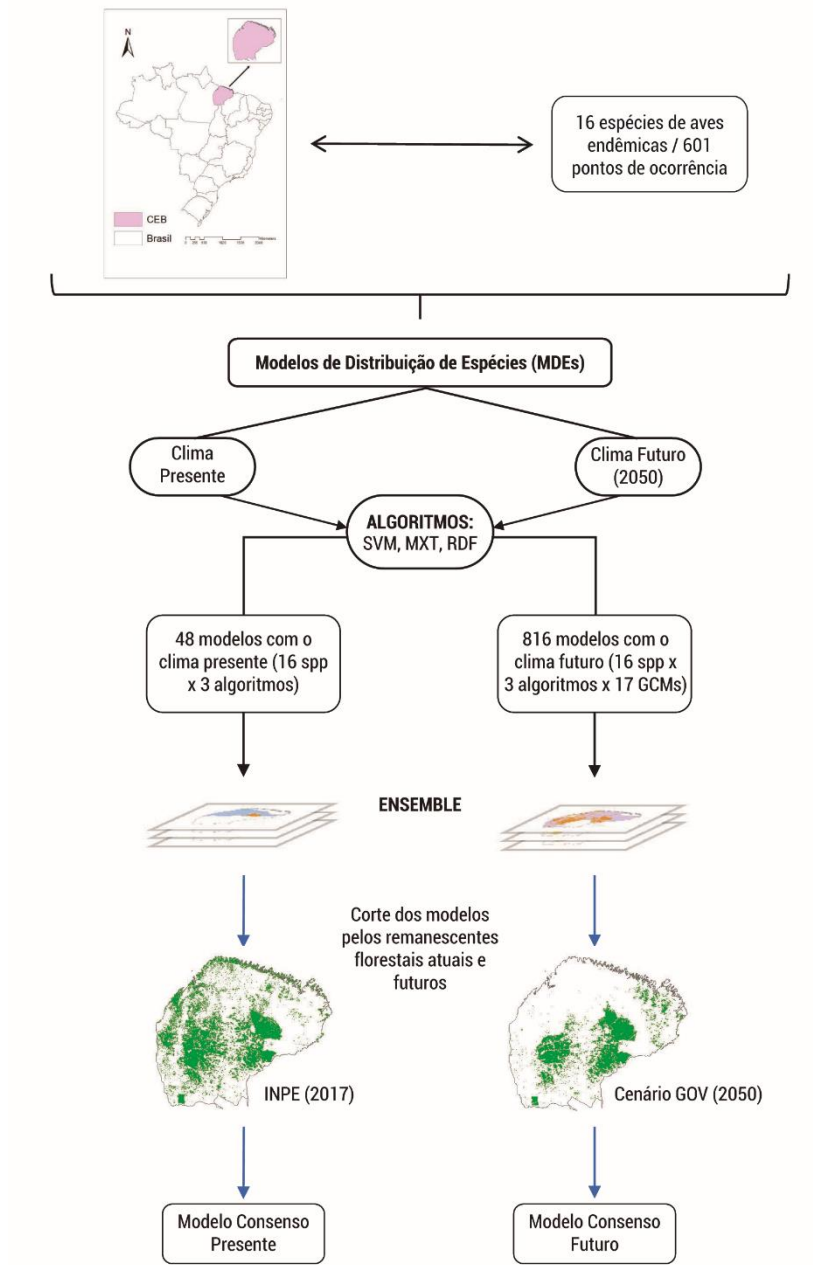


Figura 2. Mapa conceitual dos métodos utilizados neste estudo

2.6. Sobreposição de Modelos climáticos e Cobertura florestal

Para obtermos um modelo mais próximo da distribuição dos nossos táxons, fizemos a sobreposição dos modelos climáticos com os remanescentes florestais para o presente e para o futuro

(Figura 2). As informações dos remanescentes florestais para o presente foram obtidas através do Programa de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES; <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais do Brasil (INPE). Para o futuro, as informações de remanescentes florestais foram extraídas da base de dados do SimAmazonia (<http://csr.ufmg.br/simamazonia/>, Soares-Filho et al., 2006) o qual disponibiliza dois tipos de cenários: “*business-as-usual*” (BAU) e governança (GOV). O cenário “*business-as-usual*” (BAU) assume que não haverá criação de novas Áreas de Proteção, terá baixo índice de cumprimento das leis ambientais atuais e considera as tendências de desmatamento em toda a bacia, projetando as taxas usando valores históricos e suas variações de 1997 a 2002. Já o cenário chamado governança (GOV), é um cenário otimista de desmatamento futuro para 2050, que assume que haverá investimentos em desenvolvimento sustentável, maior fiscalização em relação as legislações ambientais, expansão de Áreas Protegidas na bacia amazônica além de considerar licenciamento ambiental embasados em informações de satélites (Soares-Filho et al., 2006). Considerando as conferências e diretrizes mundiais acerca da preservação do meio ambiente em escala global, utilizaremos o cenário de governança para sobrepor os modelos climáticos com os remanescentes florestais.

2.7. Priorização Espacial para Conservação

Para identificar áreas prioritárias para conservação dos táxons de aves endêmicas na área do CEB, utilizamos o método de priorização espacial através do *software Zonation* versão 4.0.0 (Moilanen et al., 2005, 2014). O *Zonation* é um *software* desenvolvido para análises de priorização para conservação e planejamento sistemático em grande escala que identifica zonas importantes para a manutenção da qualidade do habitat para vários alvos de conservação, sendo um método quantitativo que potencializa a indicação de áreas de persistência comum da biodiversidade a longo prazo (Loyola et al., 2014). Ele fornece uma priorização hierárquica e aninhada da paisagem, com base no valor de conservação de cada região. O valor de conservação leva em consideração a contribuição relativa da quadrícula para atingir a meta de conservação (no nosso caso, a quantidade de táxons dentro de cada célula) de modo que um ranking é estabelecido de células de menores valores para as de maiores valores (Moilanen, 2008; Moilanen et al., 2014).

A partir dos modelos de adequabilidade climática dos táxons, o *software* gerou um ranqueamento de priorização de áreas dentro da paisagem do CEB para os cenários atual e futuro. Em seguida, foi realizada uma dinâmica interativa de remoção de células, onde foram removidas inicialmente as células de menor valor. A cada remoção os cálculos do valor de conservação de cada

célula são refeitos e, a partir destes novos valores, a próxima célula é removida se repetindo até que a última célula seja retirada (Moilanen, 2005). A forma como o valor de conservação das células é calculada e essas são analisadas e removidas varia de acordo com a regra de remoção escolhida.

Para essa dinâmica de remoção de células, optamos por utilizar a função de zoneamento baseada em núcleo de distribuição (*core-area zonation* – CAZ), uma vez que objetivamos escolher áreas para a conservação que tende a preservar as melhores proporções de distribuição de cada espécie, onde a função prioriza áreas com os melhores valores de adequabilidade de nicho para cada táxon, até o final do processo de hierarquização. Essa função minimiza a perda biológica na dinâmica de exclusão das células, baseado no cálculo de perdas marginais mínimas. O valor de conservação das células é estimado a partir dos altos valores de adequabilidade para a distribuição das espécies, ou seja, células com maiores números de sobreposição de distribuição de espécies, e também atribuídas peso àquelas células que representam a distribuição restrita de alguma espécie (ex.: células com espécies endêmicas ou raras). Na remoção a célula de maior valor de conservação é considerada para definir qual apresentará menor perda marginal ao ser removida da paisagem, até a chegada em áreas prioritárias para a conservação (Moilanen et al., 2005; Moilanen, 2007).

Além disso, para orientar o programa em qual ordem os conjuntos de células devem ser analisados e removidos, foi utilizada uma máscara de remoção (Moilanen et al., 2014). Essa máscara não promove nenhuma alteração nos *rasters*-alvos, determinando apenas uma ordem prévia de remoção das células. A máscara de remoção utilizada foi a de áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas) existentes na região do CEB. Essa máscara foi inserida com o objetivo de manter as áreas já existentes dentro da análise de priorização, uma vez que são áreas destinadas por lei para conservação, e também para mensurarmos o quanto essas áreas contemplam de proteção para os táxons estudados. Desse modo, forçamos que as células sobrepostas às unidades de conservação sejam removidas por último. Para isso, atribuímos um valor 1 para células dentro da máscara de áreas protegidas, tornando-as prioritárias na análise e 0 para células que não estavam dentro dessas áreas

Para que pudéssemos identificar e priorizar áreas consideradas refúgios climáticos (Keppel et al., 2012), utilizamos o componente *Ecological Interactions*, que prioriza sítios considerando camadas de interações entre as áreas geradas no presente que estavam disponíveis no futuro (áreas comuns aos dois períodos) (Moilanen et al., 2014). Nesse caso, a remoção de células foi baseada na sobreposição de pixels entre os dois períodos, onde na camada de interação os valores mais altos para conservação foram células onde houve a sobreposição dos modelos presente e futuro com alto valor de adequabilidade, tornando-as altamente prioritárias (Rayfield et al., 2009; Carroll et al., 2010). O componente *Ecological Interactions* também utiliza a capacidade de dispersão (β) das espécies

(Moilanen et al., 2014). Como não possuímos a informação exata sobre a capacidade de dispersão de cada táxon, calculamos o valor de β igual para todos (valor 1), assim assumindo uma mínima capacidade de dispersão que equivaleria a 1 *grid* (1km).

Devido aos altos índices de degradação existentes no CEB, as escalas de porcentagens de áreas protegidas para o mapa de priorização foram analisadas a partir da ecologia, grau de conservação dos táxons e estratégias otimistas de criação ou expansão de áreas protegidas para conservação do CEB. Baseado no fato de que todos os táxons são endêmicos da região do CEB, restritos a ambientes florestais, além de nove táxons estarem sob algum grau de ameaça de extinção (MMA, 2014; IUCN, 2017)(Tabela 1), tentamos estabelecer três intervalos a serem discutidos como prioridades visando maximizar os esforços de proteção destes táxons, sendo assim as metas para priorização foram os intervalos de 30, 50 e 75% de área do CEB.

Visando resultados mais concisos em relação a conservação dos táxons ameaçados, foram realizadas três priorizações com grupos diferentes. A primeira foi realizada com todos os táxons alvo denominado de grupo geral. A segunda foi realizada com os táxons com o status de Vulnerável (VU) segundo a lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção (MMA, 2014), denominado de grupo “Vulnerável”. E a terceira foi realizada com os táxons que se encontram nos status “Em Perigo” e “Críticamente em Perigo”, denominado grupo “Crítico”.

Para a classificação dos táxons nas respectivas categorias de ameaça, optamos por utilizar, preferencialmente, a lista oficial brasileira de animais ameaçados de extinção, a qual é organizada pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA, 2014). Consideramos que o processo de avaliação das espécies quanto ao grau de ameaça realizado pelo MMA é mais robusto e refinado dentre todas as outras listas internacionais de espécies ameaçadas, tendo em vista que o processo de avaliação brasileiro é realizado através de workshops presenciais com ornitólogos especialistas nos biomas e aves brasileiras os quais detém o maior conhecimento disponível sobre essas espécies. Nesse sentido, consideramos a classificação do MMA mais realista e atual.

3. Resultados

Foram obtidos um total de 601 registros de ocorrência únicos para os 16 táxons alvo, variando entre 9 (*D. r. paraensis*) e 80 (*T. a. incertus*) ocorrências (Tabela 2). A partir dos modelos de distribuição, obtivemos o valor médio de TSS de 0.69, variando entre 0.5 e 1 (Tabela 2). Ao sobrepor os modelos de distribuição dos táxons com os cenários atual e futuro de remanescentes florestais, observamos uma perda média de 90% de áreas adequadas, dos quais nove possuem perda de área adequada para o futuro maior que 95% (Tabela 2; Figura 3). Entre táxons mais ameaçados, segundo

a lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção (MMA, 2014), *P. paraensis*, *C. f. pinima* e *D. r. paraensis*, possuirão perda média de 99,5% de área adequada para o futuro, enquanto o táxon mais ameaçado, segundo a lista do IUCN, *P. obscura*, poderá perder 69,2% de área.

Observando o cenário de adequabilidade climática, juntamente com a camada de remanescente florestal atual, verificamos que, em média, os táxons perdem 68% de área adequada (Tabela 2; Figura 3). Os táxons *R. m. austerus*, *P. n. paraensis* e *S. r. omissa* perdem cerca de 72% de área adequada, enquanto para o táxon *T. l. medianus* há uma perda de 80% (Tabela 2). Considerando o cenário futuro de adequabilidade climática juntamente com o cenário de desmatamento GOV, no total, os táxons

Tabela 2. Valores dos modelos de adequabilidade climática para os táxons de aves endêmicas do CEB para os cenários presente e futuro

Táxon	N	Média TSS	PAA/RF ^P	PAA/RF ^F	PAP/F
<i>Crax fasciolata pinima</i>	11	0.708	73.05%	99.73%	99.79%
<i>Psophia obscura</i>	27	0.698	61.65%	87.08%	69.20%
<i>Threnetes leucurus medianus</i>	16	0.72	79.59%	92.20%	66.53%
<i>Pteroglossus bitorquatus bitorquatus</i>	58	0.765	70.20%	99.87%	99.96%
<i>Piculus paraensis</i>	11	0.75	70.87%	100%	100%
<i>Thamnophilus aethiops incertus</i>	80	0.811	70.17%	89.55%	82.12%
<i>Phlegopsis nigromaculata paraensis</i>	66	0.693	71.65%	90.48%	88.13%
<i>Dendrocicla merula badia</i>	50	0.61	66.07%	99.61%	99.95%
<i>Dendrexetastes rufigula paraensis</i>	9	0.667	61.33%	93.18%	98.69%
<i>Synallaxis rutilans omissa</i>	64	0.758	71.17%	88.00%	72.57%
<i>Piprites chloris grisescens</i>	23	0.714	61.46%	87.05%	96.76%
<i>Terenotriccus erythrurus hellmayri</i>	29	0.694	64.50%	95.28%	94.96%
<i>Ramphocaenus melanurus austerus</i>	56	0.723	71.38%	88.04%	71.26%
<i>Granatellus pelzelni paraensis</i>	31	0.667	67.65%	100%	100%
<i>Tangara velia signata</i>	19	0.633	62.70%	99.99%	99.99%
<i>Lanio cristatus pallidigula</i>	51	0.533	68.44%	100%	100%

N = Número de ocorrências únicas

PAA/RF^P = Porcentagem de perda de área adequada considerando os remanescentes florestais no presente

PAA/RF^F = Porcentagem de perda de área adequada considerando os remanescentes florestais segundo o cenário GOV

PAP/F = Porcentagem de perda de área adequada no futuro

têm perda de área em média de 94% (Tabela 2; Figura 3). Sete táxons possuirão menos de 10% de área adequada remanescente, sendo *D. m. badia* (0,38%), *P. b. bitorquatus* (0,12%), *C. f. pinima* (0,26%) e *T. v. signata* (0,01%) as mais afetadas, com menos de 1% de área florestal adequada

restante. Os táxons com status de ameaça mais elevados segundo a lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção (MMA, 2014), *P. paraensis*, *C. f. pinima* e *D. r. paraensis*, possuirão, em média, apenas 2,37% de área adequada para o futuro, enquanto o táxon mais ameaçado segundo a lista do IUCN (2017), *P. obscura*, possuirá apenas 12,92% de área adequada no mesmo período. *G. p. paraensis*, *L. c. pallidigula* e *P. paraensis* não apresentam adequabilidade climática no futuro para o CEB, de modo que, segundo as projeções do estudo, há elevada probabilidade de serem extintas até o ano de 2050 (Figura 4).

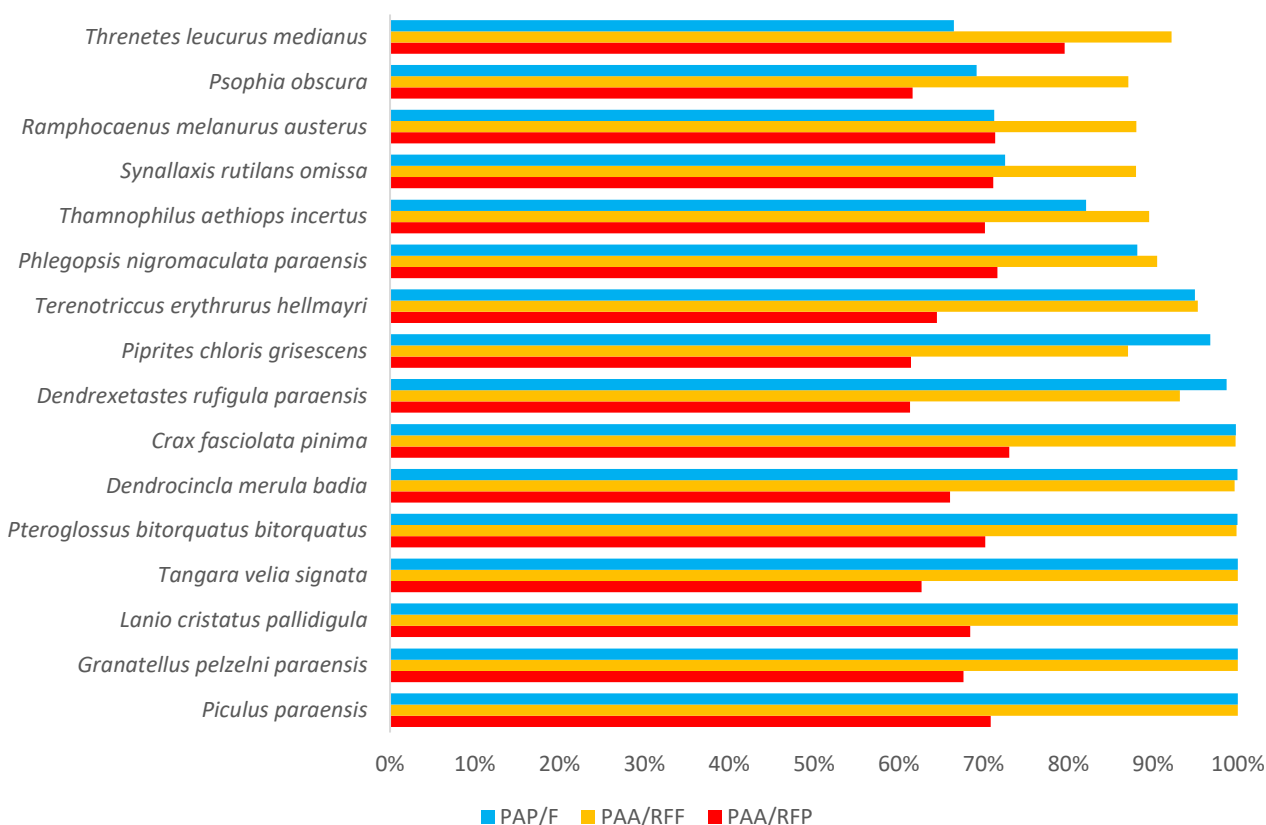


Figura 3. Gráfico de perda de área adequada para as aves endêmicas do Centro de Endemismo Belém (CEB). Em azul, a perda de área adequada no futuro em relação as áreas adequadas atuais. Em vermelho, o percentual de área adequada perdida considerando a sobreposição de remanescentes florestais no presente, e em amarelo o percentual de perda potencial segundo as projeções para o futuro (2050) sobrepostas ao cenário de remanescentes florestais GOV.

Os resultados da priorização espacial mostraram, tanto para o presente como futuro, a região leste do CEB como polo de maior importância para a conservação dos táxons estudados (Figura 5). A partir da estimativa de priorização gerada, observamos a relação entre quantidade de área protegida e área de distribuição dos táxons entre os três grupos analisados. Verificamos que no presente, os 20% das áreas protegidas já existentes contemplam a mesma proporção de área da distribuição de

todos os táxons (grupo Geral) (Figuras 5 e 6). Avaliando somente os grupos com status de ameaça, verifica-se que a mesma proporção de áreas protegidas abrange apenas 17% ($\pm 10\%$) para táxons do grupo Vulnerável, e 14% ($\pm 13\%$) para o grupo Crítico (Tabela 3, Figuras 5 e 6). Entretanto, quando acrescentamos 30% a mais nessas áreas, chegando à estimativa média de priorização (50%), a área de distribuição dentro das áreas protegidas de todos os táxons avaliados passa a ser de 60% ($\pm 57\%$). Ao avaliar os grupos ameaçados, nota-se que a estimativa média de priorização protege 56% ($\pm 50\%$) do grupo Vulnerável e 55% ($\pm 47\%$) do grupo Crítico (Tabela 3, Figuras 5 e 6).

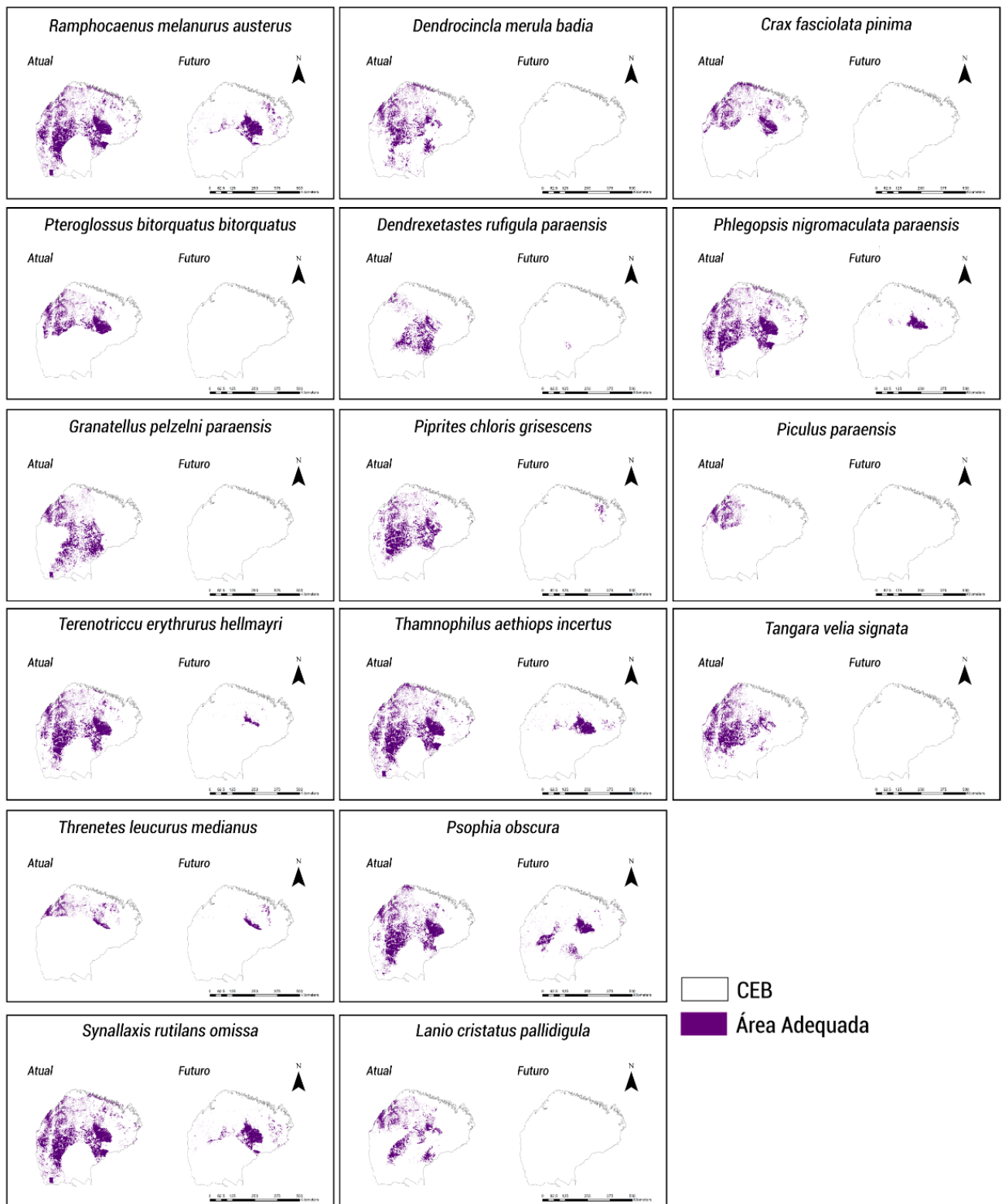
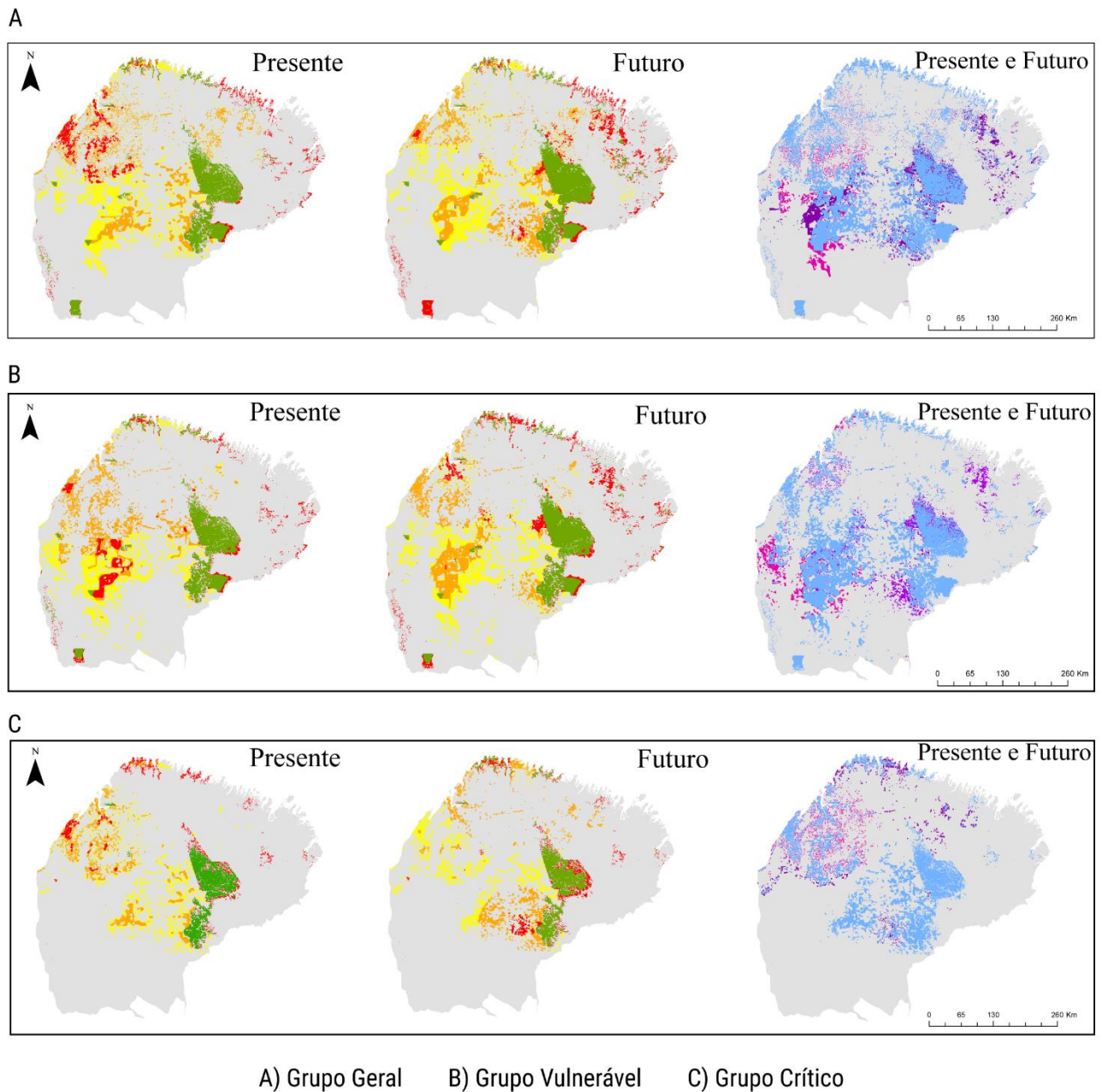


Figura 4. Modelos de Adequabilidade Climática sobrepostos aos remanescentes florestais para as aves endêmicas do Centro de Endemismo Belém (CEB). A linha preta e área em branco delimita o CEB, enquanto a área em roxo representa a distribuição potencial de cada táxon baseado nos cenários atual e futuro.



Legenda

	75% - Estimativa Máxima de Priorização		Áreas Prioritárias Comuns aos Períodos
	50% - Estimativa Média de Priorização		Áreas Prioritárias do Presente
	30% - Estimativa Mínima de Priorização		Áreas Prioritárias do Futuro
	20% - Áreas Protegidas (UCs e TIs)		CEB

Figura 5. Classificação das áreas prioritárias para a conservação dos táxons de aves endêmicas do Centro de Endemismo Belém.

Tabela 3. Proporção das áreas de ocorrência dos táxons contemplados dentro das estimativas de priorização e áreas protegidas existentes. O grupo geral representa todos os táxons estudados, o grupo Vulnerável, os táxons com status Vulnerável (VU) (MMA, 2014) e o grupo Crítico corresponde aos táxons com status "Em Perigo" e "Criticamente em perigo" (EN e CR) (MMA, 2014). PPP: Proporção de Paisagem Protegida, AOT: Área de Ocorrência dos Táxons.

Grupo Geral			
Presente		Futuro	
PPP	AOT	PPP	AOT
20%	20%	20%	30%
30%*	33%	30%	48%
50%**	60%	50%	66%
75%***	86%	75%	87%

Grupo Vulnerável			
Presente		Futuro	
PPP	AOT	PPP	AOT
20%	17%	20%	26%
30%	27%	30%	46%
50%	56%	50%	66%
75%	75%	75%	85%

Grupo Crítico			
Presente		Futuro	
PPP	AOT	PPP	AOT
20%	14%	20%	25%
30%	24%	30%	53%
50%	55%	50%	67%
75%	79%	75%	81%

*30% = Estimativa mínima de priorização

**50% = Estimativa média de priorização

***75% = Estimativa máxima de priorização

Para o cenário futuro, observamos que nas mesmas proporções de porcentagens estimadas na priorização do presente, haverá um aumento de abrangência de área de distribuição dos táxons dentro de áreas protegidas (Tabela 3, Figuras 5 e 7). Em um cenário futuro com 20% de áreas protegidas no CEB, cerca de 30% (± 27) da distribuição do grupo geral será contemplada. Já para os grupos de

táxons Vulneráveis e Críticos, 26% (± 19) e 25% (± 23) da área de ocorrência será contemplada respectivamente (Tabela 3, Figuras 5 e 7).

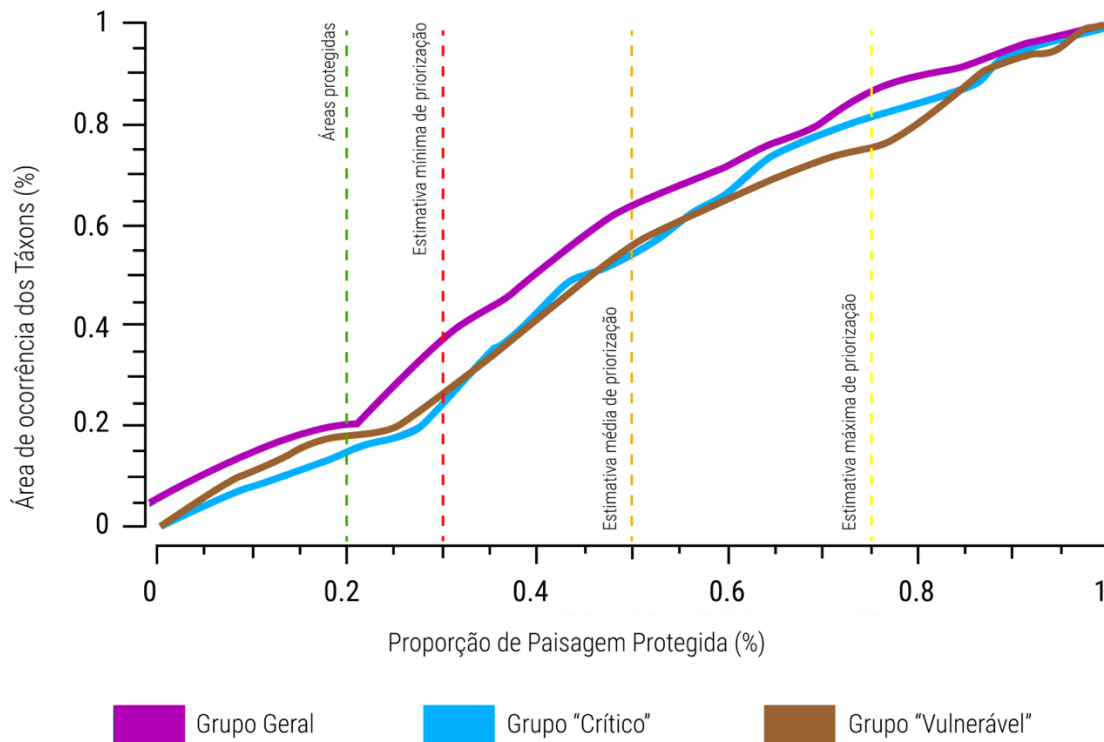


Figura 6. Porcentagem de Área Protegida em relação à porcentagem de área de distribuição no cenário atual dos táxons de aves endêmicas do Centro de Endemismo Belém.

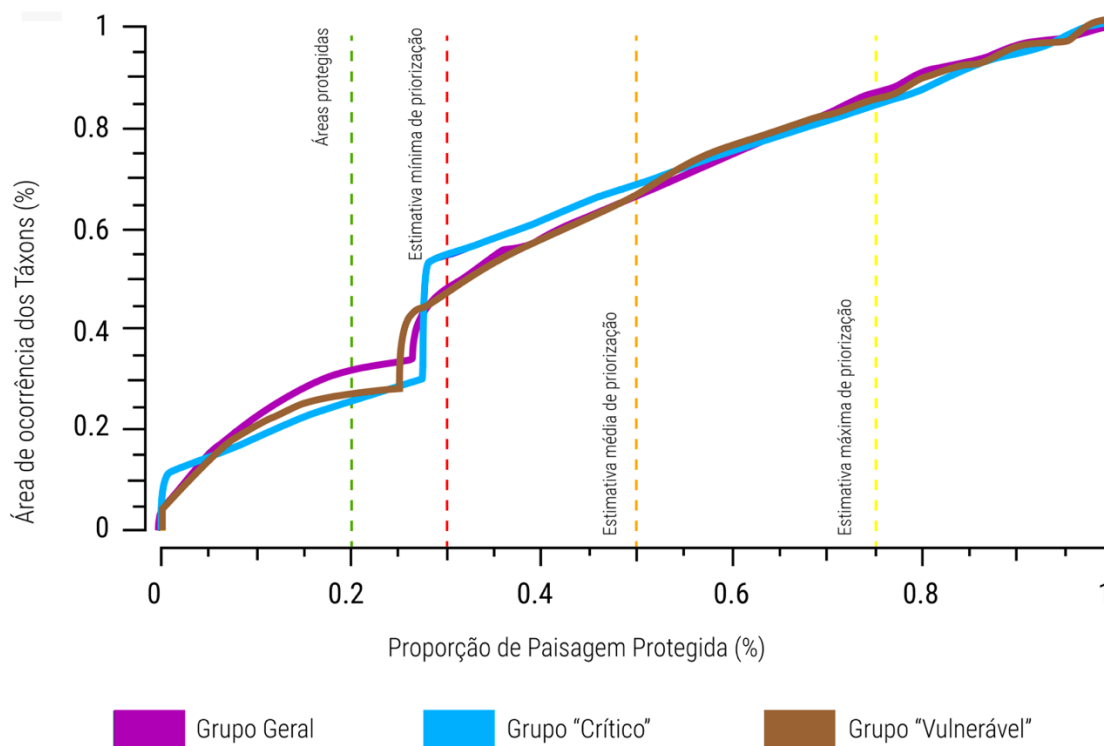


Figura 7. Porcentagem de Área Protegida em relação à porcentagem de área de distribuição no cenário futuro (2050) dos táxons de aves endêmicas do Centro de Endemismo Belém.

4. Discussão

Nossos resultados indicam que todos os táxons endêmicos do CEB perderão mais de 80% de área adequada até 2050, e destes, sete terão menos de 1% ou nenhuma adequabilidade para o futuro. Os táxons endêmicos do CEB são altamente dependentes de ambientes florestais e, portanto, já vem sofrendo fortes reduções de suas áreas de ocorrência devido aos elevados índices de desmatamentos ocorridos no CEB (cerca de 76% da área total já foi desmatada). Desse modo, esses táxons encontram-se desde já em declínio populacional acentuado e, por tanto, muito susceptíveis á alterações em seus habitats (MMA, 2014).

É possível observar que nossos resultados apoiam um padrão global que vem se consolidando nos últimos anos, no qual a perda de área adequada para animais e plantas, causada pelo efeito das mudanças climáticas, vem impactando não apenas aves mas outros grupos de organismos como mamíferos e plantas (Hanski, 2011; Keil et al., 2015; Carvajal et al., 2018). Jetz et al. (2007), avaliaram o efeito das mudanças climáticas sobre aves no mundo e sugerem reduções de mais de 50% na área de ocorrência para centenas de espécies, apontando que as mais afetadas seriam as que ocorrem nas regiões tropicais. Essa constatação parecer ser uma realidade e foi corroborada por Anciães & Peterson (2006) que estudaram o efeito das mudanças climáticas sobre 49 espécies de tangarás (Pipridae) e verificaram que pelo menos 20% de todas as espécies irão se extinguir de suas localidades atuais, sendo mais afetadas as espécies que ocorrem em terras baixas na Amazônia. Desse modo, aparentemente, as espécies de aves que seriam mais afetadas pelas mudanças climáticas seriam as que ocorrem nas regiões tropicais e, principalmente, as que vivem em regiões de baixa altitude, como é o caso dos táxons que ocorrem no CEB.

Na Amazônia, esses efeitos podem ser mais acelerados, pois apesar das flutuações climáticas da região tropical serem menores em relação as demais regiões (Dillon et al., 2010), as espécies de regiões tropicais possuem elevados níveis de especialização, além de já viverem próximo aos limites de tolerância térmica considerados seguros para a ocorrência dos mesmos (Tewksbury et al., 2011), possuindo assim menos chances de acompanhar mudanças no clima (Jetz et al, 2007; Sekercioglu et al., 2012; Schloss et al., 2012). Além disso, a perda da cobertura vegetal é um fator determinante para perda de habitat das espécies (Regolin et al., 2017), o que torna-se um agravante para os táxons estudados do centro de endemismo Belém, uma vez que estes são altamente dependentes de floresta. Estes fatores, somados às atividades antrópicas, distribuições restritas e baixa capacidade de dispersão dos táxons alvo, podem levar a declínios severos das populações e, conseqüentemente, à perda de

variabilidade genética (Mech & Hallett, 2001), expondo os mesmos a maiores riscos de extinção. Segundo os resultados obtidos, assumindo que acima de 95% de perda de área adequada configura risco de extinção (Anciães & Peterson, 2006), teríamos em torno de 43% dos táxons estudados do centro de endemismo Belém potencialmente extintos até o ano de 2050. Atualmente, além de ser o centro de endemismo mais desmatado da região Amazônica (Almeida et al., 2013), a maioria dos táxons endêmicos do CEB estão presentes nas listas de aves ameaçadas de extinção (IUCN, 2017; MMA, 2014), o que justifica a necessidade de políticas de conservação na região.

A perda de área no futuro dos táxons endêmicos do CEB pode resultar em perdas consideráveis de serviços ecológicos como a dispersão de sementes, influenciando diretamente as comunidades e na manutenção da própria floresta (Sekercioglu et al., 2004; Caves et al. 2013). Por exemplo, os táxons *P. b. bitorquatus*, *C. f. pinima* e *T. v. signata* perdem em média 99,9% de área adequada no futuro (Tabela 2) e são exemplos de frugívoros de copa endêmicos do CEB (Hilty, 2019; del Hoyo et al., 2019; Short et al., 2019), os quais atuam de forma fundamental para a dispersão de sementes da região. Para aves, o clima é importante para a dinâmica de suas populações, pois pode influenciar diretamente no metabolismo e no sucesso reprodutivo do grupo (Newton, 1998; Crick et al., 2004), uma vez que influencia nas taxas de incubação de ovos de aves, onde temperaturas elevadas podem levar a redução do sucesso reprodutivo (Boleli & Queiroz, 2012). Além disso, o clima também influencia a vegetação do habitat, podendo impactar espécies frugívoras e insetívoras de maneira indireta (Sekercioglu et al., 2012), o que as tornam importantes indicadores de mudanças climáticas (Crick et al., 2004; Hannah et al., 2005; Sekercioglu et al., 2012).

A interação entre perda de habitat e as mudanças climáticas tem sido um fator predominante para as reduções populacionais de várias espécies no mundo, principalmente quando se trata de espécies endêmicas ou de distribuições restritas (Jetz et al., 2007; Sekercioglu et al., 2008). Nesse contexto, um dos principais mecanismos para se tentar mitigar os efeitos esperados das mudanças climáticas sobre essas espécies em um futuro próximo, é avaliar o atual sistema de Áreas Protegidas de modo a se garantir que ele continuará a ser efetivo na conservação dessas espécies em um futuro impactado por fortes mudanças climáticas (Rodrigues et al., 2004; Campedelli et al., 2010 ; Carvalho et al., 2017). Desse modo, o desafio é avaliar se essas APs já implementadas terão capacidade de manter áreas adequadas para as espécies de aves no futuro ou se teremos blocos de remanescentes florestais adequados em áreas que atualmente não são protegidas e por tanto necessitam ser prioritariamente transformadas em áreas de proteção.

Nossas análises de priorização sugerem que, apesar da existência de áreas protegidas na região, a eficiência na conservação das espécies de aves é baixa, havendo em média apenas 20% de área de ocorrência dos táxons protegidos pelo atual sistema de APs do CEB. Essa baixa porcentagem

de áreas de ocorrência dos táxons dentro das áreas protegidas pode estar relacionada ao baixo percentual de AP's existentes dentro de Centro de Endemismo Belém (Silva et al., 2005). Além disso, até o ano de 2016, aproximadamente 3,1 mil km² de florestas das áreas protegidas já haviam sido desmatadas, uma perda de 17,2% da área florestal original (Inpe, 2017), impactando ainda mais na ocorrência das espécies dentro as AP's da região. Esses valores de desmatamento podem afetar principalmente os táxons no cenário futuro uma vez que, principalmente o grupo “Crítico” terá suas áreas de priorização concentradas próximas ou dentro dessas AP's (Figura 5). O grupo “Crítico”, composto pelos táxons *D. r. paraensis*, *C. f. pinima* e *P. paraensis*, possui em média apenas 14% de suas áreas de ocorrência protegidas dentro das AP's existentes, enquanto para o futuro o grupo apresenta um aumento de 11% das áreas de ocorrências dos táxons dentro das áreas prioritárias existentes. Entretanto, isso não configura benefícios aos táxons, visto que este aumento se deve ao fato de as áreas de ocorrência dos mesmos sofrerem contrações no futuro (figura 4).

Concluído em 2018 pelo Ministério do Meio Ambiente, o mapa das “Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Amazônia” tem como objetivo apontar regiões com altos índices de importância biológica e prioridades de ações de conservação. A metodologia aprovada pela CONABIO por meio da Deliberação CONABIO nº 39 de 14/12/2005, contou com o uso de modelos computacionais, utilização de softwares como o zonation (Moilanen et al., 2005) e Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Além da definição das unidades de planejamento, de alvos e metas para conservação, e elaboração do mapa de importância biológica, os estudos buscaram identificar Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade. As definições geradas por estes estudos foram feitas através da análise de qualidade/quantidade dos remanescentes florestais atuais, ocorrência das espécies, avaliação dos custos de conservação entre outros fatores. Os resultados obtidos por esses estudos corroboram com as priorizações feitas pelo presente trabalho de modo que as áreas prioritárias geradas pelo Ministério do Meio Ambiente sobrepõem-se principalmente com as áreas de priorização do cenário atual da região centro-sul do CEB.

Uma das áreas que mais se destaca na proteção dos nossos táxons alvo é o “mosaico do Gurupi” que engloba a Reserva Biológica do Gurupi e um complexo de seis Terras Indígenas (Alto Turiaçu, Awá, Caru, Arariboia, Rio Pindaré e Alto Rio Guamá). Entretanto, a área do mosaico vem sofrendo com a redução de cobertura florestal, devido ao aumento significativo de invasões para extração ilegal de madeira (Moura et al., 2011). Um fator que pode ser observado a partir dos acréscimos de áreas nas estimativas de priorização, é a disposição de zonas com alta estimativa de priorização na região centro-sul do CEB (Figura 5). Isso se deve em virtude da elevada sobreposição dos nossos táxons alvo dentro das propriedades privadas existentes na região, principalmente nas áreas de florestas da empresa CIKEL, que realiza manejo florestal de baixo impacto para extração de

madeira. Atualmente, o Brasil possui 53% de suas áreas de remanescentes florestais dentro de propriedades privadas (Soares-Filho et al., 2014), o que reforça a importância destas áreas para a manutenção desses táxons (Cooke, 2012; Debby & Dick, 2012), e de maiores fiscalizações a respeito das leis ambientais existentes sobre as áreas florestais em propriedade privadas e Reservas Legais. Essas áreas podem ter um papel importante, funcionando como “stepping stones” (Pérez-Hernández et al., 2014) e corredores ecológicos para os táxons endêmicos, uma vez que estes possibilitam o deslocamento dos táxons dentro da paisagem e principalmente entre os grandes fragmentos, facilitando a manutenção das espécies em meio a uma região fragmentada, funcionando assim como áreas de preservação complementares (Young et al., 2012; Lima et al., 2013).

A partir dos resultados obtidos, podemos observar áreas de priorização comuns entre os cenários presente e futuro, denominadas de refúgios climáticos. Estes refúgios se apresentam como uma boa alternativa para conservação, pois são áreas de estabilidade climática que mantêm seus padrões climáticos em meio a áreas que passam por alterações, servindo de abrigo para espécies, e possibilitando a persistência e possível expansão das mesmas em caso de alterações positivas aos nichos dos táxons (Carnaval et al., 2009; Keppel et al., 2012). As áreas de refúgios climáticos do CEB se concentram, principalmente, dentro das APs, o que reforça a importância das áreas protegidas como regiões fundamentais para conservação de espécies (Soares-filho et al., 2010; Françoso et al., 2015; Paiva et al., 2015). Dentre as áreas identificadas como refúgios climáticos, uma que merece destaque é a zona centro-sul do CEB onde se encontram as áreas de reservas legais dentro de propriedades privadas (Figura 5). Entretanto, percebe-se a existência de poucas áreas que possibilitem a movimentação dos táxons entres as duas maiores áreas de refúgios.

Essa fragmentação do habitat pode inviabilizar a manutenção das populações devido ao isolamento espacial, contribuindo para a redução do fluxo gênico entre populações (Andrén, 1994; Cushman, 2006). O fato de os táxons estudados serem restritos ao centro de endemismo mais fragmentado da Amazônia, torna necessária a existência de contato entre as populações remanescentes a fim de viabilizar a sobrevivência dessas populações a longo prazo. Para isso, a expansão das APs, visando a criação de corredores ecológicos que fariam a conexão das zonas de priorização propostas com as áreas de proteção existentes, se apresenta como outra alternativa para viabilizar a manutenção das espécies. Esses corredores ecológicos são importantes para a conservação das espécies pois, ao manter em contato diferentes populações em regiões fragmentadas (Lindenmayer & Fischer, 2007), facilita o fluxo gênico entre populações e possibilita a dispersão das espécies (Mech & Hallett, 2001).

A resolução da Comissão Nacional de Biodiversidade (CONABIO) de 2013 estabelece a meta de 30% de Áreas Protegidas na Amazônia até o ano de 2020 (Brasil, 2013) e, atualmente, 42% da

região amazônica é composta por AP's (Verissimo, 2011). Apesar da importância das APs para conservação da biodiversidade, trabalhos como o de Oliveira et al. (2017), que avaliaram a densidade de registros de distribuição de espécies dentro das áreas protegidas e Kauano et al. (2017) que investigaram o uso de recursos naturais nas APs, demonstram lacunas na função de conservação dessas áreas protegidas na Amazônia. Estas falhas estão relacionadas principalmente a carência de conhecimento da distribuição real das espécies, baixa efetividade das APs e atividades ilegais dentro das APs, o que fortalece a necessidade de maiores ações de fiscalização. Além disso, mesmo que hajam resultados satisfatórios sobre a representatividade das espécies dentro das áreas protegidas, são necessários estudos e propostas adequadas para acompanhar o planejamento em conservação (Carvalho et al., 2017).

5. CONCLUSÃO GERAL

De um modo geral nossos dados sugerem um cenário preocupante para um futuro próximo na Amazônia Oriental. Aproximadamente metade de todos os táxons endêmicos de aves do CEB possuem sério risco a extinção devido a perda de áreas adequadas no futuro por causa das mudanças climáticas associadas ao desmatamento. Por outro lado, o atual sistema de Áreas Protegidas da região, que deveria mitigar esses efeitos, possui baixa efetividade protegendo em média apenas 20% da área de ocorrência desses táxons de aves. Portanto, há uma necessidade urgente de criação de novas APs no CEB em regiões onde os remanescentes florestais possuam capacidade de resiliência frente as mudanças climáticas (refúgios climáticos) e possam assim se manter efetivas na conservação desses táxons de aves endêmicos no futuro e, consequentemente, fornecendo serviços ecossistêmicos para toda biota da região.

6. REFERÊNCIAS

- ACHARD, F.; EVA, H. D.; STIBIG, H.; MAYAUX, P.; GALLEGU, J.; RICHARDS, T. & MALINGREAU, J. 2002. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science*, v. 297, pp. 999-1002.
- ALMEIDA, A. S. de; & VIEIRA, I. C. 2010. Centro de Endemismo Belém: Status da Vegetação Remanescente e Desafios para a Conservação da Biodiversidade e Restauração Ecológica. *Reu*, v. 36, n. 3, pp. 95–111. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- ALMEIDA, A. S.; ROCHA, D. di P. N.; BARROS, N. M. R.; LAMEIRA, W. J. de M.; SILVA, R. dos S. & CARDOSO, A. S. 2013. Cenários para a Amazônia – Área de Endemismo Belém. Sumário Executivo. Belém: MPEG.
- ALLOUCHE, O., TSOAR, A. & KADMON, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, v. 43, pp. 1223–1232.
- ANCIÃES, M. & PETERSON, A. T. 2006. Climate Change Effects on Neotropical Manakin Diversity Based on Ecological Niche Modeling. *The Condor*, v. 108, nº 4, pp. 778-791.
- ANDERSON, R. P.; LEW, D & PETERSON, A. T. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, v. 162, pp. 211-232.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, v. 71, nº 3, pp. 355-366.
- ANJOS, L. J. S. & TOLEDO, P. M. 2018. Measuring resilience and assessing vulnerability of terrestrial ecosystems to climate change in South America. *Plos One*, v. 13, n. 3, e0194654. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194654>
- ANTHONY, K. M. W.; ANTHONY, P.; GROOSE, G. & CHANTON, J. 2012. Geologic methane seeps along boundaries of Arctic permafrost thaw and melting glaciers. *Nature Geoscience*, v. 5, pp. 419-426.
- ASNER, G. P.; LLACTAYO, W; TUPAYACHI, R. & LUNA, E. R. 2013. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *PNAS*, v. 110, nº 46, pp. 18454-18459.

- AVALOS, V. del R & HERNÁNDEZ, J. 2015. Projected distribution shifts and protected area coverage of range-restricted Andean birds under climate change. *Global Ecology and Conservation*, v. 4, pp. 459-469.
- BARBER, C. P; COCHRANE, M. A; SOUZA JR, C. M & LAURANCE W. F. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, v. 177, pp. 203-209.
- BEAUMONT, L. J; HUGHES, L & POULSEN, M. 2005. Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling*, v. 186, pp. 250-269.
- BELLARD, C; BERTELSMEIER, C; LEADLEY, P; THUILLER, W. & COURCHAMP, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, v. 15, pp. 365-377.
- BOLELI, I. C & QUEIROZ, S. A. 2012. Effects of incubation temperature and relative humidity on embryonic development in eggs of red-winged tinamou (*Rhynchotus rufescens*). *International Journal of Poultry Science*, v. 11, nº 8, pp. 517-523.
- BONAN, G. B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, v. 320, pp. 1444-1449.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. *Resolução CONABIO nº 06, de 03 de Setembro de 2013*. Dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020. Brasília: Diário oficial de 04/09/2013
- BREIMAN, L. 2001. Random forests. *Machine Learning*, v. 45, pp. 5-32, 2001.
- CAMPEDELLI, T; FLORENZANO, G. T; LONDI, G; CUTINI, S. & FORNASARI, L. 2010. Effectiveness of the Italian national protected areas system in conservation of farmland birds: a gap analysis. *Ardeola*, v. 57, pp. 51-64.
- CARNAVAL, A. C; HICKERSON, M. J; HADDAD, C. F. B; RODRIGUES, M. T. & MORITZ, C. 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, v. 323, pp. 785-789.
- CARROLL, C; DUNK, J. R & MOILANEN, A. 2010. Optimizing resiliency of reserve networks to climate change: multispecies conservation planning in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology*, v. 16, pp. 891-904.

- CARVAJAL, M. A; ALANIZ, A. J; SMITH-RAMIREZ, C. & SIEVING, K. E. 2018. Assessing habitat loss and fragmentation and their effects on population viability of forest specialist birds: linking biogeographical and population approaches. *Diversity and Distributions*, pp. 1-11.
- CARVALHO, D. L.; SOUSA-NEVES, T; CERQUEIRA, P. V; GONSIOROSCK, G; SILVA, S. M; SILVA, D. P & SANTOS, M. P. D. 2017. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. *Plos One*, pp. 1-23.
- CAVES, E. M; JENNINGS, S. B; HILLERISLAMBERS, J; TEWKSBURY, J. J. & RODGERS, H. S. 2013. Natural experiment demonstrates that bird loss leads to cessation of dispersal of native seeds from intact to degraded forests. *Plos One*, v. 8, n° 5.
- CHENG, H. *et al.* 2012. Climate change patterns in Amazonia and biodiversity. *Nature Communications*, v. 4, n° 1411, pp. 1-6.
- CHRISTIANINI, A. V & OLIVEIRA, P. S. 2010. Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna. *Journal of Ecology*, v. 98, pp. 573-582.
- COOKE, B; LANGFORD W. T; GORDON, A. & BEKESSY, S. 2012. Social context and the role of collaborative policy making for private land conservation. *Journal of Environmental Planning and Management*, v. 55, n° 4, pp. 469-485.
- COX, P. M; BETS, R. A; JONES, C. D; SPALL, S. A. & TOTTERDELL, I, A. 2000. Acceleration of global warming due carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, v. 408, pp. 184-187.
- CRICK, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis*, v. 146, n° 1, pp. 48-56.
- CUSHMAN, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation*, v. 128, pp. 231-240.
- DEBBY, F. M. & DICK, K. 2012. Conservation Approaches to Protecting Critical Habitats and Species on Private Property. *Natural Areas Journal*, v. 32, n. 2, pp. 190–198. doi:10.3375/043.032.0208
- DEL HOYO, J., COLLAR, N., CHRISTIE, D.A., SHARPE, C.J. & KIRWAN, G.M. 2019. Belem Curassow (*Crax pinima*). In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D.A. & DE JUANA, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <https://www.hbw.com/node/467090> on 25 February 2019).

- DILLION, M. E; WANG, G & HUEY, R. B. 2010. Global metabolic impacts of recent climate warming. *Nature*, v. 467, pp. 704-706.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; MAURICIO BINI, L.; FERNANDO RANGEL, T.; LOYOLA, R. D.; HOF, C.; NOGUÉS-BRAVO, D. & ARAUJO, M. B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, v. 32, n. 6, pp. 897–906. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x
- DOMINGUES, M. S & BERMANN, C. 2012. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente e Sociedade*, v. 15, nº 2, pp. 1-22.
- DUDLEY, N. 2008. *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland, Switzerland: IUCN. 86pp.
- ELITH, J & LEATHWICK, J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 40, pp. 677-697.
- ESQUIVEL-MUELBERT, A; BAKER, T. R; DEXTER, K. G; LEWIS, S. L;... PHILLIPS, O. L. 2018. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Global Change Biology*, v. 25, pp. 39-56.
- FAGUNDES, C. K; VOGT, R. C & DE MARCO, P. 2016. Testing the efficiency of protected areas in the Amazon for conserving freshwater turtles. *Diversity and Distributions*, v. 22, pp. 123-135.
- FEARNSIDE, P. M. 1997. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change*, v. 35, nº 03, pp. 321-360.
- FERREIRA, G. G; ALEIXO, A & SILVA, S, M. 2016. Systematic review of the Cinnamon-throated Woodcreeper *Dendrexetastes rufigula* (Aves: Dendrocolaptidae) based on a multilocus phylogeography. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 24, nº 4, pp. 358-369.
- FOLEY, J. A; ASNER, P. G; COSTA, M. H; COE, M. T; DEFRIES, R; GIBBS, H. K; HOWARD, E. A, OLSON, S; PATZ, J; RAMANKUTTY, N & SNYDER, P. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *The Ecological Society of America*, v. 5, nº 01, pp. 25-32.
- FRANÇOZO, R. D., BRANDÃO, R., NOGUEIRA, C. C., SALMONA, Y. B., MACHADO, R. B., & COLLI, G. R. 2015. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. *Natureza & Conservação*. v.13, n. 1, pp. 35-40.

- FUJISAKA, S.; BELL, W.; THOMAS, N.; HURTADO, L & CRAWFORD, E. 1996. Slash-and-burn agriculture, conversion to pasture, and deforestation in two Brazilian Amazon colonies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 59, pp. 115-130.
- GIANNINI, T. C. ACOSTA, A. L; GARÓFALO, C, A; SARAIVA, A. M; ALVES-dos-SANTOS, I; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. 2012. Pollination services at risk: Bee habitats will decrease owing to climate change in Brazil. *Ecological Modelling*, v. 244, pp. 127-131.
- GIANNINI, T. C.; MAIA-SILVA, C.; ACOSTA, A. L; JAFFÉ, R; CARVALHO, A. .; MARTINS, C. F; ZANELLA, F. C. V; CARVALHO, C. A. L; HRNCIR, M; SARAIVA, A. M; SIQUEIRA, J. O. & IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. 2017. Protecting a managed bee pollinator against climate change: strategies for an area with extreme climatic conditions and socioeconomic vulnerability. *Apidologie*, pp. 1-11.
- GIANNINI, T. C.; TAMBOSI, L. R.; ACOSTA, A. L.; JAFFÉ, R.; SARAIVA, A. M.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. & METZGER, J. P. 2015. Safeguarding ecosystem services: a methodological framework to buffer the joint effect of habitat configuration and climate change. *Plos One*, pp. 1-19.
- GUISAN, A & THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, v. 8, pp. 993-1009.
- GUISAN, A & ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, v. 135, pp. 147-186.
- HANSKI, I. 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *AMBIO*, v. 40, n. 3, pp. 248–255. doi:10.1007/s13280-011-0147-3
- HANNAH, L.; MIDGLEY, G; HUGHES, G. & BOMHARD, B. 2005. The view from the cape: Extinction Risk, Protected Areas, and Climate Change. *BioScience*, v. 55, nº 3, pp. 231-242.
- HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. & FRIEDMAN, J.H. (2009) *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*, 2nd edn. Springer, New York.
- HILTY, S. 2019. Opal-rumped Tanager (*Tangara velia*). In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D.A. & DE JUANA, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <https://www.hbw.com/node/61721> on 25 February 2019).

- HOUGHTON, R. A. 2007. Balancing the Global Carbon Budget. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, v. 35, n. 1, pp. 313–347. doi:10.1146/annurev.earth.35.031306.140057
- HUGHES, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, v.15, n. 2, pp. 56–61. doi:10.1016/s0169-5347(99)01764-4
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Sumário Executivo – Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. 2016. Complexo Administrativo Sudoeste – Brasília, DF.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAS. *Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites - sistemas Prodes, Deter, Degrad e Queimadas*. São José do Campos: INPE, 2017. Disponível: <<http://www.inpe.gov.br>>.
- IUCN. 2017. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2017-2. <http://www.iucnredlist.org>. Acessado em 28 Novembro 2019.
- JENNINGS, M. D. 2000. Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecology*, v. 15, pp. 5-20.
- JETZ, W.; WILCOVE, D. S. & DOBSON, A. P. 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *Plos Biology*, v. 5, nº 6, pp. 1211-1219.
- KAMINO, L. H. Y; STEHMANN, J. R; AMARAL, S; DE MARCO, P; RANGEL, T. F; SIQUEIRA M. F.; GIOVANNI, R. & HORTAL, J. 2011. Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology Letters*, v. 8, pp; 324-326.
- KAUANO, É. E.; SILVA, J. M. C. & MICHALSKY, F. 2017. Illegal use of natural resources in federal protected areas of the Brazilian Amazon. *PeerJ*, pp. 1-20.
- KEIL, P.; STORCH, D., & JETZ, W. 2015. On the decline of biodiversity due to area loss. *Nature Communications*, v. 6, n. 1. doi:10.1038/ncomms9837
- KEPPEL, G.; NIEL, K. P. V.; WARDELL-JOHNSON, G. W.; YATES, C. J.; BYRNES, M.; MUCINA, L.; SCHUT, A. G. T.; HOPPER, S. T.; FRANKLIN, S. E. 2012. Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, v. 21, pp. 393-404.

- KO, C-Y.; LIN, R-S.; DING, T-S.; HSIEH, C-H.; LEE, P-F. 2009. Identifying biodiversity hotspots by predictive models: a case study using Taiwan's Endemic Bird Species. *Zoological Studies*, v. 48, nº 03, pp. 418-431.
- LAURENCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. & LOVEJOY, T. E. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, v. 34, nº 01, pp. 39-45.
- LEMES, P. & LOYOLA, R. D. 2013. Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. *Plos One*, v. 8, nº. 01, pp. 01-10.
- LIMA, P. C. A. & FRANCO, J. L. A. 2014. As RPPNS como estratégia para a conservação da biodiversidade: o caso da chapada dos veadeiros. *Revista Sociedade e Natureza*. V. 26, nº 01, pp. 113-125.
- LINDENMAYER, D. B. & FISCHER, J. 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Ecology and Evolution*, v. 22, nº 03, pp. 127-132.
- LOYOLA, R. D.; LEMES, P.; FALEIRO, F. V.; TRINDADE-FILHO, J. & MACHADO, R. B. 2012. Severe loss of suitable climatic conditions for Marsupial Species in Brazil: challenges and Opportunities for conservation. *Plos One*, v. 7, nº 09, pp. 1-9.
- MALHI, Y. *et al.* 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, v. 319, pp. 169-172.
- MMA. 2014. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente. Lista das espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção. <http://www.ibama.gov.br/>
- MARGULES, C. R; PRESSEY, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, v. 405, pp. 243-253. <http://dx.doi.org/10.1038/35012251>
- MARQUIS, R. J. & WHELAN, C. J. 1994. Insectivorous Birds Increase Growth of White Oak through Consumption of Leaf-Chewing Insects. *Ecology*, v. 75, nº 7, pp. 2007-2014.
- MARTINS, A. C.; SILVA, D. P.; DE MARCO JR, P.; MELO, G. A. R. 2015 Species conservation under future climate change: the case of *Bombus bellicosus*, a potentially threatened South American bumblebee species. *Journal of Insect Conservation*, v 19, pp. 33-43.
- MECH, S. G. & HALLETT, J. G. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology*, v. 15, nº 2, pp. 467-474.

- MITTERMEIER, R. A. *et al.* 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *PNAS*, v. 100, nº 18, pp. 10309-10313.
- MOILANEN, A.; FRANCO, A.M.; EARLY, R.I.; FOX, R.; WINTLE, B. & THOMAS, C. D. 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 272, pp.1885–1891.
- MOILANEN, A & KUJALA, H. 2008. *Zonation: software for spatial conservation prioritization. User Manual v2.0*. Metapopulation Research Group, University of Helsinki, Finland.
- MOILANEN, A. 2007. Landscape zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, v. 134, pp. 571-579.
- MOSS, R. H.; EDMONDS, J. A.; HIBBARD, K. A.; MANNING, M. R.; ROSE, S. K.; VUUREN, D. P. V.; CARTER, T. R.; EMORI, S.; KAINUMA, M.; KRAM, T.; MEEHL, G. A.; MITCHELL, J. F. B.; NAKICENOVIC, N.; RIAHI, K.; SMITH, S. J.; STOUFFER, R. J.; THOMSON, A. M.; WEYANT, J. P., WILBANKS, T. J. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, v. 463, pp. 747-756.
- MOURA, W. C. *et al.* A Reserva Biológica do Gurupi como instrumento de conservação da natureza na Amazônia Oriental. In: MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. (Org.) *Amazônia maranhense: diversidade e conservação*. Belém: MPEG, 2011. P.24-31.
- NEWTON, I. 1998. *Population limitation in birds: the last 100 years*. British Birds.
- OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B. S.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D.; CARVALHO, C. J. B. de; SILVA, D. P.; REZENDE, D. T.; LEITE, F. S. F.; BATISTA, J. A. N.; BARBOSA, J. P. P. P.; STEHMANN, J. R.; JOHN, A. S.; VASCONCELOS, M. F.; DE MARCO, P.; LOWENBERNETO, P.; FERRO, V. G.; SANTOS, A. J. 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, v. 7, nº 9141, pp. 1-9.
- PAIVA, R. J. O; BRITES, R. S & MACHADO, R. B. 2015. The role of protected areas in the avoidance of Anthropogenic Conversion in a High Pressure Region: a Matching method Analysis in the Core Region of the Brazilian Cerrado. *Plos One*, v. 10, nº 07, pp. 1-24.
- PARMESAN, C. 2006. Ecological and Evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 37, pp. 637-669.
- PARMESAN, C. & YOHE, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, v. 421, pp. 37-42.

- PECL, G. T.; ARAÚJO, M. B.; BELL, J. D.; BLANCHARD, J.; BONEBRAKE, T. C... WILLIAMS, S. E. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, v. 355, n° 1389, pp. 1-9.
- PENA, J. C. de C.; GOULART, F.; FERNANDES, G. W.; HOFFMANN, D.; LEITE, F. S. F.; SANTOS, N. B.; SOARES-FILHO, B.; SOBRAL-SOUZA, T.; VANCINE, M. H. & RODRIGUES, M. 2017. Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 15, pp. 172-178.
- PÉREZ-HERNÁNDEZ, C. G.; VERGARA, P. M.; SAURA, S. & HERNANDEZ, J. 2014. Do corridors promote connectivity for bird-dispersed trees? The case of *Persea lingue* in Chilean fragmented landscapes. *Springer*.
- PETERSON, A. T.; SOBERON, J.; PEARSON, R. G.; ANDERSON, R. P.; MARTINEZ-MEYER, E.; NAKAMURA, M. & ARAÚJO, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press: New Jersey.
- PETERSON, A.T.; PAPES, M.; REYNOLDS, M.G.; PERRY, N.D.; HANSON, B.; REGNERY, R.L.; HUTSON, C.L.; MUIZNIEK, B.; DAMON, I.K. & CARROLL, D.S. 2006. Native-range ecology and invasive potential of *Cricetomys* in North America. *Journal of Mammalogy*, v. 87, n° 03, pp. 427-432.
- PETERSON, A.T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, v. 3, pp. 59-72.
- PETERSON, A.T & NYÁRI, Á. 2008. Ecological niche conservatism and Pleistocene refugia in the thrush-like mourner, *Schiffornis* sp., in the Neotropics. *Evolution*, v. 62, n° 01, pp. 173-183.
- PETERSON A.T. & ROBINS, C. R. 2003. Using ecological-niche modeling to predict barred owl invasions with implications for spotted owl conservation. *Conservation Biology*, v. 17, n° 4, pp. 1161-1165.
- PHILLIPS, S. J. & DUDÍK, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, v. 31, pp. 161-175.
- PIACENTINI, V.Q.; A. ALEIXO; AGNE, C.E.; MAURÍCIO, G.N.; PACHECO, J.F.; BRAVO, G.A.; BRITO, G.R.R.; ... E. CESARI. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 23, n. 2, pp. 91–298.

- PIETRO-TORRES, D. A.; NORI, J. & ROJAS-SOTO, O. R. 2018. Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neo tropical dry forests. *Biological Conservation*, v. 228, pp. 205-214.
- POLADE, S. D.; PIERCE, D. W.; CAYAN, D. R.; GERSHUNOV, A.; DETTINGER, M. D. 2014. The key role of dry days in changing regional climate and precipitation regimes. *Scientific Reports*, v. 4, n° 4364, pp. 1-8.
- PORTES, C. E. B. CARNEIRO, L. S.; SCHUNCK, F.; DE SOUSA E SILVA, M...ALEIXO, A. 2011. Annotated checklist of birds recorded between 1998 and 2009 at nine areas in the Belém area of endemism, with notes on some range extensions and the conservation status of endangered species. *Revista Brasileira de Ornitologia*, v. 19, n° 02, pp. 167-184.
- PRESSEY, R. L.; CABEZA, M.; WATTS, M. E.; COWLING, R. M. & WILSON, K. A. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 22, pp. 583–592.
- R CORE TEAM. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAYFIELD, B; MOILANEN, A & FORTIN, M. 2009. Incorporating consumer-resource spatial interactions in reserve design. *Ecological Modelling*, v. 220, pp. 725-733. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2008.11.016.
- REGOLIN, A. L; CHEREM, J. J; GRAIPEL, M. E; BOGONI, J. A... CÁCERES, N. C. 2017. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*. v. 98, n. 6, pp. 1721- 1731
- RIBAS, C. C.; A. ALEIXO, A.C.R. NOGUEIRA, C.Y. MIYAKI & J. CRACRAFT. 2012. A palaeobiogeographic model for biotic diversification within Amazonia over the past three million years. *Proceedings Biological Sciences*, v. 279, n° 1729, pp. 681-689.
- RIBEIRO, B. R.; SALES, L. P.; DE MARCO, P., & LOYOLA, R. 2016. Assessing mammal exposure to climate change in the Brazilian Amazon. *Plos One*, v 11, n° 11, pp. 1-13.
- ROCCHINI, D.; HORTAL, J.; LENGYEL, S.; LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; RICOTTA, C.; ... CHIARUCCI, A. 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography*, v. 35, n. 2, pp. 211–226. doi:10.1177/0309133311399491.

- RODRIGUES, A. S. L.; AKÇAKAYA, H. R.; ANDELMAN, S. J.; BAKKAR, M. I.; BOITANI, L. ... & YAN, X. 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, v. 54, nº 12, pp. 1092-1100.
- RODRIGUES, A. S. L.; ANDELMAN, S. J.; BAKKAR, M. I.; BOITANI, L. ... & YAN, X. 2003. *Global Gap Analysis: towards a representative network of protected areas*. Washington DC: Conservation International.
- ROMA, J. C. 1996. *Composição de vulnerabilidade da avifauna do leste do estado do Pará, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Pará, Belém, PA, 221p.
- ROOT, T.L.; PRICE, J. T.; HALL, K. R.; SCHNEIDER, S. H.; ROSENZWEIG, C. & POUNDS. J. A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, v. 421, pp. 57-60.
- SALAZAR, L. F; NOBRE, C. A & OYAMA, M. D. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters*, v. 34, pp. 1-6.
- SÁNCHEZ-CORDERO, V.; CIRELLI, V.; MUNGUÍA, M. & SARKAR, S. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics*, v. 02, pp. 11-23.
- SCHLOSS, C. A; NUÑEZ, T. A & LAWLER, J. J. 2012. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *PNAS*, v. 109, nº 22, pp. 8606-8611.
- SCHNEIDER, T; HELD, I. M. 2001. Discriminants of Twentieth-Century Changes in Earth Surface Temperatures. *Journal of Climate*, v. 14, pp. 249-254.
- SEKERCIOGLU, C. H. SCHNEIDER, S. H.; FAY, J. P. & LOARIE, S. R. 2008. Climate change, Elevation Range Shifts, and Birds Extinctions. *Conservation Biology*, v. 22, nº 01, pp. 140-150.
- SEKERCIOGLU, C. H.; DAILY, G. C; EHRLICH, P. R. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *PNAS*, v. 101, nº 52, pp. 18042-18047.
- SEKERCIOGLU, C. H.; PRIMACK, R. B; WORMWORTH, J. 2012. The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, v. 148, pp. 1-18.
- SHORT, L.L.; KIRWAN, G.M. & SHARPE, C.J. 2019. Eastern Red-necked Araçari (*Pteroglossus bitorquatus*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). *Handbook*

of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <https://www.hbw.com/node/56089> on 25 February 2019).

SILVA, D. P.; GONZALEZ, V. H.; MELO, G. A. R.; LUCIA, M.; ALVAREZ, L. J. & DE MARCO, P. 2014. Seeking the flowers for the bees: integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling*, v. 273, pp. 200-209.

SILVA, D. P.; MACEDO, A. C. B. A.; ASCHER, J. S. & DE MARCO, P. 2015. Range increase of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate change. *Journal of Insect Conservation*, v. 19, pp 901–910.

SILVA, J. M. C.; RAYLANDS, A. B. & FONSECA, G. A. B. 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade*, v. 01, nº 01, pp. 124-131.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B.; HEULIN, B. ... SITES JR., J. W. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science*, v. 328, pp. 894-899.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H. & ALENCAR, A. 2014. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, pp. 363-364.

SOARES-FILHO, B.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; ANDERSON, A.; RODRIGUES, H.; ...MARETTI, C. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *PNAS*, v. 107, nº 24, pp. 10821-10826.

SOTO-CORREA, J. C.; SÁENZ-ROMERO, C.; LINDING-CINEROS, R. & DE LA BARRERA, E. 2013. The neotropical shrub *Lupinus elegans*, from temperate forests, may not adapt to climate change. *Plant Biology*, v. 15, pp. 607-610.

STRASSBURG, B. B. N., RODRIGUES, A. S. L., GUSTI, M., BALMFORD, A., FRITZ, S., OBERSTEINER, M., ... BROOKS, T. M. 2012. Impacts of incentives to reduce emissions from deforestation on global species extinctions. *Nature Climate Change*, v. 2, n. 5, pp. 350-355.

TAX, D.M.J. & DUIN, R.P.W. 2004. Support vector data description. *Machine Learning*, v. 54, pp. 45–66.

TERRIBILE, L. C.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; ARAÚJO, M. B.; BIZÃO, N.; COLLEVATTI, R. G.; DOBROVOLSKI, R.; ... DINIZ-FILHO, J. A. F. 2012. Areas of climate stability of species ranges

in the Brazilian Cerrado: disentangling Uncertainties Through Time. *Natureza e Conservação*, v. 10, nº 02, pp. 152-159,.

TEWKSBURY, J. J; HUEY, R. B & DEUTSCH, C. A. 2008. Putting the heat on tropical animals. *Science*, v. 320, pp. 1296-1297.

THUILLER, W.; RICHARDSON, D. M.; PISEKS, P.; MIDGLEY, G. F.; HUGHES, G. O.; ROUGET, M. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology*, v. 11, pp. 2234-2250.

TILMAN, D & LEHMAN, C. 2001. Human-caused environmental change: impacts on plant diversity and evolution. *PNAS*, v. 98, nº 10, pp. 5433-5440.

TYLIANAKIS, J. M. DIDHAM, R. K.; BASCOMPTE, J. & WARDLE, D. A. 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, v. 11, pp. 1351-1363.

VERÍSSIMO, A.; ROLLA, A.; VEDOVETO, M. & FUTADA, S. M. 2011. *Áreas protegidas na Amazônia Brasileira: avanços e desafios*. Belém: IMAZON; São Paulo: Instituto Socioambiental, 87p.

VISCONTI, P.; BAISERO, D., BROOKS, T., BUTCHART, S. H. M., JOPPA, L., ... RONDININI, C. 2016. Projecting global biodiversity indicators under future development scenarios. *Conservation Letters*, v. 9, nº 1, pp. 5-13.

YOUNG, C. E. F; QUEIROZ, J. M & BACKER, L. B. de. 2012. *Instrumentos econômicos para a conservação: um estudo de caso do ICMS ecológico e carbono evitado para RPPNS na Caatinga*. Disponível em:
http://www.ie.ufrj.br/images/gema/Gema_Artigos/2012/Young_Queiroz_Bakker_2012_Fortaleza_BNB_Caatinga.pdf. Acessado em 28/02/2019.

YU, M.; WANG, G.; PARR, D. & AHMED, K. F. 2014. Future changes of the terrestrial ecosystem based on a dynamic vegetation model driven with RCP8.5 climate projections from 19 GCMs. *Climatic Change*, v. 127, n. 2, pp. 257–271. doi:10.1007/s10584-014-1249-2

7. ANEXOS

Anexo 1. Tabela de variáveis Bioclimáticas (Worldclim)

Código	Variáveis Bioclimáticas
BIO1	Temperatura média anual
BIO2	Faixa diurna média (Média de temperatura mensal (max temp - min temp))
BIO3	Isotermalidade (BIO2 / BIO7) (* 100)
BIO4	Sazonalidade da temperatura (desvio padrão * 100)
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio
BIO7	Faixa anual de temperatura (BIO5-BIO6)
BIO8	Temperatura média do quarto mais quente
BIO9	Temperatura média do trimestre mais seco
BIO10	Temperatura média do trimestre mais quente
BIO11	Temperatura média do trimestre mais frio
BIO12	Precipitação anual
BIO13	Precipitação do Mês mais chuvoso
BIO14	Precipitação do mês mais seco
BIO15	Sazonalidade da Precipitação (Coeficiente de Variação)
BIO16	Precipitação do trimestre mais chuvoso
BIO17	Precipitação do trimestre mais seco
BIO18	Precipitação do trimestre mais quente
BIO19	Precipitação do trimestre mais frio