



Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de
Conservação

Trabalho de Conclusão

**Áreas prioritárias para conservação de aves ameaçadas
de extinção do bioma Caatinga frente às mudanças
climáticas e ameaças antrópicas**

Tiago Casto Silva

Rio de Janeiro

2016



Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de
Conservação

**Áreas prioritárias para conservação de aves ameaçadas
de extinção do bioma Caatinga frente às mudanças
climáticas e ameaças antrópicas**

Tiago Casto Silva

Trabalho de Conclusão apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação da Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade em Unidades de Conservação

Orientadora: Marinez Ferreira de Siqueira

Co-orientadora: Lara Gomes Côrtes

Rio de Janeiro

2016

**Áreas prioritárias para conservação de aves ameaçadas de
extinção do bioma Caatinga frente às mudanças climáticas e
ameaças antrópicas**

Tiago Castro Silva

Trabalho de Conclusão apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Biodiversidade em Unidades de Conservação da Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade em Unidades de Conservação.

Aprovado por:

Prof. Mariana Moncassin Vale (UFRJ)

Prof. Henrique Rajão (PUC-RJ)

Prof. Marinez Ferreira de Siqueira (JBRJ)

Em 01/03/2016

Rio de Janeiro

2016

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me concedido esta oportunidade de crescimento intelectual. A Marinez Ferreira de Siqueira e Lara Gomes Côrtes por me orientarem e me auxiliarem na construção deste trabalho. À Andrea Tapia por toda ajuda com o manejo do script no R. À equipe do CEMAVE, em especial Manuela Souza, Priscila Amaral e Diego Mendes Lima pelas informações sobre os táxons. Ao ICMBio pelo apoio financeiro e incentivo à capacitação. À Gabriela Leonhardt por ter me liberado para cursar as disciplinas. Aos colegas de classe por terem tornado os momentos de aprendizado mais felizes. E à toda minha família incluindo Juliana Chedid Nogared Rossi por terem me acompanhado e apoiado durante toda a caminhada.

Lista de Figuras

- ◆ Figura 3.1 - Distribuição dos registros de ocorrência das 23 espécies de aves com ocorrência no Bioma Caatinga e biomas adjacentes (Cerrado e Mata Atlântica).
- ◆ Figura 3.2 - Esquema dos ensembles realizados até obtenção dos modelos presente e futuro para cada espécie.
- ◆ Figura 3.3 - Fluxo de processamento das camadas através do programa Zonation. Sentido da esquerda para direita até a criação da camada de interação.
- ◆ Figura 4.1 - Gráfico de porcentagem de área com adequabilidade perdida no futuro. Em vermelho os táxons que perderam áreas acima do limite superior do desvio padrão da média.
- ◆ Figura 4.2 - Gráfico de porcentagem de área com adequabilidade ganha no futuro. Em vermelho os táxons que ganharam áreas acima do limite superior do desvio padrão da média.
- ◆ Figura 4.3 - Gráfico de porcentagem de área com adequabilidade mantida no futuro. Em vermelho os táxons que mantiveram áreas acima ou abaixo dos limites superiores e inferiores do desvio padrão da média.
- ◆ Figura 4.4 - Gráfico do índice mudança: quantificação deslocamento geográfico do nicho ecológico no futuro. Destacado em vermelho os táxons que apresentaram um índice de mudança maior que o limite superior desvio padrão da média.
- ◆ Figura 4.5 - Áreas onde houve perda de adequabilidade no futuro.
- ◆ Figura 4.6 - Áreas onde houve ganho de adequabilidade no futuro.
- ◆ Figura 4.7 - Áreas onde houve manutenção de adequabilidade no futuro.
- ◆ Figura 4.8 - Gráfico de delta de adequabilidade: somatório dos valores de adequabilidade do modelo futuro subtraído do somatório dos valores de adequabilidade do modelo presente. Em vermelho os táxons que apresentaram amplitude de valores de adequabilidade maior ou menor que os limites superior e inferior do desvio padrão da média.
- ◆ Figura 1.9 - a) Classificação com 17% das células que apresentaram maior prioridade de conservação (células marrons; b) Classificação com priorização aninhada das células com as seguintes faixas: top 17% (amarelo), top 10% (alaranjado) e top 5% (vermelho). Limites de UCs em verde.
- ◆ Figura 4.10 - Sobreposição dos reservatórios à solução.
- ◆ Figura 4.11 - Sobreposição das usinas eólicas à solução.
- ◆ Figura 4.12 - Frações aninhadas de prioridade 5%, 10% e 17% da solução.

- ◆ Figura 1.13 - Remanescentes de vegetação nativa no bioma Caatinga em 2009.
- ◆ Figura 4.14 - Sobreposição entre as áreas prioritárias do MMA 2007 destinadas a criação de UC com a solução.
- ◆ Figura 4.15 - Sobreposição da solução 17% com áreas onde houve manutenção de adequabilidade no futuro.
- ◆ Figura 4.16 - Sobreposição da solução 17% com áreas onde houve expansão de áreas com adequabilidade no futuro.
- ◆ Figura 4.17 - Sobreposição da solução 17% com áreas onde houve perda de adequabilidade no futuro.
- ◆ Figura 8.1 - Escolha dos eixos pelo método Broken-stick.

Lista de Tabelas

- ◆ Tabela 3.1 - Lista dos 23 táxons alvos e dos respectivos números de registros únicos e categoria de ameaça.
- ◆ Tabela 1.1 - Lista das tipologias utilizadas e respectivas fontes e áreas de impacto.
- ◆ Tabela 1.2 - Cenários desenvolvidos variando custo e máscara de remoção.
- ◆ Tabela 1.3 - Resumo do desempenho dos cenários. Valores expressos em porcentagem. Mínima = mínima porcentagem remanescente na solução entre as camadas do grupo; Média = porcentagem média remanescente na solução entre as camadas do grupo; Máxima = porcentagem máxima remanescente na solução entre as camadas do grupo; NA = não se aplica.
- ◆ Tabela 1.4 - Resultado do teste T entre os cenários 1 e 2.
- ◆ Tabela 1.5- Resultado do teste T entre os cenários 3 e 4.
- ◆ Tabela 1.6 - Resultado teste T entre os cenários 2 e 4.
- ◆ Tabela 1.7 - Porcentagem remanescente da adequabilidade dos táxons mantida pela solução. Em vermelho, valores abaixo da média menos um desvio padrão. Em verde, valores acima da média mais um desvio padrão.
- ◆ Tabela 1.8 - Porcentagem de ameaça remanescente na solução. Em vermelho, valores abaixo da média menos um desvio padrão. Em verde, valores acima da média mais um desvio padrão.
- ◆ Tabela 1.9 – Unidades de conservação presentes na fração de 5% das células mais prioritárias. Em vermelho, aquelas UCs que também estão presentes na solução dos demais cenários.

- ◆ Tabela 8.1 - Valores de correlação (r) entre os scores dos eixos e os valores das variáveis para cada pixel.
- ◆ Tabela 1.2 - Cálculo dos pesos para os táxons alvos.
- ◆ Tabela 1.3 - Cálculo dos pesos para as camadas de custo.
- ◆ Tabela 1.4 - Desempenho médio dos algoritmos considerando apenas os modelos com TSS $> 0,4$.
- ◆ Tabela 1.5 - Número de algoritmos e modelos rodados para cada táxons.
- ◆ Tabela 8.6 - Porcentagem de áreas com adequabilidade perdida, ganha ou mantida no futuro e índice de mudança. Em vermelho valores acima da média mais ou menos um desvio padrão.
- ◆ Tabela 1.7 - Porcentagem de adequabilidade de habitat disponível no momento do início da priorização espacial.
- ◆ Tabela 1.8 - Porcentagem da área das UCs da solução do cenário 4 ocupada por remanescente de vegetação nativa. Em vermelho, aquelas UCs que tem a porcentagem de cobertura de vegetação nativa abaixo da média (56,22%) menos um desvio padrão (31,50%).

Lista de siglas

- ♦ AOGCM: Atmosphere Ocean General Circulation Models
- ♦ APA: Área de proteção ambiental
- ♦ CAN: Canadian Earth System Model - CanESM2
- ♦ CEMAVE: Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres
- ♦ CIAT: International Center for Tropical Agriculture
- ♦ CMIP5: Coupled Model Intercomparison Project
- ♦ ENM: modelo de nicho ecológico
- ♦ ESM: Earth System Models
- ♦ GCM: modelos climáticos de circulação atmosférica
- ♦ GLM: Generalized linear models
- ♦ HAD: Met Office Hadley Centre Earth System Model - HadGEM2
- ♦ IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- ♦ ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
- ♦ IDH: Índice de desenvolvimento humano
- ♦ IPCC: Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
- ♦ PAN: Plano de ação nacional
- ♦ PCA: análise de componentes principais
- ♦ PMDBBS: Programa de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros
- ♦ RCP: Representative Concentration Pathways
- ♦ RF: Random Forest
- ♦ SDM: modelo de distribuição de espécie
- ♦ SVM: Support Vector Machine
- ♦ TSS: True Skill Statistic
- ♦ UC: unidade de conservação
- ♦ UP: unidade de planejamento

RESUMO

As unidades de conservação (UCs) funcionam como pilares sobre os quais as estratégias de conservação são construídas. Além das ameaças diretas à biodiversidade causadas pelas atividades antrópicas, as mudanças climáticas previstas pelo Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas (IPCC) se configuram como outra preocupação à conservação das espécies. A Amazônia e a Caatinga devem ser os biomas mais afetados por anomalias na precipitação e temperatura. Sendo que para Caatinga prevê-se o surgimento de um semideserto no núcleo mais árido do Nordeste do Brasil. Para avaliar os impactos das mudanças climáticas na biodiversidade, têm sido utilizado modelos de nicho ecológico (ENM) associados a programas de priorização. Este trabalho tem como objetivo principal responder à seguinte pergunta: O atual sistema de unidades de conservação da Caatinga poderá contribuir para manter as condições climáticas adequadas para que os táxons de aves ameaçadas persistam ao longo do tempo diante das mudanças climáticas globais e ameaças antrópicas? Utilizando modelos de nicho ecológico como camadas de entrada no programa Zonation realizamos cenários de priorização espacial com e sem o sistema de unidades de conservação da Caatinga. Nossos resultados mostraram que a inclusão do sistema de unidades de conservação da Caatinga integrado a um conjunto de áreas prioritárias pode manter as condições climáticas adequadas para que os táxons de aves ameaçadas persistam ao longo do tempo diante das mudanças climáticas e das ameaças antrópicas. Isto reforça a importância do sistema de unidades de conservação como pilar de uma estratégia nacional de conservação da biodiversidade.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS.....	17
3	METODOLOGIA	17
3.1	Área de estudo	17
3.1.1	Modelagem de nicho ecológico.....	17
3.1.2	Priorização espacial	18
3.2	Táxons alvos	18
3.3	Variáveis climáticas	19
3.4	Modelagem de nicho ecológico	22
3.4.1	Algoritmos	22
3.4.2	Background.....	23
3.4.3	Avaliação da performance dos modelos.....	23
3.4.4	Limiar (Threshold)	24
3.4.5	Ensemble	25
3.4.6	Mapeamento de incertezas.....	26
3.4.7	Análise de ganho, perda e manutenção de áreas	26
3.4.8	Delta de adequabilidade.....	27
3.5	Priorização espacial	28
3.5.1	Zonation.....	28
3.5.2	Algoritmo do Zonation	28
3.5.3	Regras de remoção.....	29
3.5.4	Custo.....	30
3.5.5	Pesos	32
3.5.6	Camada de incerteza.....	33
3.5.7	Camada de condição.....	34

3.5.8	Interação presente-futuro	34
3.5.9	Unidades de planejamentos	37
3.5.10	Cenários	37
3.5.11	Máscara de remoção	38
3.5.12	Grupos	38
4	RESULTADOS	39
4.1	Modelagem de nicho ecológico	39
4.1.1	Performance dos algoritmos e avaliação dos modelos	39
4.1.2	Ganho, perda e manutenção de áreas de adequabilidade mínima	40
4.1.3	Delta de adequabilidade.....	44
4.2	Priorização espacial	44
4.2.1	Avaliação geral dos cenários	44
4.2.2	Cenário 4	49
5	DISCUSSÃO.....	56
6	CONCLUSÃO	65
7	REFERÊNCIAS	66
8	MATERIAL SUPLEMENTAR	73

1 INTRODUÇÃO

O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), autarquia vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, é responsável por várias ações de conservação *in situ*, sendo a gestão de unidades de conservação federais a principal delas. Unidades de conservação (UCs) geralmente são criadas com o objetivo de manter amostras representativas e viáveis da biodiversidade a salvo de impactos antrópicos que possam ameaçá-las, mas devem cumprir este objetivo respeitando os limites impostos pelo crescente aumento da população humana, que exige cada vez mais espaço e recursos naturais (Margules & Presey 2000).

As UCs funcionam como pilares sobre os quais as estratégias de conservação são construídas. Porém, o estabelecimento de uma unidade de conservação isoladamente não é suficiente para conservação da biodiversidade (Margules & Presey 2000), pois, na prática, as UCs são criadas geralmente objetivando oportunidades políticas e econômicas em detrimento das recomendações contidas em relatórios técnicos (Cocks & Baird 1989). Assim, UCs tendem a se concentrar em terras que possuem relevo acidentado, em áreas remotas e economicamente improdutivas. Isso significa que espécies que ocorrem em áreas de interesse econômico podem não estar devidamente protegidas (Margules & Presey 2000), evidenciando a necessidade de se determinar áreas prioritárias para conservação da biodiversidade que não sejam destinadas somente à criação de UC, mas que sejam complementares a estas no âmbito de uma estratégia nacional de conservação da biodiversidade. Nestas áreas podem ser estabelecidas outras ações de conservação como manejo sustentável de fauna, fiscalização, educação ambiental, estímulos fiscais à preservação de habitats, etc.

Com o intuito de fortalecer a conservação da biodiversidade brasileira, o ICMBio também atua na avaliação do estado de conservação das espécies, subsidia a atualização das listas nacionais de espécies ameaçadas de extinção, acompanha o estabelecimento e a execução dos programas de manejo em cativeiro de espécies ameaçadas, e coordena e monitora a elaboração e a implementação de planos de ação nacionais (PANs) para a conservação de espécies ameaçadas de extinção (ICMBio 2013). Recentemente, a Portaria MMA nº 43/2014, instituiu o Programa Nacional de Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção – Pró-Espécies, com o objetivo de adotar ações de preservação, conservação, manejo e gestão, com vistas a minimizar as ameaças e o risco de extinção de espécies.

Neste programa cabe também ao ICMBio elaborar mapas de áreas prioritárias para a conservação das espécies ameaçadas de extinção.

Além das ameaças diretas à biodiversidade causadas pelas atividades antrópicas, as mudanças climáticas previstas pelo Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas (IPCC) se configuram como outra preocupação à conservação das espécies (Hannah *et al.* 2007; Hughes 2000; Root *et al.* 2003; Rosenzweig *et al.* 2008). Em uma escala global, o clima exerce uma grande influência sobre a distribuição das espécies (Pearson & Dawson 2003). Esta influência pode gerar deslocamentos tanto em uma perspectiva horizontal como vertical, levando as espécies da fauna a se deslocarem para ocupar locais mais adequados à sua tolerância metabólica de temperatura (Root *et al.* 2003). Este deslocamento segue os princípios da teoria de conservação de nicho, que propõe que as espécies tendem a mudar sua distribuição geográfica diante do aquecimento global em busca do seu regime climático original, deslocando-se latitudinalmente e/ou verticalmente nas elevações (Wiens & Graham 2005). Porém, a velocidade dos efeitos das mudanças climáticas pode ser muito superior à capacidade de adaptação ou movimentação das espécies, por exemplo, a velocidade de migração de espécies de árvores durante a última era glacial é aproximadamente um décimo da velocidade necessária para que a espécie fosse capaz de acompanhar as mudanças climáticas previstas para este século (England *et al.* 2004). A situação se torna ainda mais crítica quando se considera a paisagem fragmentada na qual as espécies se encontram hoje, situação bem diferente de 10.000 anos atrás (WDR 2010). Portanto, as espécies que não conseguirem se adaptar ou não forem capazes de mudar sua distribuição geográfica diante do aquecimento global estarão sujeitas à extinção (Wiens & Graham 2005).

Baeting *et al.* (2007), elaboraram um índice de mudanças climáticas que mede a intensidade de mudanças climáticas futuras em relação à variabilidade natural do clima atualmente. Os resultados demonstram que ao final do século 21 as mudanças climáticas mais intensas, em relação à variabilidade natural atual, irão ocorrer nos trópicos e nas latitudes mais altas, e no Brasil um aumento de eventos extremos é projetado para as regiões norte e nordeste. De acordo com o Relatório nº 6 - Mudanças climáticas e possíveis alterações nos Biomas da América do Sul (MMA/INPE 2007), a Amazônia e a Caatinga serão os biomas mais afetados por anomalias na precipitação e temperatura. Apesar de haver uma discordância quanto à amplitude das anomalias de precipitação para a Caatinga, prevê-se uma substituição da área de Caatinga por um semideserto no núcleo mais árido do Nordeste do Brasil, provocado por um aumento da temperatura que induz uma maior

evapotranspiração, reduzindo a quantidade de água disponível no solo, independente da não diminuição significativa das chuvas. A mesma previsão de mudanças significativas na Caatinga, com substituição da vegetação nativa atual por uma vegetação semidesértica, também são apontadas por Oyama & Nobre (2003). Mudanças climáticas no nordeste brasileiro também são apontadas por Marengo & Bernasconi (2015), que projetam um aumento de temperatura e déficit hídrico, redução de precipitação e períodos de seca mais longos a partir da segunda metade do século 21. Estas mudanças são corroboradas pelo quinto relatório (AR5) Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) que aponta uma redução de até 22% na precipitação do nordeste brasileiro (Magrin et al. 2014).

No nordeste brasileiro o bioma predominante é a Caatinga. Ocupando cerca de 844.453 km² (11% do território nacional) e estando presente nos estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e Minas Gerais, a Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro (MMA 2014). Apesar de já terem sido identificadas 178 espécies de mamíferos, 591 de aves, 177 de répteis, 79 espécies de anfíbios, 241 de peixes e 221 abelhas, a Caatinga é o bioma menos conhecido do país, devido ao baixo número de inventários em comparação aos demais biomas (MMA 2014). Mesmo assim, trata-se do bioma semi-árido mais biodiverso do mundo (MMA 2014). Apesar de sua relevância, a Caatinga tem sido intensamente explorada nos últimos anos (MMA 2014). Com cerca de 27 milhões de pessoas vivendo na região e dependentes dos recursos do bioma, sendo que muitas atuam na extração de lenha nativa e atividades agropecuárias, frequentemente de forma ilegal e insustentável (MMA 2014). Toda esta pressão já provocou o desmatamento de 46% do bioma (MMA 2014).

As portarias MMA nº 444/2014 e nº 445/2014 publicaram a lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. São 1.173 espécies ameaçadas, sendo que aves é o segundo grupo taxonômico com maior número de espécies ameaçadas (234), perdendo apenas para peixes continentais com 311. Desta lista, 23 espécies ocorrem na Caatinga, conforme dados do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres – CEMAVE (Priscilla Prudente do Amaral & Manuella Andrade de Souza – comunicação pessoal)

Segundo o Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves da Caatinga, as principais ameaças à conservação destas espécies são: a perda de habitat por queimadas, carvoarias ilegais e conversão da vegetação nativa em pastagem; a captura de espécimes para o tráfico, a criação e o consumo como caça; e ainda a agricultura mecanizada no vale do Rio São Francisco e o Oeste baiano, com alterações dos cursos d'água para irrigação e

uso abusivo de agrotóxicos. Algumas espécies ainda são ameaçadas pelo turismo desordenado e pela extração mineral. O PAN também ressalta que todos estes impactos são agravados e mais difíceis de serem solucionados por conta dos baixos níveis de IDH dos municípios da região.

Apesar do PAN Aves da Caatinga não contemplar ameaças relacionadas às mudanças climáticas previstas, no geral, é esperado que estas mudanças tenham um impacto significativo na distribuição das espécies em todo mundo (Pearson & Dawson 2003). Thomas *et al.* (2004) estimaram que 18 a 35% da amostra de táxons e regiões por eles analisados estarão fadados à extinção por volta do ano de 2050. Eles acreditam que o aquecimento global causado por causas antropogênicas está entre as principais ameaças à biodiversidade, podendo vir a ser a principal em muitas regiões.

Para avaliar os impactos das mudanças climáticas na biodiversidade, têm sido aplicados em larga escala, e para uma variedade de táxons, modelos de adequabilidade de habitats, também conhecidos como modelos de nicho ecológico (ENM) (Araújo 2009; Wiens & Graham 2005). Estes modelos utilizam registros de ocorrência da distribuição atual da espécie e combinam com variáveis climáticas para avaliar a relação espécie-clima, em seguida, projetam com base em cenários climáticos futuros sua distribuição em áreas que conservam nicho semelhante ao ocupado no presente (Araújo 2009; Wiens & Graham 2005).

Para esta abordagem dois termos são comumente empregados: modelo de nicho ecológico (ENM, do inglês Ecological Niche Model) e modelo de distribuição de espécie (SDM, do inglês Species Distribution Model). Um SDM deve incluir além de estimativa de nicho fundamental, uma avaliação da capacidade de dispersão e potencial de colonização da espécie (Peterson *et al.* 2012), o foco do SDM está nas predições espaciais (Guisan *et al.* 2013). Já um ENM tem seu foco na quantificação do nicho (Guisan *et al.* 2013). Apesar de diferirem quanto ao produto final, ambos os termos desta abordagem desenvolvem-se inicialmente da mesma maneira: (1) aplicam-se algoritmos a dados de registros de ocorrência da espécie e de variáveis ambientais, ambos referenciados no espaço geográfico, (2) identificam-se suas relações no espaço ambiental, que é formado pelas diversas variáveis ambientais, (3) ao final, projetam-se estas relações no espaço geográfico tendo o resultado visualizado em um mapa (Peterson *et al.* 2012).

Considerando que o clima global está mudando rapidamente, e que muitas espécies tenderão a responder a estas mudanças buscando a conservação de seus nichos ao invés de uma rápida evolução na capacidade de tolerância climática (Parmesan & Yohe 2003). É de

grande importância a identificação e a conservação das regiões consideradas refúgios climáticos, que serão áreas onde no futuro os componentes da biodiversidade se manterão mesmo sobre alterações climáticas, e de onde as espécies serão capazes de expandir novamente, caso as condições do clima futuro retornem às atuais (Keppel et al. 2012).

Estes refúgios podem ter um papel muito importante sobre a distribuição das espécies. No passado, durante o período quaternário, as distribuições geográficas das espécies se expandiram e contraíram de acordo com as mudanças climáticas do período (Stewart *et al.* 2009). As regiões nas quais as espécies persistiram durante os eventos de glaciação são denominados refúgios do quaternário (Stewart *et al.* 2009). Peterson & Nyári 2007 analisaram a distribuição de uma ave neotropical durante a última glaciação no Pleistoceno. Neste período, a espécie conservou seu nicho ecológico e teve sua distribuição descontinuada e reduzida a apenas algumas áreas ou refúgios. Analisando marcadores moleculares, Peterson & Nyári 2007 concluíram que estes refúgios possuem um significativo poder explicativo a respeito da distribuição espacial dos grupos filogenéticos desta espécie moldando sua distribuição no presente.

A identificação de possíveis refúgios climáticos pode ser realizada através da intersecção dos modelos de nicho ecológico do presente e do futuro da espécie, se assumirmos a conservação de seu nicho no futuro (Keppel *et al.* 2012). Tendo em vista que os recursos disponíveis para conservação são escassos, torna-se essencial a necessidade de se priorizar áreas e ações de conservação. Assim, áreas identificadas como possíveis refúgios climáticos devem ser prioritárias para conservação, pois tem o potencial de prover os recursos necessários para as espécies se manterem a longo prazo (Keppel *et al.* 2012).

Programas de priorização espacial podem ser utilizados para auxiliar no desenvolvimento de planos de conservação espaciais que considerem as mudanças nas áreas de distribuição das espécies tendo em vista cenários climáticos atuais e futuros e a busca por identificar futuros refúgios climáticos (Lemes & Loyola 2013; Carrol *et al.* 2010). Estes programas são fundamentais para identificar soluções que apresentem a melhor relação custo e benefício, protegendo o máximo de objetos de conservação com o mínimo de área protegida, minimizando conflitos de uso da terra, e oferecendo aos tomadores de decisão um sistema de suporte à decisão dinâmico, que permite a criação de diversos cenários de conservação (WWF 2013). Uma variedade de programas de priorização espacial estão disponíveis, como MARXAN, C-Plan, ConsNet e o Zonation. Este último destaca-se por conseguir trabalhar com conjuntos de dados muito grandes

(paisagem com até 10 milhões de células). Além disso, o Zonation consegue incorporar nas análises os usos alternativos de terra benéficos e maléficos aos alvos de conservação, assim como pode utilizar as tanto áreas estabelecidas como refúgios climáticos como incorporar camadas de incertezas oriundas do processo de modelagem, por exemplo (Moilanen *et al.* 2011;Carrol *et al.* 2010), tornando-o uma opção bastante completa de programa para priorização espacial.

2 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo principal responder à seguinte pergunta: O atual sistema de unidades de conservação da Caatinga poderá contribuir na manutenção das condições climáticas adequadas para que os táxons de aves ameaçadas persistam ao longo do tempo diante das mudanças climáticas globais e ameaças antrópicas?

Objetivos específicos deste trabalho são:

1. Construir modelos de nicho ecológico dos táxons alvos para o presente e futuro, usando modelos climáticos para o ano de 2050.
2. Realizar uma priorização espacial de áreas considerando o sistema de unidades de conservação atual e tendo os modelos presente e futuro como alvos de conservação e as áreas impactadas por empreendimentos como ameaças.
3. Criar cenários de priorização com e sem o sistema de unidades de conservação para avaliar sua contribuição na manutenção das condições adequadas aos táxons.
4. Indicar áreas prioritárias para conservação de aves frente às mudanças climáticas e alterações antrópicas na Caatinga

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

3.1.1 Modelagem de nicho ecológico

Adotou-se como área de estudo para construção dos modelos de nicho ecológico os limites dos biomas Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado publicado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2004. Optou-se por estender a área de estudo para além do bioma Caatinga porque alguns táxons alvo possuem registros de ocorrência também nestes outros dois biomas (Figura 3.1). Desta forma, preservou-se toda a amplitude climática de ocorrência dos táxons conhecida atualmente. Esta área de estudo será referenciada pelo número 1.

3.1.2 *Priorização espacial*

Adotou-se como área de estudo para priorização espacial apenas o limite do bioma Caatinga. Para tanto, todas as camadas utilizadas como alvos de conservação e custo foram cortadas para este limite. Esta área de estudo será referenciada pelo número 2.

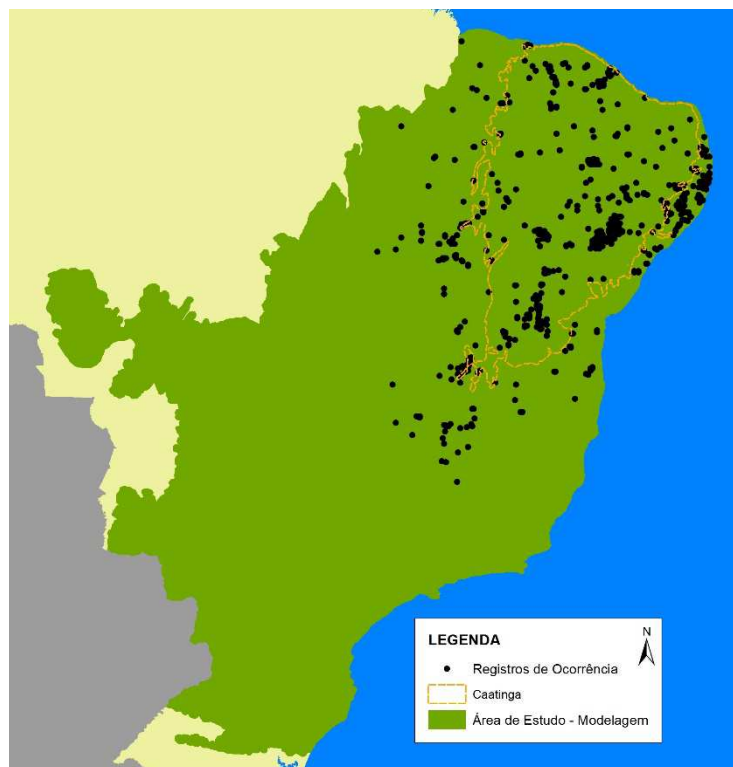


Figura 3.1 – Distribuição dos registros de ocorrência das 23 espécies de aves ameaçadas com ocorrência no Bioma Caatinga e biomas adjacentes (Cerrado e Mata Atlântica).

3.2 **Táxons alvos**

Foram selecionados 23 táxons de aves ameaçadas de extinção (Portaria MMA nº 444/2014) que tem ocorrência na Caatinga de acordo com o Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres – CEMAVE (Tabela 3.1).

As coordenadas geográficas dos registros de ocorrência foram obtidas das oficinas de avaliação do estado de conservação organizadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. Foi durante estas oficinas que se determinou a categoria de ameaça publicada na Portaria MMA nº 444/2014 (Tabela 3.1).

Em um ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), confrontou-se os registros de ocorrência dos táxons com uma grade vetorial (grid) de células de mesma resolução das variáveis climáticas (2.5 arco minutos à linha do equador). Como resultado obtivemos o número total de registros únicos para cada táxon, ou seja, se dois registros

estavam localizados dentro de uma mesma célula, consideramos apenas um único registro para esta célula (Tabela 3.1). Esta medida foi tomada para evitar fornecer aos algoritmos de modelagem de nicho ecológico informações redundantes, ou seja, duas coordenadas diferentes mas que possuem os mesmos valores das variáveis, o que poderia enviesar tanto a geração dos modelos como as medidas de performance e validação.

Tabela 3.1- Lista dos 23 táxons alvos e dos respectivos números de registros únicos e categoria de ameaça.

Táxon	Sigla	Categoria de ameaça	Número de registros únicos
<i>Anodorhynchus leari</i>	<i>an_le</i>	EN	145
<i>Antilophia bokermanni</i>	<i>an_bo</i>	CR	23
<i>Augastes lumachella</i>	<i>au_lu</i>	EN	45
<i>Conopophaga lineata cearae</i>	<i>co_li_ce</i>	EN	43
<i>Crypturellus noctivagus zabele</i>	<i>cr_no_za</i>	VU	58
<i>Cyanopsitta spixii</i>	<i>cy_sp</i>	CR(PEW)	10
<i>Formicivora grantsau</i>	<i>fo_gr</i>	EN	15
<i>Hemitriccus mirandae</i>	<i>he_mi</i>	VU	45
<i>Lepidocolaptes wagleri</i>	<i>le_wa</i>	EN	40
<i>Neomorphus geoffroyi geoffroyi</i>	<i>ne_ge_ge</i>	CR(PEX)	3
<i>Penelope jacucaca</i>	<i>pe_ja</i>	VU	114
<i>Phylloscartes beckeri</i>	<i>ph_be</i>	EN	26
<i>Phylloscartes roquettei</i>	<i>ph_ro</i>	EN	45
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	<i>py_gr</i>	EN	21
<i>Sclerurus cearensis</i>	<i>sc_ce</i>	VU	32
<i>Scytalopus diamantinensis</i>	<i>sc_di</i>	EN	13
<i>Selenidera gouldii baturitensis</i>	<i>se_go_ba</i>	EN	3
<i>Sporagra yarrellii</i>	<i>sp_ya</i>	VU	103
<i>Tangara cyanocephala cearensis</i>	<i>ta_cy_ce</i>	VU	7
<i>Thamnophilus caerulescens cearensis</i>	<i>th_ca_ce</i>	VU	9
<i>Xiphocolaptes falcirostris</i>	<i>xi_fa</i>	VU	96
<i>Xiphorhynchus atlanticus</i>	<i>xi_at</i>	VU	63
<i>Xiphorhynchus guttatus gracilirostris</i>	<i>xi_gu_gr</i>	EN	6
Total Geral			965

Como forma de facilitar a visualização e comunicação dos resultados deste trabalho, as siglas dispostas na tabela 3.1 também serão usadas daqui em diante como forma de se referir aos 23 táxons alvos deste estudo.

3.3 Variáveis climáticas

As variáveis preditoras para construção dos modelos do presente foram selecionadas dentre as 19 variáveis bioclimáticas de resolução espacial 2.5 arco minutos

(aproximadamente 4.5 km à linha do equador) disponíveis no site WorldClim (www.worldclim.org).

A escolha das variáveis foi feita de forma semelhante à adotada por Nenzén & Araújo (2011) e Baselga & Araújo (2009). As 19 variáveis foram recortadas para a área de estudo (Figura 3.1) e os valores por célula de cada variável foram extraídos. A partir destes dados procedeu-se uma análise de componentes principais (PCA) tendo cada célula (pixel) como unidade amostral. Utilizamos o método de Broken-stick para selecionar quais dos 19 eixos da PCA melhor explicam a variação do conjunto de dados. Foram escolhidos os 3 primeiros eixos por possuírem valores acima dos estimados pelo Broken-stick (King & Jackson 1999) (Figura 8.1 – Material Suplementar).

Calculamos o *loading* para estes 3 eixos ao procedermos uma análise de correlação entre os *scores* de cada um dos 3 eixos com os valores de cada célula das 19 variáveis (Tabela 8.1 – Material Suplementar). Assim foi possível identificar quais das 19 variáveis bioclimáticas mais contribuíram para formação dos 3 eixos. Para cada eixo foi selecionada a variável que apresentou maior valor de correlação: eixo 1, bio_11 (temperatura média do trimestre mais frio), $r = -0.98$; eixo 2, bio_16 (precipitação do trimestre mais chuvoso), $r = -0.86$; eixo 3, bio_19 (precipitação do trimestre mais frio), $r = 0.77$.

Esta redução do número de variáveis a ser utilizada na modelagem por meio de uma análise de componentes principais (PCA) escolhendo um número menor de variáveis não correlacionadas é importante para evitar o sobreajuste dos modelos (Nenzén & Araújo 2011).

Dentre os vários modelos climáticos (GCMs) existentes, escolhemos trabalhar com dois denominados HadGEM2-ES e CanESM2. Este dois GCMs foram utilizados nos trabalhos do Coupled Model Intercomparison Project - CMIP5, que desenvolveu novos experimentos climáticos, envolvendo 20 grupos de modelagem climática, com a expectativa de resolver algumas das questões levantadas pelo Fourth Assessment Report - AR4 divulgado pelo Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas– IPCC (Taylor *et al.* 2012). Os resultados do CMIP5 foram utilizados pelo IPCC como subsídio para produção do Fifth Assessment Report - AR5 (Flato 2013). Tanto HadGEM2-ES como o CanESM2 são classificados como Earth System Models (ESMs), que se diferenciam dos Atmosphere–Ocean General Circulation Models (AOGCMs) ao incluir a representação de vários ciclos biogeoquímicos, tais como aqueles envolvidos no ciclo do carbono, do enxofre ou do ozônio (Flato 2011). Estes modelos são os mais detalhados e completos

disponíveis para simulação da resposta do sistema climático futuro a forças externas, na qual os ciclos biogeoquímicos tem um importante papel (Flato 2013).

O HadGEM2_ES foi desenvolvido pelo Met Office Hadley Centre, sendo um dos mais completos modelos da família HadGEM2 ao abranger processos que ocorrem na troposfera, na superfície terrestre, no oceano e no gelo marinho (Martin *et al.* 2011). Cavalcanti & Shimizu (2012) consideram que o HadGEM2_ES teve uma boa performance ao reproduzir a precipitação, temperatura e os campos de ventos no clima presente da América do Sul, o que dá confiança no resultado de suas projeções futuras. Yin *et al.* (2013) também concluíram que o HadGEM2_ES captura de forma realística as distribuições espaciais e sazonais da precipitação na América do Sul tropical.

O CanESM2 desenvolvido pelo Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis também se trata de um Earth System Model (Flato 2013). Silveira *et al.* (2013) avaliaram o CanESM2, seguido pelo HadGEM2_ES, como os melhores modelos para representação dos padrões de variação da precipitação sobre o nordeste brasileiro.

As 19 variáveis bioclimáticas dos modelos futuros de CanESM2 e HadGEM2_ES na resolução espacial de 2.5 arco minutos para o ano de 2050 foram obtidas no site do International Center for Tropical Agriculture - CIAT (<http://www.ccafs-climate.org/data/>) (Ramirez & Jarvis 2008).

Os modelos climáticos futuros CanESM2 e HadGEM2 apresentam resultados para diferentes cenários futuros de emissão de gases estufas, poluentes e de alteração do uso da terra. Estes cenários são classificados em Representative Concentration Pathways (RCP), que são as trajetórias dependentes do espaço e do tempo das concentrações dos gases de efeito estufa e demais poluentes ao longo do tempo. As categorias de RCPs (2.6, 4.5, 6 e 8.5) refletem a previsão da quantidade de força radioativa em Watts por metro quadrado no ano de 2100. Força radioativa é a quantidade de energia adicional absorvida pela Terra devido à intensificação do efeito estufa. Portanto, um RCP 8.5 significa um cenário de acúmulo grandes quantidade de gases de efeito estufa até 2100. RCP 4.5 e 6 são considerados cenários intermediários, e, RCP 2.6 é considerado um cenário de baixas emissões (site Stockholm Environment Institute)

Para este trabalho optou-se pelo RCP 4.5 um cenário intermediário de emissões de gases de efeito estufa, no qual a força radioativa se estabiliza em 4.5 W/m² logo após o ano de 2100. Este cenário futuro considera: intensificação dos programas de reflorestamento, redução nas áreas de cultivo devido ao aumento da efetividade da produção e a uma mudança nos hábitos de consumo, políticas climáticas rigorosas, emissões de metano

estáveis e emissões de CO₂ aumentando um pouco antes de começar a declinar por volta de 2040. (site Stockholm Environment Institute)

3.4 Modelagem de nicho ecológico

3.4.1 Algoritmos

Os modelos de nicho ecológico foram desenvolvidos utilizando o pacote *dismo* (Hijmans *et al.* 2015) do software R (R Core Team 2015). Dos algoritmos implementados neste pacote foram escolhidos os seguintes:

BIOCLIM

Desenvolvido por pesquisadores australianos, *BIOCLIM* é um dos algoritmos mais antigos e talvez a abordagem mais simples na modelagem de nicho ecológico. Utilizando apenas registros de presença o *BIOCLIM* ajusta dentro um envelope retilíneo (em um espaço multidimensional determinado pela quantidade de variáveis ambientais), delimitado pelos valores máximos e mínimos de cada variável, o espectro de valores das variáveis ambientais que a espécie ocupa (Peterson *et al.* 2011).

Generalized Linear Model – GLM

Generalized linear models são uma generalização do modelo de regressão múltipla que usa uma função link (usualmente uma função logística) para acomodar as variáveis respostas que possuem uma distribuição não normal (Franklin 2010). Esta técnica de modelagem se adequa bem a modelagem de distribuição de táxons porque normalmente os dados ecológicos violam os pressupostos do modelo linear e o GLM é capaz de lidar com múltiplas variáveis preditoras e funções de resposta não lineares (Franklin 2010).

Mahalanobis

Utilizando apenas registros de presença da espécie, a distância de Mahalanobis ajusta o modelo de nicho ecológico ao calcular a distância (no espaço ambiental) de todos os sítios existentes ao valor médio do conjunto de registros de ocorrência da espécie para cada variável ambiental. Assim, quanto mais próximo o valor do sítio estiver da média dos valores de ocorrência, menor é a distância de Mahalanobis e maior a adequabilidade deste sítio à presença da espécie (Peterson *et al.* 2011).

Maxent

Maxent é um algoritmo de aprendizagem de máquina que parte do princípio que a probabilidade de distribuição com máxima entropia (o mais desorganizado possível se aproxima do uniforme), sujeita a restrições conhecidas, é a melhor aproximação da distribuição conhecida, porque se ajusta a tudo que é conhecido, mas evita qualquer coisa

que seja desconhecida (Phillips *et al.* 2006). Quando aplicado a modelos de nicho ecológico, é estimada uma distribuição multivariada de condições de habitats adequados (associados com os registros de ocorrência) em um espaço ambiental (Franklin 2010).

Random Forest - RF

É um algoritmo de aprendizagem de máquina que consiste de uma coleção de classificadores em árvore estruturados, onde cada árvore de classificação depende dos valores de um vetor aleatório amostrado independentemente e com mesma distribuição entre todos os classificadores (Breiman 2001). Na implementação do pacote *dismo*, a função “randomForest” analisa um *data.frame* com os valores das variáveis preditoras e um vetor com a variável resposta. A função “randomForest” pode fazer tanto classificação como regressão. Neste projeto optou-se pela regressão pois de acordo com Hijmans *et al.* (2015) os resultados da regressão são melhores que da classificação.

Support Vector Machine – SVM

SVM é um método de aprendizado de máquina baseado estatisticamente que procura definir um hiperplano no espaço ambiental que separa duas classes, como a presença e a ausência da espécie. Desta forma é análogo a uma análise de discriminantes (Franklin 2010).

3.4.2 Background

Na indisponibilidade de pontos reais de ausência foram gerados 500 pontos de *background*, que são pontos amostrados aleatoriamente por toda a área de estudo, e tem como objetivo caracterizar as condições ambientais de toda a região de interesse (Peterson *et al.* 2011). Dentre os algoritmos escolhidos, com exceção do BIOCLIM e Mahalanobis, que se utilizam apenas pontos de presença, todos os demais utilizam pontos de presença e de *background* para ajustar os modelos.

3.4.3 Avaliação da performance dos modelos

Uma etapa importante na modelagem de nicho ecológico é a avaliação da performance dos modelos, que demonstra que esses possuem um poder preditivo suficiente para serem usados. Os métodos de avaliação de performance usualmente usados derivam de um matriz de confusão. Idealmente esta matriz é alimentada com dados coletados independentemente daqueles utilizados na calibração dos modelos. Porém, como a disponibilidade de dados independentes é bastante rara, é comum dividi-los em partições (*data-splitting*) (Peterson *et al.* 2011). Neste projeto, utilizou-se a partição do tipo *k-fold* com *cross validation*, sendo $k = 3$, ou seja, os registros de ocorrência foram divididos em 3

partes iguais, sendo duas utilizadas para calibração (treino) do modelo e uma para avaliá-lo (teste). Para aqueles táxons que possuíam menos de 10 registros de ocorrência utilizou-se o método *Jackknife*, no qual, separa-se um ponto para testar o modelo, enquanto o restante é utilizado para treiná-lo (Peterson *et al.* 2011). Neste caso, o número de partições é igual ao número de registros de ocorrência ($K=N$).

Como medida quantitativa de avaliação da performance foi escolhida a *True Skill Statistic* (TSS). Matematicamente TSS é definido como: $TSS = 1 - \max(\text{Sensibilidade} + \text{Especificidade})$, onde a sensibilidade e especificidade são calculadas baseadas no limiar que seja capaz de maximizar o resultado da soma delas (Allouche *et al.* 2006). TSS considera tanto os erros de comissão (falso positivo) como os de omissão (falso negativo), variando de -1 a +1, onde valores menores de 0 indicam uma performance não melhor do que o acaso, e valores de +1 indicam um ajuste perfeito do modelo aos pontos de presença e ausência (Allouche *et al.* 2006). Neste projeto, as coordenadas dos pontos de *background* foram tratadas como pontos de ausência na construção da matriz de confusão para a avaliação dos modelos (Hijmans *et al.* 2015). Os modelos que obtiveram um $TSS < 0.4$ foram classificados como ruins (Zhang *et al.* 2015) e não utilizados nas etapas de *ensemble*.

3.4.4 Limiar (Threshold)

Na seleção de área prioritárias para conservação é importante que tenha estabelecido um limite geográfico onde a espécie ocorre e onde ela está ausente. Assim, foi necessário a geração de um modelo binário (presença: 1 ou ausência: 0) a partir de um limiar de decisão ou *threshold*. Este limiar é um dado valor de adequabilidade, sendo que aquelas células que tem o valor acima do limiar são consideradas como adequadas à existência da espécie, e aquelas que estão abaixo do limiar são consideradas inadequadas à presença da espécie.

Existem vários métodos para escolha do limiar. Neste trabalho, optou-se por aquele que maximiza a soma da sensibilidade e especificidade (max SSS), por apresentar vantagens sobre outros métodos avaliados por Liu *et al.* (2013), mostrando-se um método promissor quando há apenas dados de presença, como no presente caso.

Com o intuito de resgatar a variabilidade da adequabilidade dentro das áreas de presença dos modelos binários, estes modelos foram multiplicados pelos respectivos modelos contínuos. Deste modo os pixels com valores 0 de adequabilidade indicam espécie ausente, e valores contínuos acima do limiar indicam a adequabilidade das células à presença da espécie. Este foram os modelos utilizados ao longo do restante de todo este

trabalho. Procedeu-se dessa forma para minimizar a chance de pixels com valores abaixo do limiar de ocorrência influenciarem nas análises contínuas de priorização.

3.4.5 *Ensemble*

A opção por usar os algoritmos listados anteriormente baseou-se em selecionar representantes de diferentes classes: envelopes bioclimáticos (BIOCLIM), algoritmos de distância (Mahalanobis), algoritmos estatísticos (GLM) e de aprendizagem de máquina (Maxent, RF, SVM). Por serem algoritmos de classes diferentes e possuírem um funcionamento intrínseco próprio, cada um deles apresenta resultados diferentes para um mesmo conjunto de dados utilizados como *input*. Estudos mostram que a projeção feita por diferentes algoritmos pode ser tão variável que pode comprometer seu uso no auxílio à políticas públicas (Araújo & New 2006). Porém, ao mesmo tempo, avaliações dos diferentes algoritmos existentes não foram capazes de evidenciar a superioridade de um em detrimento dos demais (Araújo & New 2006). Assim, ao invés de se escolher o melhor resultado dentre eles e utilizá-lo como modelo final representativo da espécie, optou-se por adotar uma abordagem de *ensemble* defendida por Kujala *et al.* (2013) e Araújo & New (2006). A lógica do ensemble é obter um modelo consenso final por meio de uma medida de tendência central (ex: média ou mediana) de todos os modelos, assim diluindo o erro que cada modelo possui e evidenciando os respectivos acertos (Araújo & New 2006). Adotamos a abordagem de *ensemble* semelhante a Kujala *et al.* (2013), que utilizou os rasters resultantes de uma média entre os modelos do presente e outra média dos modelos futuros, como *input* em uma priorização espacial envolvendo mudanças climáticas. Neste trabalho a abordagem de *ensemble* foi adotada em três momentos (Figura 3.2):

- (1) Ao se realizar a média ponderada pelos respectivos valores de TSS (*True Skill Statistic*) das partições de cada algoritmo, resultando assim em um modelo final por algoritmo.
- (2) Ao se realizar uma média simples entre os modelos finais de cada algoritmo, resultando em um modelo consenso final para cada espécie para o tempo presente e para cada GCM (CAN e HAD).
- (3) Ao se realizar uma média aritmética simples entre os modelos futuros CAN e HAD, obtendo-se um único modelo futuro por espécie.

A decisão por se aplicar este último ensemble baseou-se em um teste de correlação por espécie tendo como unidade amostral os valores de cada célula. Como os valores não apresentaram uma distribuição normal, mesmo após uma tentativa de transformação pela

raiz quadrada do arco seno, realizou-se o teste de correlação de Spearman (em média $r = 0.83$, p -valor < 0.01).

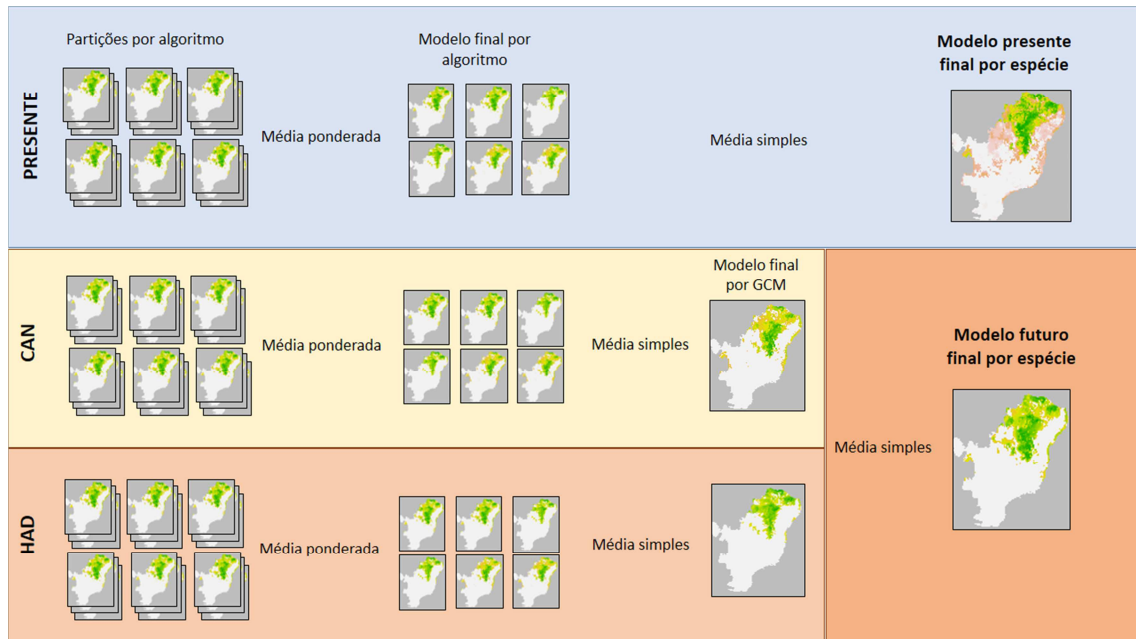


Figura 3.2 - Esquema dos ensembles realizados até obtenção dos modelos presente e futuro para cada espécie.

3.4.6 Mapeamento de incertezas

Uma camada de incerteza de adequabilidade foi gerada para cada espécie para os modelos presente e futuro. Adotou-se o desvio padrão da média simples do ensemble como medida de incerteza. No caso dos modelos futuros calculou-se o desvio padrão entre os modelos finais por algoritmo (Figura 3.2). As camadas de incerteza geradas foram utilizadas na priorização espacial de modo semelhante a Kujala *et al.* (2013) empregando a função “distribution discounting” no software Zonation. A parametrização para priorização espacial será melhor detalhada na sessão desta metodologia correspondente.

3.4.7 Análise de ganho, perda e manutenção de áreas

Os modelos finais resultantes do *ensemble* tanto para o presente quanto futuro foram convertidos para modelos binários tendo como limiar de corte o valor imediatamente acima de zero. Em seguida, os modelos futuros foram multiplicados por dois. Desta forma os modelos futuros ficaram com apenas dois valores: 0 (total inadequabilidade para existência da espécie no futuro) e 2 (adequabilidade mínima para existência da espécie no futuro). De forma semelhante os modelos do presente ficaram com dois valores de pixel que significavam: 0 (total inadequabilidade para existência da espécie no presente) e 1 (adequabilidade mínima para existência da espécie no futuro).

Realizamos a soma dos respectivos modelos presente e futuro de cada espécie e obtivemos um raster com valores variando de 0 a 3 com os seguintes significados: 0 (áreas inadequadas para espécie tanto no presente quanto no futuro), 1 (áreas adequada no presente, mas inadequadas no futuro), 2 (áreas inadequadas no presente, mas adequadas no futuro) e 3 (áreas adequadas tanto no presente como no futuro). Calculando-se a quantidade de pixel adequados nos modelos presente e futuro foi possível avaliar para cada espécie a porcentagem de áreas perdidas, ganhas e que se mantiveram adequadas no futuro conforme as equações de 1 a 3.

Equação 1 – Porcentagem de área de adequabilidade do presente perdida no futuro

$$\% \textit{Perda} = \frac{\text{n}^{\circ} \textit{pixel 1}}{(\text{n}^{\circ} \textit{pixel 1} + \text{n}^{\circ} \textit{pixel 3})} * 100$$

Equação 2 – Porcentagem de área de adequabilidade ganha no futuro

$$\% \textit{Ganho} = \frac{\text{n}^{\circ} \textit{pixel 2}}{(\text{n}^{\circ} \textit{pixel 2} + \text{n}^{\circ} \textit{pixel 3})} * 100$$

Equação 3 – Porcentagem de área de adequabilidade do presente mantida no futuro

$$\% \textit{Manutenção} = \frac{\text{n}^{\circ} \textit{pixel 3}}{(\text{n}^{\circ} \textit{pixel 2} + \text{n}^{\circ} \textit{pixel 3})} * 100$$

A partir destas porcentagens, criamos um índice para identificar aqueles táxons que sofrem muita alteração na distribuição da adequabilidade no futuro. O índice de mudança é a soma da proporção de área perdida com a proporção de área ganha no futuro, dividido por dois (para variar de 0 a 1). Quanto mais próximo de 1, mais alteração na área geográfica em que se encontra o nicho houve. Quanto mais próximo de 0, a distribuição da adequabilidade tende a se manter igual no presente e futuro. O objetivo do índice de mudança é uma tentativa de se quantificar o deslocamento geográfico do nicho ecológico dos táxons. O valor deste índice foi usado na composição do peso de cada táxon na priorização espacial (item 3.5.5).

3.4.8 *Delta de adequabilidade*

Calculamos a diferença de adequabilidade de cada táxon a fim de identificar aqueles que, dentro do limite do bioma Caatinga, apresentam uma tendência de aumento ou diminuição de adequabilidade do nicho ecológico no futuro. Para tanto, calculamos o somatório dos valores de adequabilidade do modelo futuro e subtraímos do somatório dos

valores de adequabilidade do modelo presente. Sendo que valores positivos do delta de adequabilidade indicam um incremento de adequabilidade no futuro, e valores negativos representam uma redução. O valor deste delta padronizado de 0 a 1 e subtraído de 1 também foi utilizado na composição do peso de cada táxon na priorização espacial (item 3.5.5).

3.5 Priorização espacial

3.5.1 Zonation

Zonation é um programa para priorização espacial para conservação de biodiversidade. Ele identifica áreas que são importantes para manutenção da qualidade do habitat para vários alvos de conservação (ex: espécies, serviços ecossistêmicos, fitofisionomias, etc.) simultaneamente, oferecendo um método quantitativo para potencializar a persistência da biodiversidade a longo prazo. Na priorização realizada pelo Zonation ainda podemos escolher que sejam considerados o custo da escolha de cada célula; a interação ecológica entre dois alvos (ex: recurso e consumidor, modelos presente e futuro); um desconto devido à incerteza de modelos; entre muitas outras funcionalidades. (Moilanen 2014)

3.5.2 Algoritmo do Zonation

O algoritmo do Zonation tem como ponto de partida toda a paisagem e iterativamente remove células de menor valor de conservação (Moilanen 2005). 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, até que todas elas sejam removidas (Moilanen 2005). A ordem de remoção das células dá a noção de sua importância, sendo que quanto mais tardiamente a célula for removida, mais importante ela é (Moilanen 2005). O algoritmo do Zonation produz uma hierarquização aninhada das células, de modo que os 5% de células mais importantes, estão compreendidas dentro dos 10% de células mais prioritárias, e assim sucessivamente (Moilanen 2014) (Figura 3.3). Informações sobre o declínio dos níveis de representação de cada alvo são registradas a cada remoção de célula e podem ser usadas nas análises dos resultados (Moilanen 2014).

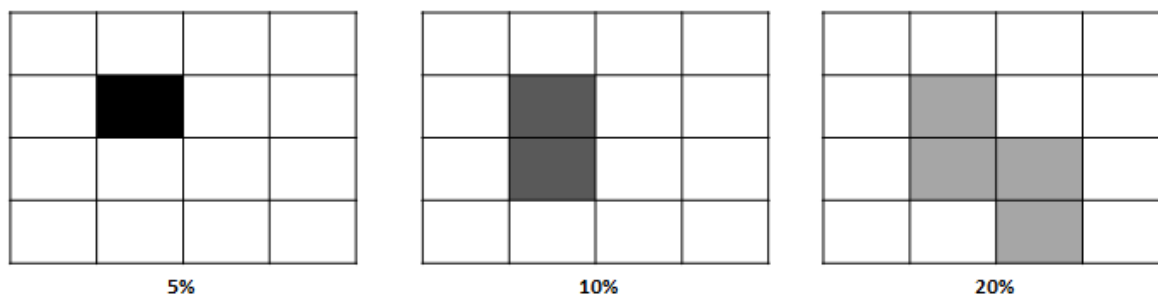


Figura 3.3 - Exemplo da hierarquização aninhada de células feita pelo Zonation. Os 5% de células mais importantes, estão compreendidas dentro dos 10% de células mais prioritárias, que por sua vez estão compreendidos dentro dos 20%.

3.5.3 Regras de remoção

A forma como o valor de conservação das células é calculado varia de acordo com a regra de remoção escolhida. Existem 5 regras de remoção possíveis:

1- *Core-area* (CAZ): a remoção é baseada no cálculo do valor de conservação da célula i (δ_i):

$$\delta_i = \max_j \frac{q_{ij}w_j}{c_i}$$

Onde q_{ij} é a proporção da distribuição remanescente do alvo j na célula i , w_j é o peso do alvo j e c_i é o custo de não remoção da célula i . O programa calcula o valor de δ para todos os alvos presentes na célula i . Mas o valor de δ dado à célula i sobre o qual o programa decidirá se removerá esta célula, corresponderá ao maior valor de δ calculado dentre todos os alvos presente em i , de modo que o programa escolherá a célula que tiver menor valor de δ para ser removida. Quando uma parte da distribuição de um alvo é removida, todos os valores de δ calculados para as células restantes aumenta. Assim o Zonation tende a preservar as melhores porções da distribuição de cada alvo até o final do processo de hierarquização, mesmo para aquelas espécie comuns e amplamente distribuídas.

2- *Additive benefit function* (ABF): comparada à regra Core-area, ABF calcula o valor de conservação de uma célula levando em conta a proporção e o peso de todos os alvos presente em uma determinada célula, ao invés de considerar apenas o alvo de maior valor. O programa primeiro calcula a perda de representação de cada alvo j ao se remover a célula i . Então soma todos os valores obtidos, dando à célula i seu valor de conservação.

3- *Target-based planning*: nesta regra são estabelecidas metas de conservação para cada alvo (ex: conservar 30% da distribuição da espécie A). À medida que os valores remanescente de distribuição se aproximam da meta estabelecida, o programa passa a

evitar a remoção de células que contém o alvo, a fim de reter o máximo possível de sua distribuição.

4- *Generalized benefit function*: opera de forma semelhante à Additive benefit function, porém a função pode apresentar formas mais flexíveis, incluindo uma função sigmoïdal.

5- *Random removal*: a remoção das células é feita de forma aleatória e permite a comparação de diferentes métodos, se aquele escolhido fornece uma priorização melhor do que o aleatório.

Neste trabalho optamos por utilizar regra de remoção Core-area, pois objetivamos escolher áreas para conservação que tenham os melhores valores de adequabilidade de nicho ecológico para cada táxon.

3.5.4 Custo

O planejamento da conservação não pode se dar ignorando o interesse sócio-econômico do uso da terra (Moilanen 2011). Para tanto, o Zonation permite que camadas de custo de uso da terra sejam incluídas na análise (Moilanen 2011). Os valores das camadas de custo não têm de ser compostos necessariamente de valores monetários, podendo-se utilizar outras métricas que reflitam a dificuldade de se reservar uma célula para conservação (Moilanen 2014). Neste projeto, utilizamos como métrica de custo a proporção da área da célula ocupada pelas diversas ameaças antrópicas.

A seleção de quais camadas de custo entraram na priorização foi feita com base nas informações de ameaças disponíveis nas fichas produzidas nas oficinas de avaliação do estado de conservação das espécies. A principal ameaça identificada foi a perda de habitat ocasionada por ao menos 15 fontes (agricultura, pecuária, incêndios florestais, urbanização, mineração, reservatórios de hidrelétricas, usinas eólicas, rodovias, assentamentos, linhas de transmissão, tráfico de animais silvestres, produção carvão vegetal, turismo descontrolado, caça, uso comercial do licuri (*Syagrus coronata*) e avanço do processo de desertificação). Destas quinze, conseguimos dados espaciais confiáveis de nove (tabela 3.2).

Nove camadas de custo foram construídas para cada uma destas ameaças a partir de informações obtidas de várias fontes, principalmente sites oficiais do governo brasileiro. Como área de impacto das tipologias de empreendimentos utilizou-se a mesma proposta resultante de uma oficina realizada na sede do ICMBio em 2015 com representantes dos Centros de Pesquisa deste Instituto, principalmente para aquelas cujas informações

espaciais são pontos ou linhas. Com exceção das ameaças incêndios, urbanização e assentamentos, cuja forma de especializar o impacto foi decidida no âmbito deste projeto (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Lista das tipologias utilizadas e respectivas fontes e áreas de impacto.

Ameaças	Fonte	Área de impacto
Agricultura	IBGE e MI	Polígonos definidos pelo mapeamento de uso da terra de 2012 como área agrícola. E polígonos da transposição do Rio São Francisco fornecidos pelo Ministério da Integração Nacional.
Pecuária	LAPIG/UFG e SAE/PR	Polígonos obtidos por sensoriamento remoto no âmbito do Projeto Radiografia das Pastagens do Brasil.
Incêndios florestais	INPE	Número de focos de calor nos últimos 10 anos por km ² .
Urbanização	IBGE	Polígonos definidos pelo mapeamento de uso da terra de 2012 como área artificial.
Hidrelétrica	Agência Nacional de Energia Elétrica	Polígonos dos reservatórios. Para hidrelétricas sem polígonos, apenas com pontos foi feita uma estimativa por região da área do reservatório de acordo com a potência instalada.
Mineração	Departamento Nacional de Produção Mineral	Poligonal dos processos minerários.
Rodovia	Ministério dos Transportes e Open Street Map	Faixa de 2000 m de cada lado do eixo da rodovia.
Usina eólica	ANEEL	Faixa variável ao redor dos pontos das centrais geradoras elioelétricas baseando-se no número de geradores em Roscioni <i>et al.</i> (2014).
Assentamentos	INCRA	Polígono dos assentamentos.

Com base nestas áreas de impacto definidas, utilizando os softwares ArcGIS e R, geramos os raster de custo da seguinte forma: (1) os polígonos de cada ameaça foram separados de acordo com a etapa de licenciamento ambiental de cada tipologia de empreendimento em dois grupos: existentes e planejados; (2) foi construído um grid de

tamanho idêntico às células dos raster dos modelos; (3) para cada ameaça calculamos a proporção de cada célula do grid ocupada por seus polígonos; (4) geramos dois raster para cada ameaça (um com empreendimentos existentes e outro com empreendimentos planejados) cujo valor do pixel corresponde à proporção da área ocupada na célula pelos empreendimentos. Para as ameaças pecuária, incêndios florestais, assentamentos e urbanização não conseguimos projeções futuras. Para agricultura os polígonos da transposição do rio São Francisco foi entendida como impacto futuro (planejado). Para incêndios florestais não calculamos área, mas o número de focos de calor por km².

3.5.5 Pesos

O estabelecimento de pesos aos alvos de conservação é um componente crucial do algoritmo do Zonation. Os pesos podem ser definidos nas mais diferentes formas baseando-se, por exemplo, no status taxonômico, na raridade global, no valor econômico ou na tendência populacional (Moilanen *et al.* 2014). O peso conferido afeta a ordem em que as células são removidas, pois faz parte da equação que determina valor de conservação das células. Quanto maior o peso, maior o valor de conservação calculado para a célula, mais tardiamente ela será removida, e portanto mais importante na priorização ela será (Moilanen *et al.* 2014). Obviamente, quanto menor o peso, o efeito é o inverso.

Os pesos para os táxons foram determinados levando-se em conta três atributos dos táxons: (A) categoria de ameaça segundo a Portaria MMA 444/2014, (B) Índice de mudança e (C) Delta de adequabilidade. Calculamos o peso da seguinte forma:

$$\text{Peso} = A + B + (1 - C)$$

Sendo que todos os valores de A, B e C foram padronizados para variarem de 0 a 1.

A intenção é que mais peso seja dado àqueles táxons que são mais ameaçados (A), que apresentem maior deslocamento geográfico de nicho ecológico (B), e que possuam a maior tendência a perda de adequabilidade de habitat no futuro (1-C) (Tabela 8.2 – Material Suplementar). Os pesos da tabela 8.2 foram dados às camadas do presente e de interação presente-futuro (vide item 3.5.8), às camadas do futuro foi dado peso 0, pois não temos interesse em selecionar áreas de alta adequabilidade que estarão disponíveis para os táxons apenas no futuro.

Quando camadas de custo são adicionadas à priorização, a elas devem ser conferidos pesos negativos, enquanto às camadas alvo de conservação devem receber pesos positivos. Desta forma, o software tende a manter os alvos de conservação nas últimas células a

serem removidas (mais prioritárias), enquanto as células em que predominam as camadas de custo são removidas primeiro (menos prioritárias) (Moilanen *et al.* 2014).

Os pesos das camadas de custo foram estabelecidos baseando-se na frequência (X) com que as ameaças são citadas nas fichas das oficinas de avaliação dos estado de conservação das espécies. A partir destas frequências (X), calculou-se a proporção de táxon afetados por cada tipologia (Y). Realizamos um regra de três para calcular quanto Y corresponderia em um total de -49.626 (valor negativo correspondente à soma dos pesos de todas as camadas positivas) e obtivemos os pesos (Z) de cada tipologia. Para aquelas tipologias que havia empreendimentos planejados, dividimos Z entre as camadas de empreendimentos existentes (3/4 de Z) e planejados (1/4 de Z) (Tabela 8.2 – Material Suplementar).

3.5.6 Camada de incerteza

O Zonation permite que sejam incluídas camadas de incerteza quanto às informações trazidas nas camadas dos alvos. Este método é chamado de *distribution discounting*. Ele permite achar soluções mais robustas, aquelas que mais provavelmente atingem os objetivos de conservação considerando o nível de incerteza das camadas de distribuição dos alvos. (Moilanen 2014).

Uma camada de incerteza foi criada para cada um dos modelos presente e futuro de cada táxon. Estas camadas foram produzidas no software R calculando o desvio padrão de cada célula entre os raster correspondentes aos modelos finais por algoritmo (Figura 3.2). Assim, para uma célula, se mais algoritmos previram valores de adequabilidade mais próximos entre si, menor será o desvio padrão, e portanto maior será a certeza sobre aquele valor de adequabilidade de nicho ecológico da célula fornecida para priorização.

Como o programa exige que para toda camada listada no arquivo de alvos (spp list) deve haver um raster de incerteza (Moilanen 2014). E como as camadas de custo foram adicionadas junto com os alvos mas com peso negativo. Foi adicionada uma camada de incerteza com todos os pixels de valor igual a 0 para todas as camadas de custo.

Distribution discounting é o primeiro procedimento realizado pelo Zonation antes de iniciar a remoção de células. Ele subtrai dos rasters alvos as respectivas camadas de incerteza (Moilanen 2014). O resultado desta subtração é que será então considerado nas etapas seguintes (Figura 3.4).

Para usar este método é necessário fornecer um valor de alpha (α), que corresponde ao grau de incerteza. Por exemplo, se a camada de incerteza corresponde a 1 desvio

padrão, e alpha sendo igual a 0,5, será descontado da camada alvo meio desvio padrão ao invés de um inteiro. (Moilanen 2014).

De acordo com Moilanen (2014) valores de alpha de 0,5 e 1,0 tem sido frequentemente usados. Neste projeto adotamos $\alpha = 0,5$, pois testes utilizando $\alpha = 1,0$ produziram rasters com nenhum valor de pixel positivo. Esta situação o Zonation entende como não possível e não roda.

3.5.7 Camada de condição

O Zonation permite também que seja incorporada na análise informação sobre a condição da deterioração do habitat e sua influência nos alvos. Para tanto é necessário fornecer um raster com valores de pixel variando de 0 (todo habitat da célula foi perdido, como por exemplo área urbanizada) a 1 (todo habitat presente na célula está preservado, áreas com vegetação pristina, por exemplo). Matematicamente o Zonation multiplica a camada de condição pelas camadas dos alvos (Moilanen 2014).

Neste trabalho, como camada de condição utilizamos os remanescentes de vegetação nativa da Caatinga publicados pelo MMA no âmbito do Programa de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros – PMDBBS. Este programa quantifica e localiza as áreas com remanescentes de vegetação nativa por meio de imagens de satélite. Os polígonos dos remanescentes, áreas antropizadas e massas d'água estão disponíveis no site (http://siscom.ibama.gov.br/monitora_biombras/) e refletem o desmatamento ocorrido até o ano de 2009.

No programa ArcGIS, criamos um grid com células de tamanho idêntico ao pixel dos raster dos modelos. Calculamos a proporção da área da célula ocupada pelos polígonos de remanescente de vegetação nativa. Criamos um raster cujo valor de pixel corresponde à proporção calculada no passo anterior. Esta camada de condição foi atribuída aos modelos do presente e futuro, pois consideramos um cenário de terras reflorestadas pouco provável, e acreditamos que o remanescente de vegetação que existe hoje se manterá ou será parcialmente reduzido no futuro. A multiplicação da camada de condição pelas camadas dos alvos ocorre após a etapa de distribution discounting (Figura 3.4).

3.5.8 Interação presente-futuro

O componente do Zonation chamado *ecological interactions* permite priorizar áreas para conservação de espécies levando em conta seus modelos presente e futuro (Moilanen 2014).

Este componente cria uma camada de interação entre os modelos presente e futuro baseando-se nos valores dos pixels, na distância entre as células e na capacidade de dispersão do táxon (β) (Rayfield *et al.* 2009; Carrol *et al.* 2010). Para criar esta camada o programa utiliza uma função kernel de dispersão à qual deve ser fornecido um valor beta (β) que traz a informação da capacidade de dispersão do táxon (Rayfield *et al.* 2009, Carrol *et al.* 2010). O cálculo de beta é feito conforme equação abaixo:

$$\beta = \frac{2}{[\text{distância até a qual um alvo pode interagir com seu par}]}$$

Neste trabalho, calculamos o valor de β igual para todos os táxons pois não conseguimos obter informações sobre a capacidade de dispersão de cada um. É sabido que dados deste tipo são frequentemente raros, ainda mais para táxons ameaçados.

Considerando que temos interesse em selecionar áreas que sejam prioritárias para conservação tanto no presente quanto no futuro (refúgios climáticos), resolvemos assumir a mínima capacidade de dispersão, ou seja, a distância até a qual um alvo pode interagir com seu par foi igual ao lado de uma célula (0,041666667 graus, aproximadamente 4,5km à linha do equador), $\beta = 2/0,041666667 = 47,999999616$. Não foi possível utilizar uma capacidade de dispersão igual a 0, pois o β seria resultado de uma divisão por 0.

Na camada de interação criada, os valores mais altos de pixel serão conferidos àquelas células onde houver a sobreposição dos modelos presente e futuro com alto valor de adequabilidade (Rayfield *et al.* 2009; Carrol *et al.* 2010). Caso as distribuições sejam espacialmente distintas, as células das bordas das distribuições que mais se aproximarem terão seu valor elevado (Rayfield *et al.* 2009; Carrol *et al.* 2010).

A geração da camada de interação presente-futuro ocorre após a multiplicação pela camada de condição (Figura 3.4).

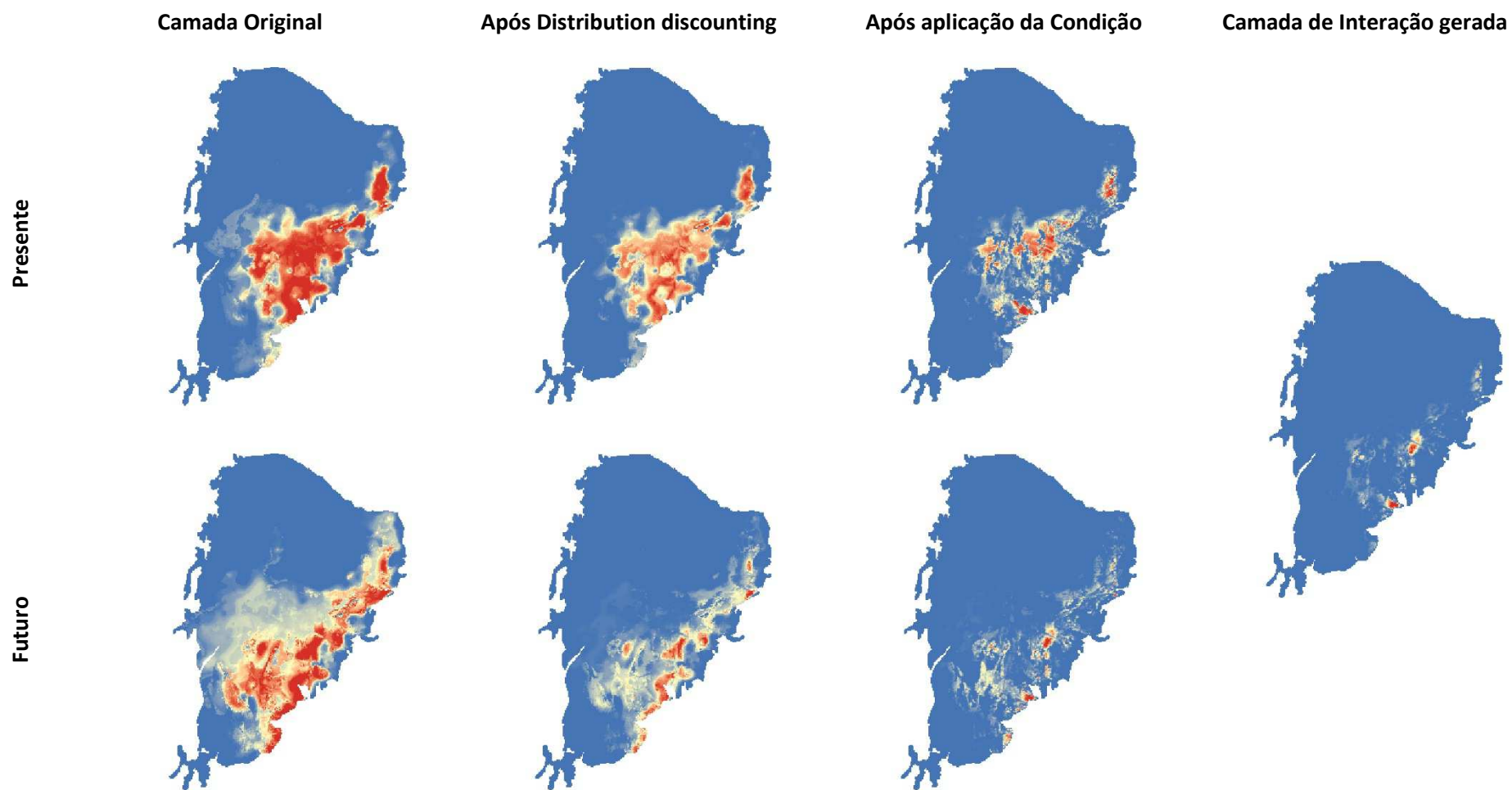


Figura 3.4 – Fluxo de processamento das camadas pelos Zonation da esquerda para direita até a criação da camada de interação. Áreas em vermelho indicam áreas mais adequadas à presença da espécie que decaem em um gradiente de cores até o azul.

3.5.9 Unidades de planejamentos

No intuito de que as áreas selecionadas como prioritárias tenham limites conhecidos e já compartilhados em outras iniciativas de conservação, e ao mesmo tempo que tenham características ambientais semelhantes. Escolhemos utilizar as ottobacias de nível 5 (ANA 2015) como unidades de planejamento para priorização espacial.

Quando unidades de planejamento (UPs) estão em uso no Zonation, os cálculos de valor de conservação são realizados considerando todas as células contidas na mesma unidade de planejamento (Moilanen 2014). No momento da remoção, todas as células pertencentes à unidade de planejamento são removidas de uma só vez (Moilanen 2014).

Para construir nossa camada de unidades de planejamento, utilizamos os polígonos das ottobacias de nível 5 e das unidades de conservação federal, estaduais e municipais. Do shapefile de ottobacias foram subtraídas aquelas porções que se sobrepujam aos limites de unidades de conservação.

Utilizando um grid com células de tamanho idêntico ao pixel dos modelos, calculamos a proporção da célula ocupada por cada ottobacia e por cada unidade de conservação. A identificação de cada célula como unidade de conservação ou como ottobacia foi conferido baseando-se no maior valor de proporção calculado.

Ao final obtivemos 1520 unidades de planejamento, sendo 51 unidades de conservação e 1469 ottobacias.

3.5.10 Cenários

Uma vez que o Zonation realiza a hierarquização de todas as células da paisagem, é necessário que seja estabelecido uma fração da paisagem a ser considerada como prioritária. Neste trabalho adotamos os últimos 17% das unidades de planejamento removidas da paisagem, ou seja, 17% das células mais importantes da paisagem, como nossa solução. Este valor de 17% foi escolhido por estar na Meta 11 de Aichi como a porcentagem de áreas terrestres e de águas continentais a estarem conservadas por meio de sistemas de áreas protegidas e por outras medidas espaciais de conservação.

Optamos por desenvolver 4 cenários de áreas prioritárias para conservação variando a permanência obrigatória das unidades de conservação na solução (máscara de remoção), e a inclusão dos empreendimentos planejados na priorização (custo). Estes cenários nos permitiram avaliar a contribuição do sistema de unidades de conservação na manutenção, ao longo do tempo, de áreas adequadas aos táxons alvos diante das mudanças climáticas e das ameaças antrópicas.

As demais parametrizações do Zonation não listadas na tabela 3.3 foram mantidas em todos os cenários conforme descritas acima.

Tabela 3.3 - Cenários desenvolvidos variando custo e máscara de remoção.

Cenários	Custo	Máscara de remoção
1	Com (existente)	Sem
2	Com (existente)	Com
3	Com (existente + planejado)	Sem
4	Com (existente + planejado)	Com

Por entendermos que o cenário 4 (Tabela 3.3) possui os parâmetros que mais se aproximam de nossa realidade, optamos por avaliá-lo com mais profundidade verificando a sobreposição de sua solução com outras camadas.

3.5.11 Máscara de remoção

Utilizamos uma máscara de remoção para orientar o programa em qual ordem os conjuntos de células devem ser analisados e removidos (Moilanen 2014). A máscara de remoção foi construída a partir da camada de unidade de planejamento. Atribuímos o valor de 1 para células ocupadas por unidades de conservação e ao restante das células que pertenciam às ottobacias foi dado o valor 0.

Desta forma, o programa irá primeiro proceder a análise e remoção de células do conjunto de valor 0, e em seguida valor 1. A máscara de remoção não promove nenhuma alteração nos rasters dos alvos, ela apenas determina uma ordem prévia de remoção (Moilanen 2014). Assim, forçamos que as células sobrepostas às unidades de conservação sejam removidas por último.

3.5.12 Grupos

Às camadas de alvos de conservação e de custo foram atribuídos números para que o Zonation as identificasse como grupos e ao final da priorização soltasse também tabelas de desempenho com os valores de cada grupo, facilitando a análise dos resultados. São os grupos: (0) camadas de interação presente-futuro, (1) modelos dos táxons para o presente, (2) modelos dos táxons para o futuro, (3) ameaças existentes e (4) empreendimentos planejados.

4 RESULTADOS

4.1 Modelagem de nicho ecológico

4.1.1 Performance dos algoritmos e avaliação dos modelos

A modelagem de nicho ecológico para os 23 táxons gerou 486 modelos, dos quais 47 (9,67%) tiveram um desempenho insatisfatório ($TSS < 0,4$) e foram descartados. BioClim foi o algoritmo que gerou a maior quantidade de modelos (31) com $TSS < 0,4$, seguido pelo GLM (9), RF (5) e Maxent (2). Mahalanobis e SVM não produziram nenhum modelo com TSS abaixo de 0,4. Os 439 modelos utilizados na média ponderada e no *ensemble* obtiveram um bom desempenho com um TSS médio de 0,81 e desvio padrão de 0,17. Considerando apenas os modelos com $TSS > 0,4$, Random Forest foi o algoritmo que teve o melhor desempenho, seguido por Mahalanobis, SVM, Maxent, BioClim e GLM.

Dos 23 táxons modelados, apenas cinco (*Anodorhynchus leari*, *Neomorphus geoffroyi geoffroyi*, *Penelope jacucaca*, *Pyrrhura griseipectus* e *Xiphorhynchus atlanticus*) tiveram todos os modelos de algum algoritmo descartados. Para todos estes táxons o algoritmo descartado foi o BioClim com exceção de *Anodorhynchus leari*, cujo algoritmo com todos os modelos com $TSS < 0,4$ foi o GLM. Para apenas dois táxons (*Neomorphus geoffroyi geoffroyi* e *Selenidera gouldii baturitensis*) não foi possível rodar o algoritmo Mahalanobis, pois este algoritmo só roda para aqueles táxons que tem um número de registros únicos maior que o número de variáveis. Para nove táxons 100% dos modelos obtiveram $TSS > 0,4$. O restante dos táxons tiveram mais de 80% dos modelos com $TSS > 0,4$, exceto *Neomorphus geoffroyi geoffroyi* e *Pyrrhura griseipectus* com 67% e 78%, respectivamente.

Os valores detalhados da performance dos algoritmos e avaliação dos modelos podem ser conferidos nas tabelas 8.4 e 8.5 do material suplementar.

O teste de correlação de Spearman por táxon tendo como unidade amostral os valores de cada célula foi significativo (em média $r = 0,83$, $p\text{-valor} < 0,01$). Portanto, realizamos a média aritmética entre os modelos futuros do CAN e do HAD, obtendo ao final apenas um modelo futuro por táxon. Cabe ressaltar que como os valores não apresentaram uma distribuição normal, mesmo após uma tentativa de transformação pela raiz quadrada do arco seno, realizamos teste de correlação de Spearman ao invés de uma correlação de Pearson.

4.1.2 *Ganho, perda e manutenção de áreas de adequabilidade mínima*

Quanto à porcentagem de área com adequabilidade perdida e ganha no futuro, constatou-se uma alta variabilidade entre os táxons, com o desvio padrão superior ou muito próximo da média (tabela 8.6 – Material Suplementar). Os táxons *Antilophia bokermanni*, *Selenidera gouldii baturitensis* e *Phylloscartes roquettei* tiveram uma porcentagem de área perdida no futuro acima do limite superior do desvio padrão da média (figura 4.1). *Antilophia bokermanni*, *Phylloscartes roquettei* e *Xiphocolaptes atlanticus* ganharam áreas com adequabilidade no futuro acima do limite superior da média (figura 4.2).

Quanto à área com adequabilidade mantida no futuro destacam-se: *Penelope jacucaca*, pois 100% das áreas com adequabilidade do presente são mantidas no futuro; *Antilophia bokermanni*, *Phylloscartes roquettei* e *Xiphocolaptes atlanticus*, por ganharem e ou perderem muitas áreas no futuro, mantêm áreas com adequabilidade abaixo do limite inferior do desvio padrão da média (figura 4.3).

O índice de mudança resume estas alterações de área (ganho e perda) em um único número. A partir dele identifica-se aqueles táxons que no futuro terão suas áreas de adequabilidade mais deslocadas geograficamente em relação àquelas do presente. Quatro táxons se destacam pela mudança na porcentagem de área com adequabilidade no futuro de acordo com o índice de mudança: *Antilophia bokermanni*, *Phylloscartes roquettei*, *Xiphocolaptes atlanticus* e *Selenidera gouldii baturitensis*, pois apresentaram um índice de mudança acima do limite superior do desvio padrão da média (Figura 4.4). Como dito na metodologia, o valor deste índice de mudança foi utilizado para compor o peso dos táxons na priorização espacial com o objetivo de dar mais peso àqueles táxons que apresentaram maior deslocamento geográfico do nicho ecológico no futuro.

Para visualizar geograficamente onde se concentram áreas com maior número de espécie que tiveram ganho, perda ou manutenção de adequabilidade no futuro construímos três mapas. Áreas com maior número de táxons perdendo adequabilidade se concentram na porção centro-norte do bioma (figura 4.5). Áreas com maior número de táxons ganhando adequabilidade se concentram na porção centro-norte e oeste do bioma (figura 4.6). Já as áreas com maior número de táxons mantendo adequabilidade no futuro se concentram na porção centro-sul do bioma (figura 4.7).

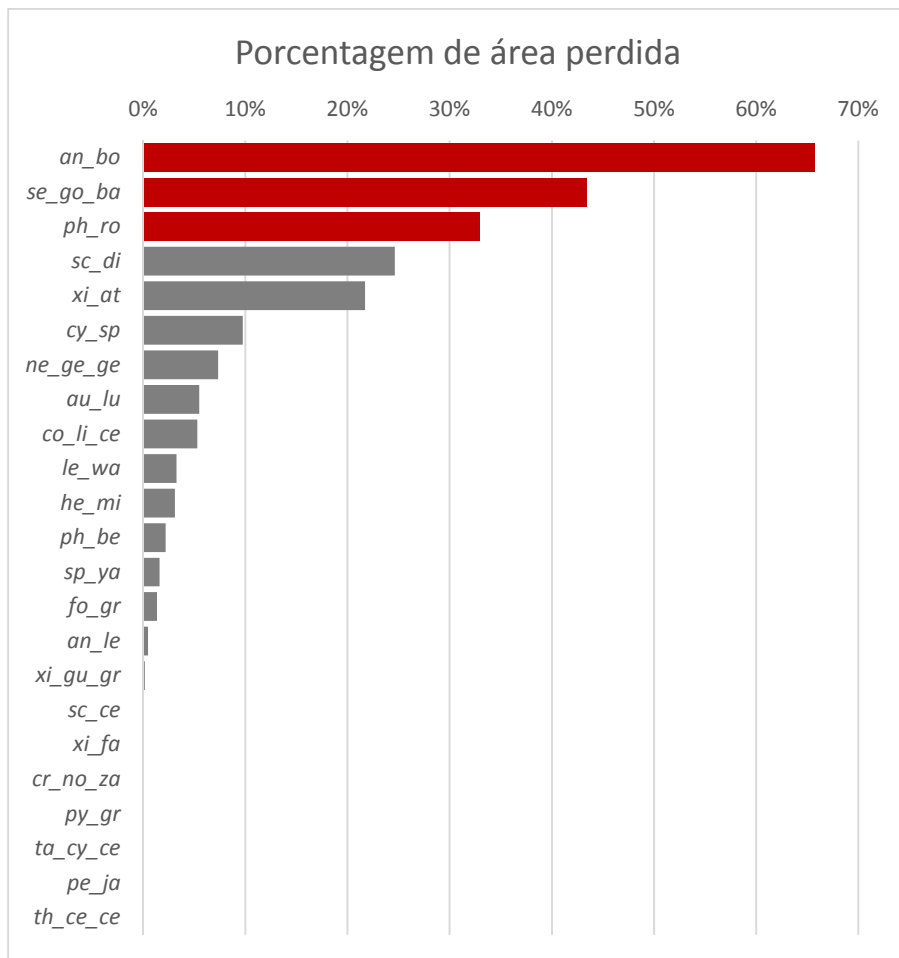


Figura 4.1 - Gráfico de porcentagem de área com adequabilidade perdida no futuro. Em vermelho os táxons que perderam áreas acima do limite superior do desvio padrão da média.

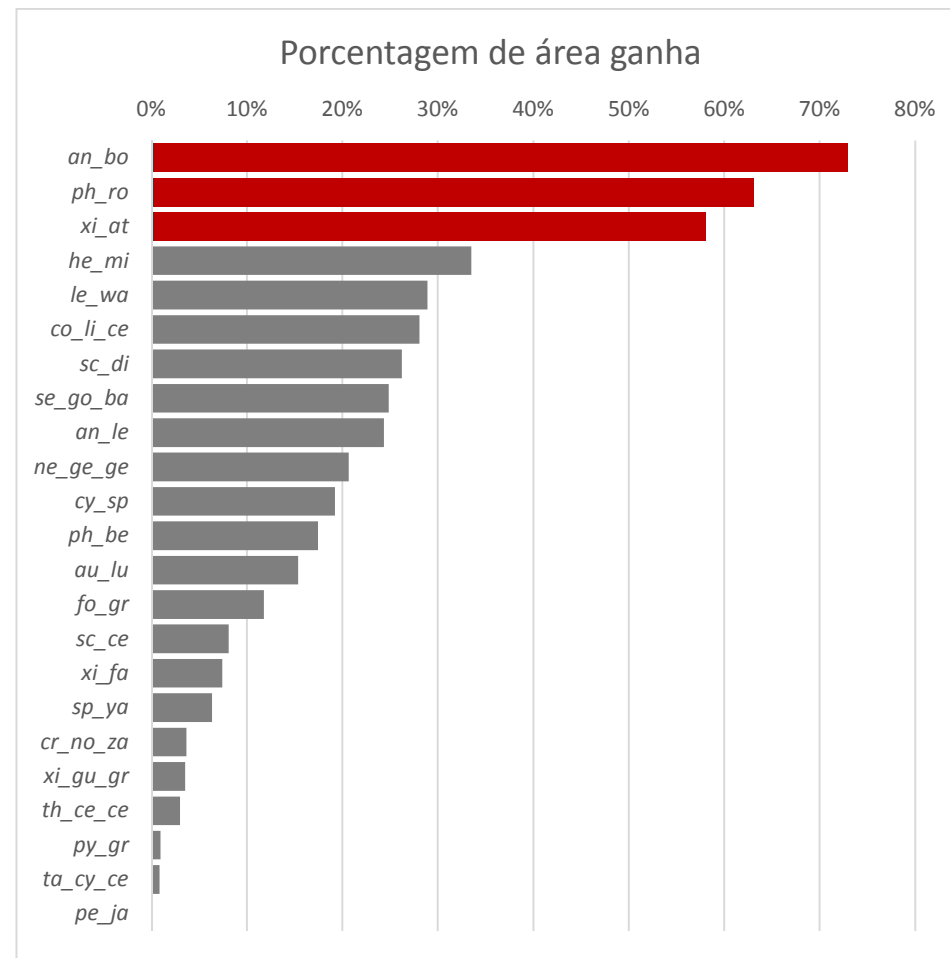


Figura 4.2 - Gráfico de porcentagem de área com adequabilidade ganha no futuro. Em vermelho os táxons que ganharam áreas acima do limite superior do desvio padrão da média.

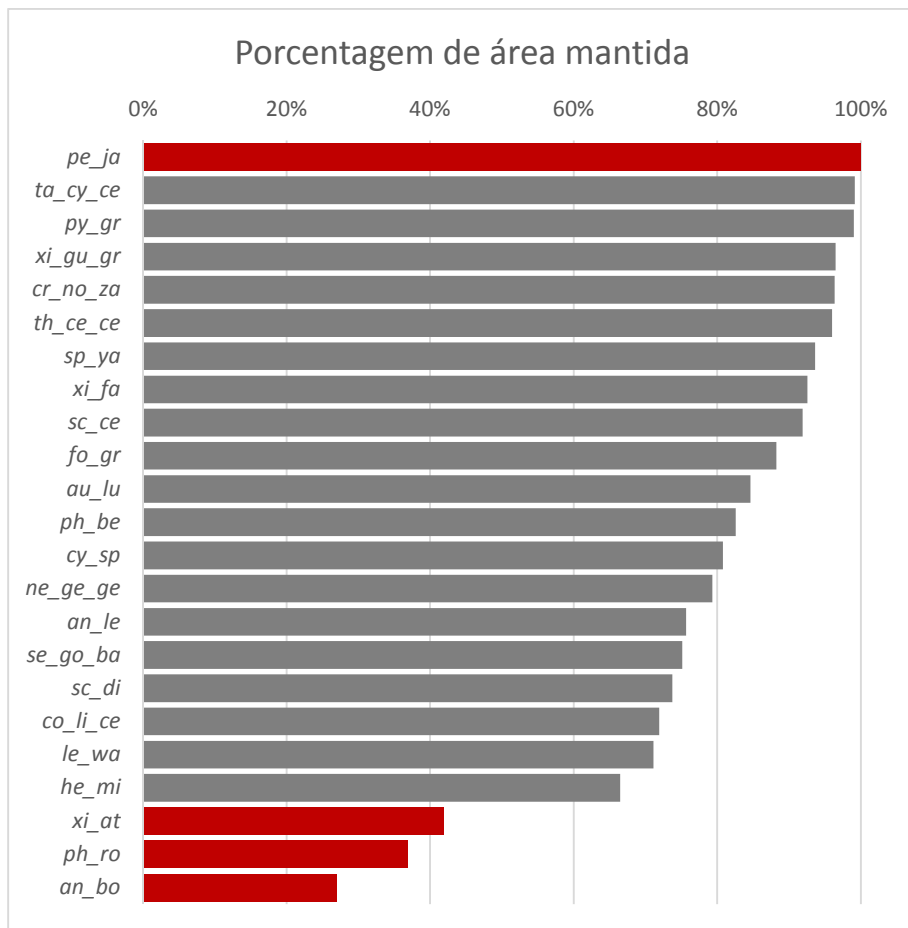


Figura 4.3 - Gráfico de porcentagem de área com adequabilidade mantida no futuro. Em vermelho os táxons que mantiveram áreas acima ou abaixo dos limites superiores e inferiores do desvio padrão da média.

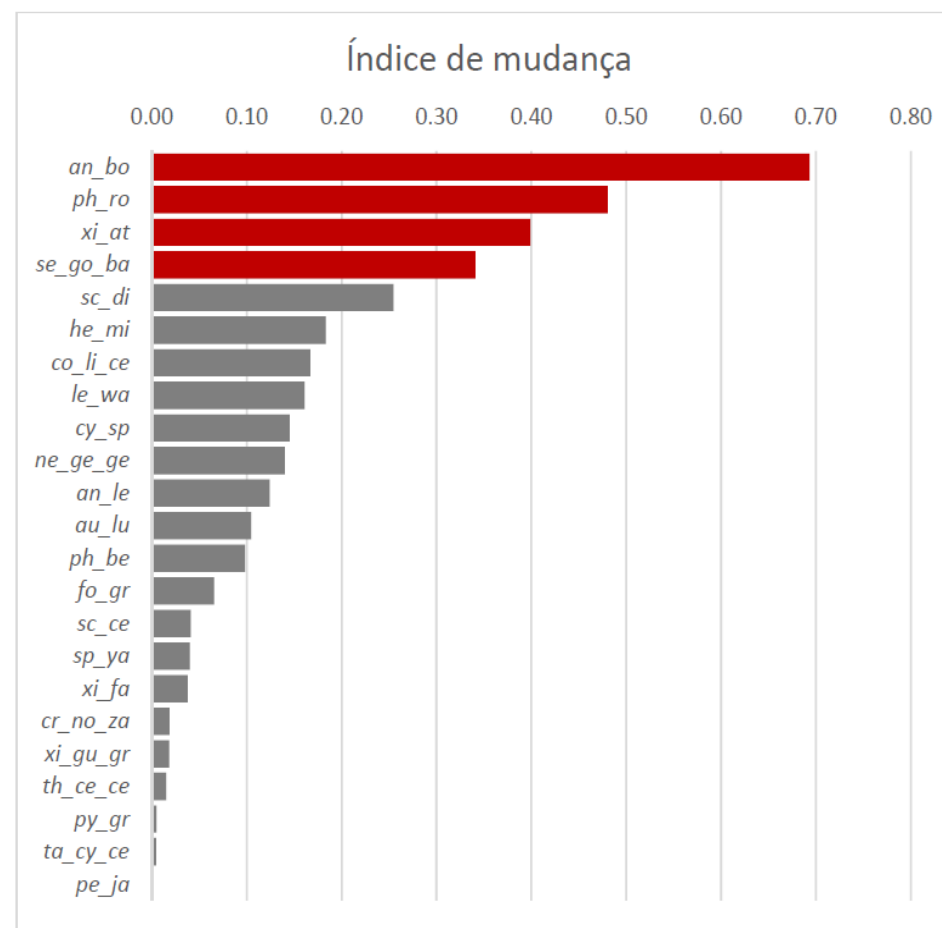


Figura 4.4 - Gráfico do índice mudança: quantificação deslocamento geográfico do nicho ecológico no futuro. Destacado em vermelho os táxons que apresentaram um índice de mudança maior que o limite superior desvio padrão da média.

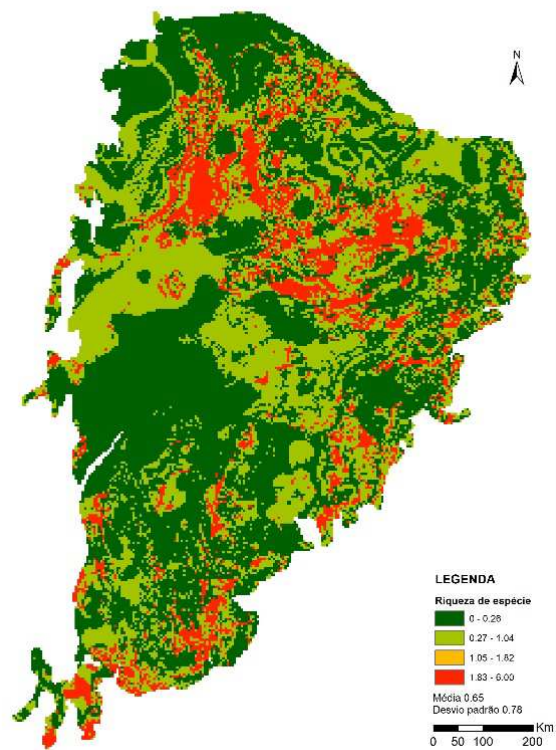


Figura 4.5 - Áreas onde houve perda de adequabilidade no futuro.

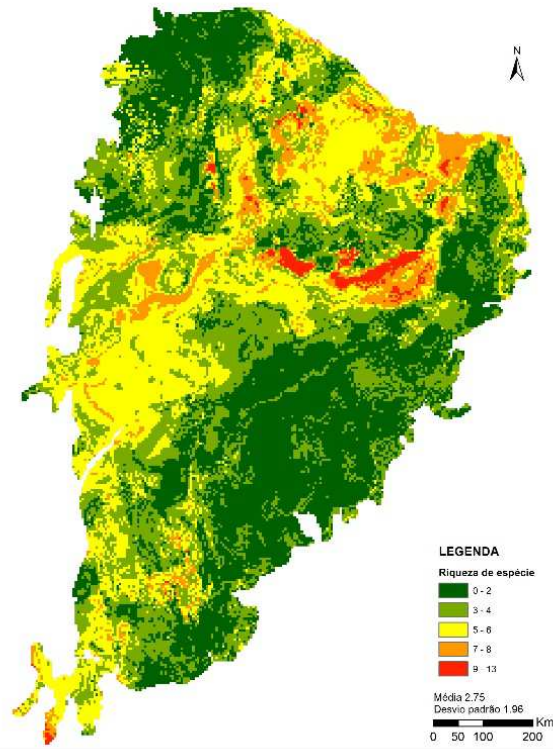


Figura 4.6 - Áreas onde houve ganho de adequabilidade no futuro.

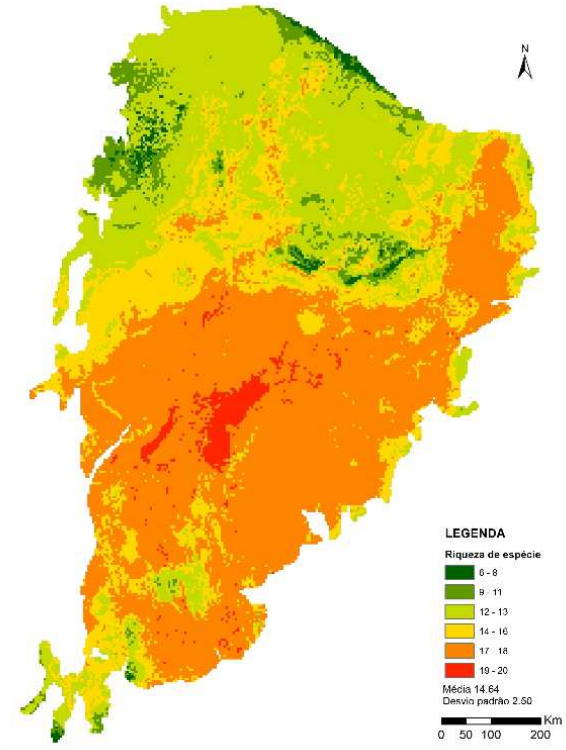


Figura 4.7 - Áreas onde houve manutenção de adequabilidade no futuro.

4.1.3 Delta de adequabilidade

O resultado do delta de adequabilidade dos táxons indicou que a maioria dos táxons (18) tem sua adequabilidade no futuro reduzida. Apenas cinco táxons tem sua adequabilidade aumentada no futuro. O valor médio do delta de adequabilidade foi de -555,66 com desvio padrão igual a 1015,25. Dois táxons se sobressaíram por apresentarem um aumento de adequabilidade acima do limite superior do desvio padrão da média: *Penelope jacucaca* e *Xiphocolaptes falcirostris*. Três táxons se destacaram pela perda de adequabilidade abaixo do limite inferior do desvio padrão da média: *Augastes lumachella*, *Crypturellus noctivagus zabele* e *Anodorhynchus leari* (Figura 4.8).

Os valores de delta de adequabilidade padronizados de 0 a 1 e subtraídos de 1 foram utilizados na composição dos pesos dos táxons na priorização espacial com o objetivo de dar mais peso àqueles táxons que tem maior tendência a perder adequabilidade de habitat no futuro.

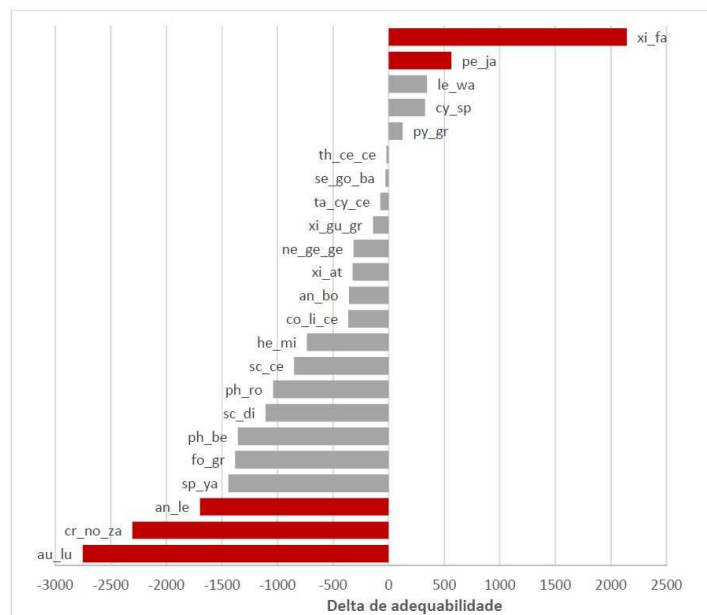


Figura 4.8 - Gráfico do delta de adequabilidade: somatório dos valores de adequabilidade do modelo futuro subtraído do somatório dos valores de adequabilidade do modelo presente. Em vermelho os táxons que apresentaram valores de delta de adequabilidade maior ou menor que os limites superior ou inferior do desvio padrão da média.

4.2 Priorização espacial

4.2.1 Avaliação geral dos cenários

Rodamos os quatro cenários propostos com objetivo de avaliar a contribuição do sistema de unidades de conservação na manutenção das condições climáticas adequadas para que os táxons de aves ameaçadas persistam ao longo do tempo diante das mudanças climáticas e dos impactos antrópicos.

O desempenho dos cenários está expresso na forma de porcentagens de adequabilidade mínima, média e máxima para cada grupo (tabela 4.1). Relembramos que quando nos referimos à solução, significa a porção de 17% das células de maior prioridade segundo a priorização feita pelo Zonation, ou seja, aqueles 17% de células removidos por último na hierarquização.

Utilizando cada táxon como réplica, realizamos um teste T pareado a fim de avaliar se a diferença entre as médias dos cenários 1 e 2 (tabela 4.1) dentro de cada grupo era significativa estatisticamente. Observamos que ao incluirmos o sistema de unidades de conservação (cenário 2) uma maior porcentagem das camadas de interação ($t = -3,962$, g.l. = 22, $p < 0,001$), dos modelos do presente ($t = -2,592$, g.l. = 22, $p = 0,017$) e dos modelos futuros ($t = -2,888$, g.l. = 22, $p = 0,009$) são mantidas na solução. Em média, o cenário com UCs na solução protege 1,727 vezes mais camadas de interação do que o cenário 1; 1,425 vezes mais os modelos presente do que o cenário 1; e 1,450 vezes mais os modelos futuros do que o cenário 1. Por outro lado, não houve diferença estatisticamente significativa na permanência de ameaças existentes entre os cenários 1 e 2 ($t = -1,273$, g.l. = 8, $p = 0,239$) (tabela 4.2).

Os cenários 3 e 4 se diferem dos anteriores por termos incluído também os empreendimentos planejados como custo na priorização. Nossa intenção era ver se o padrão de maior proteção das camadas alvo quando incluimos o sistema de unidades de conservação na solução se manteria. Assim como no cenário 2, o cenário 4 foi capaz de manter na solução uma maior porcentagem das camadas de interação ($t = -3,964$, g.l. = 22, $p = 0,001$), dos modelos presente ($t = -2,558$, g.l. = 22, $p = 0,018$) e dos modelos futuros ($t = -2,666$, g.l. = 22, $p = 0,014$). Em média, o cenário 4 protege 1,719 vezes mais camadas de interação do que o cenário 3; 1,419 vezes mais os modelos presente do que o cenário 3; e 1,411 vezes mais os modelos futuros do que o cenário 3. Não houve diferença estatisticamente significativa na permanência de ameaças existentes ($t = -1,225$, g.l. = 8, $p = 0,255$), nem planejadas ($t = -1,065$, g.l. = 4, $p = 0,347$) entre os cenários 3 e 4 (tabela 4.3).

Ao compararmos as médias dos cenários 2 e 4 em um teste T pareado, observamos que a inclusão dos empreendimentos planejados na priorização não alterou a porcentagem de adequabilidade dos táxons na solução, pois não houve diferença significativa nem para as camadas de interação presente-futuro ($t = -0,809$, g.l. = 22, $p = 0,497$), nem para as camadas do presente ($t = -0,302$, g.l. = 22, $p = 0,765$), nem para as camadas do futuro ($t = -0,645$, g.l. = 22, $p = 0,526$) (tabela 4.4).

Tabela 4.1 - Resumo do desempenho dos cenários. Valores expressos em porcentagem. Mínima = mínima porcentagem remanescente na solução entre as camadas do grupo; Média = porcentagem média remanescente na solução entre as camadas do grupo; Máxima = porcentagem máxima remanescente na solução entre as camadas do grupo; NA = não se aplica.

Grupos Cenários	Camada de interação presente-futuro			Modelos Presente			Modelos Futuro			Ameaças Existentes			Empreendimentos Planejados		
	0			1			2			3			4		
	mínima	média	máxima	mínima	média	máxima	mínima	média	máxima	mínima	média	máxima	mínima	média	máxima
1	1.83	23.27	49.46	1.41	10.41	18.05	4.66	10.24	16.09	0.00	7.26	19.29	NA	NA	NA
2	21.90	40.18	72.15	7.86	14.82	31.65	6.81	14.83	34.95	3.11	17.57	74.00	NA	NA	NA
3	1.83	23.80	51.42	1.41	10.48	18.12	4.66	10.46	18.38	0.00	7.55	19.39	0.00	7.70	15.63
4	21.62	40.93	72.15	7.94	14.87	31.65	6.94	14.78	34.95	3.24	17.46	74.00	0.00	12.31	29.55

Tabela 4.2 - Resultado do teste T entre os cenários 1 e 2.

Cenário 1 x Cenário 2							
Camadas	t	g.l.	p	Média Cenário 1	Média Cenário 2	Efeito	N
Interação	-3.962	22	0.001	0.233	0.402	1.727	23
Presente	-2.592	22	0.017	0.104	0.148	1.425	23
Futuro	-2.888	22	0.009	0.102	0.148	1.450	23
Existente	-1.273	8	0.239	0.073	0.176	2.419	9

Tabela 4.3- Resultado do teste T entre os cenários 3 e 4.

Cenário 3 X Cenário 4							
Camadas	t	g.l.	p	Média Cenário 3	Média Cenário 4	Efeito	N
Interação	-3.964	22	0.001	0.238	0.409	1.719	23
Presente	-2.558	22	0.018	0.105	0.149	1.419	23
Futuro	-2.666	22	0.014	0.105	0.148	1.411	23
Existente	-1.225	8	0.255	0.075	0.175	2.317	9
Planejado	-1.065	4	0.347	0.077	0.123	1.604	5

Tabela 4.4 - Resultado teste T entre os cenários 2 e 4.

Cenário 2 X Cenário 4							
Camadas	t	g.l.	p	Média Cenário 2	Média Cenário 4	Efeito	N
Interação	-0.809	22	0.427	0.402	0.409	1.018	23
Presente	-0.302	22	0.765	0.148	0.149	1.004	23
Futuro	0.645	22	0.526	0.148	0.148	0.995	23

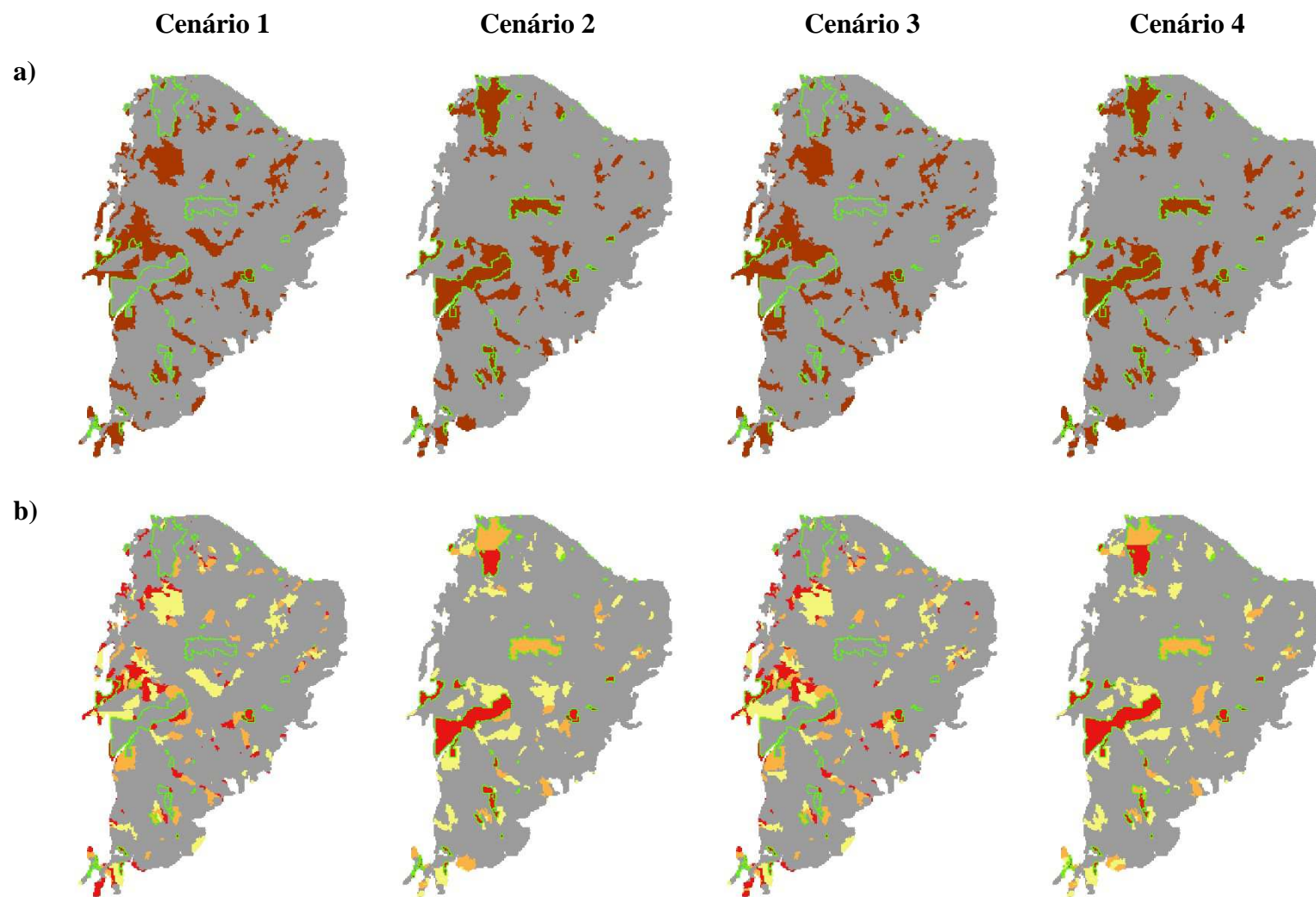


Figura 4.9 – a) Classificação com 17% das células que apresentaram maior prioridade de conservação (células marrons); b) Classificação com priorização aninhada das células com as seguintes faixas: top 17% (amarelo), top 10% (alaranjado) e top 5% (vermelho). Limites de UCs em verde.

Geograficamente as soluções dos cenários de 1 a 4 se distribuem conforme figura 4.9. Percebemos que em nenhum dos cenários há uma concentração de unidades de planejamento em alguma determinada porção do bioma (figura 4.9-a).

As 51 UCs presentes na Caatinga ocupam apenas 7.55% de sua área. Todas elas necessariamente estão incluídas na solução (17%) dos cenários 2 e 4 por conta da máscara de remoção que adotamos. Nos cenários 1 e 3, nos quais não houve máscara de remoção, ainda assim 21 UCs ficaram na solução (figura 4.9-b), são elas: Área de Proteção Ambiental do Cariri, Área de Proteção Ambiental Dunas e Veredas do Baixo Médio São Francisco, Área de Proteção Ambiental Lajedão, Área de Proteção Ambiental Serra Branca / Raso da Catarina, Área de Proteção Ambiental Serra do Barbado, Área de Relevante Interesse ecológico Nascente do Rio de Contas, Área de Relevante Interesse Ecológico Serra do Orobó, Estação Ecológica de Aiuaba, Estação Ecológica do Castanhão, Estação Ecológica Raso da Catarina, Floresta Nacional Contendas do Sincorá, Floresta Nacional de Negreiros, Parque Estadual Caminho dos Gerais, Parque Estadual das Carnaúbas, Parque Estadual Verde Grande, Parque Nacional Cavernas do Peruaçu, Parque Nacional da Furna Feia, Parque Nacional da Serra da Capivara, Parque Nacional da Serra das Confusões, Refúgio de Vida Silvestre da Serra dos Montes Altos, Reserva Biológica da Jaíba.

4.2.2 Cenário 4

Conforme dito na metodologia, analisamos o cenário 4 com mais profundidade por considerá-lo o mais próximo da realidade.

4.2.2.1 Táxons

A tabela 4.5 apresenta a porcentagem remanescente da adequabilidade dos táxons na solução do cenário 4. Vale ressaltar que por conta dos tratamentos dos modelos realizados no ambiente do Zonation antes do início da remoção de células (desconto da camada de incerteza e multiplicação pela camada de condição), a porcentagem de adequabilidade ambiental disponível no início da remoção para as camadas presente e futuro não equivale a 100% (tabela 8.7 – Material Suplementar). Já a camada de interação presente-futuro, que é gerada após *distribution discounting* e multiplicação pela condição, tem 100% dos valores de seus pixels disponíveis para priorização.

Quanto aos modelos do presente, nos chama a atenção *Conopophaga lineata cearae* que teve a menor porcentagem de adequabilidade remanescente na solução, abaixo do limite inferior do desvio padrão da média. Os destaques positivos ficam por conta de

Antilophia bokermanni, *Selenidera gouldii baturitensis*, *Tangara cyanocephala cearenses* e *Thamnophilus caerulescens cearenses* que mantiveram porcentagem de adequabilidade do presente remanescente na solução acima do limite superior do desvio padrão da média (tabela 4.5).

Para as camadas de interação presente-futuro criada pelo Zonation, 4 táxons se sobressaem por ficarem com a porcentagem remanescente na solução abaixo do limite inferior do desvio padrão da média: *Penelope jacucaca*, *Pyrrhura griseipectus*, *Sclerurus cearenses* e *Xiphocolaptes falcirostris*. Estes táxons estão entre os 7 menores pesos atribuídos aos táxons.

Tabela 4.5 - Porcentagem remanescente da adequabilidade dos táxons mantida pela solução. Em vermelho, valores abaixo do limite inferior do desvio padrão da média. Em verde, valores acima do limite superior do desvio padrão da média.

Táxon	Presente	Interação Presente-Futuro
<i>an_bo</i>	21.90	69.70
<i>an_le</i>	9.90	30.70
<i>au_lu</i>	12.00	40.50
<i>co_li_ce</i>	7.90	33.30
<i>cr_no_za</i>	12.20	28.10
<i>cy_sp</i>	15.50	32.20
<i>fo_gr</i>	13.40	47.20
<i>he_mi</i>	9.10	30.00
<i>le_wa</i>	20.20	60.40
<i>ne_ge_ge</i>	9.60	28.30
<i>pe_ja</i>	10.90	22.00
<i>ph_be</i>	10.70	39.20
<i>ph_ro</i>	15.60	38.80
<i>py_gr</i>	10.20	21.60
<i>sc_ce</i>	10.40	24.20
<i>sc_di</i>	15.90	65.60
<i>se_go_ba</i>	31.60	61.90
<i>sp_ya</i>	10.10	25.40
<i>ta_cy_ce</i>	22.30	55.40
<i>th_ca_ce</i>	29.40	72.20
<i>xi_at</i>	14.70	52.00
<i>xi_fa</i>	12.60	22.90
<i>xi_gu_gr</i>	16.10	39.80
<i>Média</i>	14.88	40.93
<i>Desvio Padrão</i>	6.19	15.98

4.2.2.2 Ameaças

No tocante às camadas de ameaças, observou-se que reservatórios de hidrelétricas e usinas eólicas planejadas são as tipologias de empreendimentos que mais agregam custo à solução, tanto presente quanto no futuro, ambas têm porcentagem remanescente na solução acima do limite superior do desvio padrão da média (tabela 4.6). O destaque positivo fica por conta da agricultura, cujos polígonos da transposição do Rio São Francisco não estão presentes na solução (tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Porcentagem de ameaça remanescente na solução. Em vermelho, valores abaixo da média menos um desvio padrão. Em verde, valores acima da média mais um desvio padrão.

Ameaças	Existente	Planejado
Agricultura	3.20	0.00
Assentamento	13.90	NA
Incêndios florestais	14.90	NA
Mineração	7.10	14.00
Pecuária	8.60	NA
Reservatórios de hidrelétricas	74.00	2.60
Rodovias	10.70	15.40
Urbanização	5.40	NA
Usinas eólicas	19.30	29.60
Média	17.46	12.32
Desvio Padrão	20.55	10.56

A grande porcentagem de reservatórios de hidrelétricas remanescente na solução se deve principalmente ao reservatório da UHE de Sobradinho (cerca de 4.000 km²), que está localizado em quase sua totalidade dentro da APA Lago de Sobradinho (figura 4.10). A soma de todos os reservatórios existentes no bioma é de aproximadamente 5.625 km².

As usinas eólicas estão dispostas principalmente ao longo da costa da Caatinga, mas empreendimentos existentes e planejados chamam a atenção por estarem sobrepostos a solução na região da APA Chapada do Araripe, APA Serra da Ibiapaba, PE Morro do Chapéu e APA Lago de Sobradinho (figura 4.11).

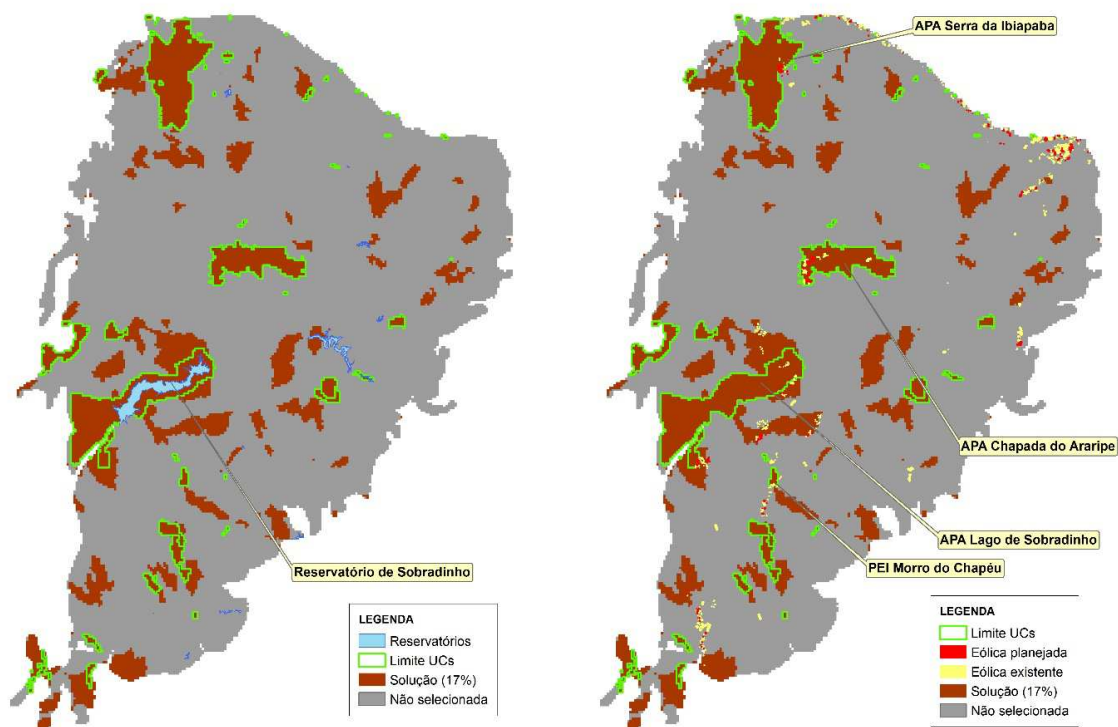


Figura 4.10 - Sobreposição dos reservatórios à solução. Figura 4.11 - Sobreposição das usinas eólicas à solução.

4.2.2.3 Unidades de conservação

A solução (17%) ocupa uma área de 144.046,52 km², dos quais 44,43% estão contidos dentro dos limites de 51 UCs, das quais 31 destacam-se por estarem contidas na fração de 5% (top 5%) das células mais prioritárias (tabela 4.7). Destas 31, vinte sobressaem-se ainda mais por também estarem presentes também na solução dos outros cenários, ou seja, foram selecionadas mesmo naqueles cenários em que as UCs não foram adicionadas como máscara de remoção. Estas 31 UCs ainda podem ser ordenadas de acordo com sua prioridade dentro da solução, assim, a Reserva Biológica da Jaíba é a unidade de planejamento mais prioritária, pois foi a última UC a ser removida da paisagem (tabela 4.7).

Destas 31 UCs, não há predominância expressiva de uma categoria de uso (58,06% proteção integral e 41,94% de uso sustentável), nem de um esfera de administração (54,84% estaduais, 45,16% federais) (tabela 4.7).

As 31 UCs mais prioritárias (top 5%) concentram-se na metade sul do bioma, exceto pelas UCs APA Dos Morros Garapenses e APA Serra Da Ibiapaba que estão localizadas na porção noroeste da Caatinga (figura 4.12).

Tabela 4.7 – Unidades de conservação presentes na fração de 5% das células mais prioritárias. Em negrito, aquelas UCs que também estão presentes na solução dos demais cenários.

Nome	Categoria de uso	Prioridade no Cenário 4
Reserva Biológica da Jaíba	PI	1º
Parque Estadual Verde Grande	PI	2º
Parque Nacional da Serra das Confusões	PI	3º
Estação Ecológica Raso da Catarina	PI	4º
Parque Nacional Cavernas do Peruaçu	PI	5º
Área de Relevante Interesse Ecológico Serra do Orobó	US	6º
Floresta Nacional Contendas do Sincorá	US	7º
Parque Estadual Caminho dos Gerais	PI	8º
Área de Proteção Ambiental Dunas e Veredas do Baixo Médio São Francisco	US	9º
Parque Estadual das Carnaúbas	PI	10º
Parque Nacional da Serra da Capivara	PI	11º
Área de Proteção Ambiental do Cariri	US	12º
Área de Proteção Ambiental Serra do Barbado	US	13º
Área de Proteção Ambiental Serra Branca / Raso da Catarina	US	14º
Monumento Natural do Rio São Francisco	PI	15º
Refúgio de Vida Silvestre da Serra dos Montes Altos	PI	16º
Parque Estadual do Morro do Chapéu	PI	17º
Área de Proteção Ambiental dos Morros Garapenses	US	18º
Área de Proteção Ambiental Lago de Sobradinho	US	19º
Estação Ecológica do Castanhão	PI	20º
Floresta Nacional de Negreiros	US	21º
Área de Proteção Ambiental Lajedão	US	22º
Reserva Extrativista Prainha do Canto Verde	US	23º
Estação Ecológica de Aiuaba	PI	24º
Área de Relevante Interesse Ecológico Nascente do Rio de Contas	US	25º
Parque Estadual Lagoa do Cajueiro	PI	26º
Parque Nacional do Catimbau	PI	27º
Parque Nacional da Chapada Diamantina	PI	28º
Parque Nacional de Sete Cidades	PI	29º
Parque Estadual Mata Seca	PI	30º
Área de Proteção Ambiental Serra da Ibiapaba	US	31º

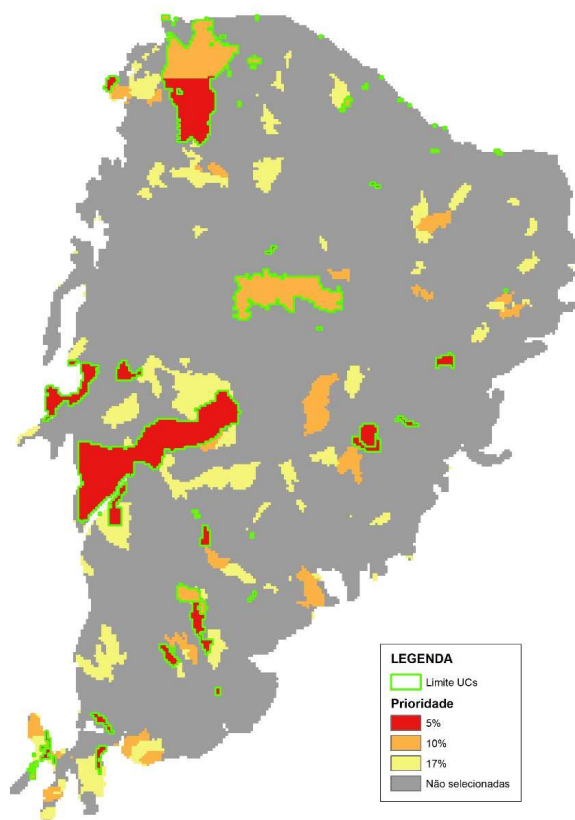


Figura 4.12 - Frações aninhadas de prioridade 5%, 10% e 17% da solução.

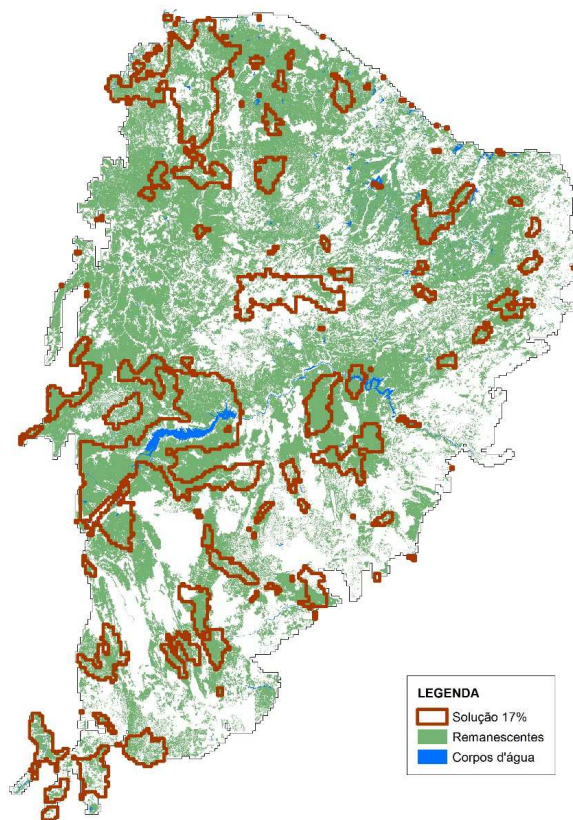


Figura 4.13 - Remanescentes de vegetação nativa no bioma Caatinga em 2009.

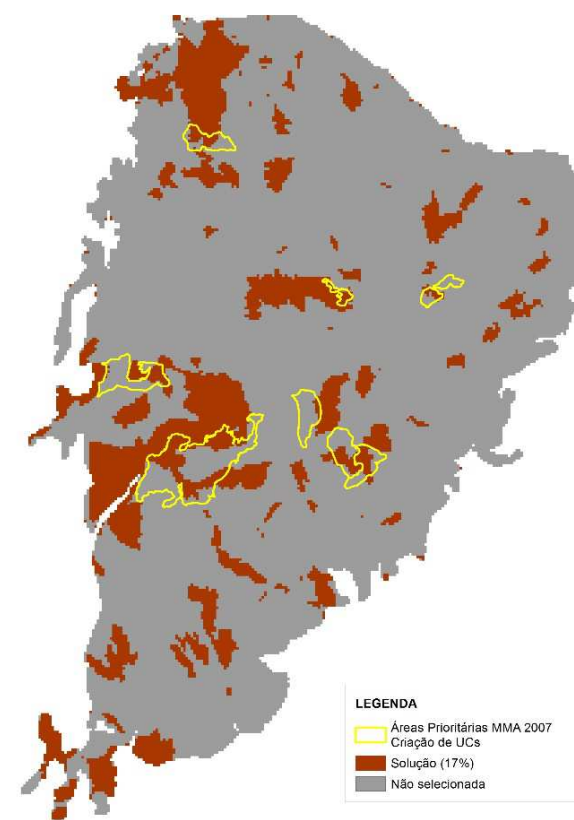


Figura 4.14 - Sobreposição entre as áreas prioritárias do MMA 2007 destinadas a criação de UC com a solução.

4.2.2.4 Remanescentes de vegetação nativa

Dos 442.251,80 km² de remanescente de vegetação nativa presentes na Caatinga em 2009, 21,84% (96.566,70 km²) estão presentes na solução. Em média, os remanescentes ocupam 67,04% das unidades de planejamento. (Figura 4.13).

Calculamos a proporção das unidades de planejamento da solução ocupada por vegetação nativa. Em média as unidades de conservação têm 62,23% e as unidades de planejamento têm 56,22% das respectivas áreas ocupadas por vegetação natural. Apesar das unidades de planejamento terem em média maior porcentagem da área ocupada por remanescentes de vegetação se comparadas às unidades de conservação, esta diferença não se mostrou estatisticamente significativa ao realizarmos um teste T independente ($t = -1.295$, $g.l. = 218$, $p = 0.197$). A área da UC foi calculada somando-se a área de todos os pixels que foram identificados como UC conforme metodologia explicada no item 3.5.9, portanto a área da UC calculada aqui pode diferir da área oficial da UC.

Algumas UCs se destacaram negativamente por apresentarem uma porcentagem de cobertura por vegetação nativa abaixo da média das UCs menos um desvio padrão, são elas: Área de Proteção Ambiental Cavernas do Peruaçu (20.51%), Área de Proteção Ambiental do Rio Pacoti (20.06%), Parque Nacional de Sete Cidades (19.97%), Área de Proteção Ambiental da Serra da Aratanha (16.45%), Área de Proteção Ambiental da Praia de Ponta Grossa (10.45%), Área de Proteção Ambiental da Lagoa da Jijoca (2.37%), Área de Proteção Ambiental Dunas E Veredas do Baixo Médio São Francisco (0.84%), Área de Proteção Ambiental Lajedão (0.69%), Reserva Extrativista Prainha do Canto Verde (0.50%), Área de Proteção Ambiental do Manguezal da Barra Grande (0.00%).

A um olhar de maior escala nas camadas de remanescente de vegetação, variáveis climáticas e unidades de conservação, percebe-se que foram adotados limites de litoral diferentes. Além disso, considerando o geoprocessamento descrito no item 3.5.9, é compreensível que alguns pixels ao longo da costa onde estão localizadas pequenas UCs litorâneas (APA Manguezal da Barra Grande, RESEX Prainha do Canto Verde, APA Lagoa da Jijoca, APA Praia de Ponta Grossa, APA do Rio Pacoti) possam ter ficado sem informação da presença remanescente de vegetação, não significando necessariamente que estas UCs estariam muito desmatadas.

Por outro lado, para às demais UCs (Área de Proteção Ambiental Cavernas do Peruaçu, Parque Nacional de Sete Cidades, Área de Proteção Ambiental da Serra da

Aratanha, Área de Proteção Ambiental Dunas E Veredas do Baixo Médio São Francisco e Área de Proteção Ambiental Lajedão) fica constatado a baixa cobertura vegetal de Caatinga.

4.2.2.5 Áreas Prioritárias Criação de UCs MMA 2007

A Coordenação de Criação de Unidades de Conservação do ICMBio - COCUC nos informou que atualmente estão trabalhando na criação de UCs em nove áreas prioritárias definidas pelo MMA em 2007, são elas: Ca040 - Arara-Aazul-de-Lear; Ca042 - Boqueirão; Ca044 - Monte Santo/Canudos; Ca053 - Rio Curuçá e Serras; Ca093 - Chapada do Araripe; Ca092 - Juru; Ca096 - Tamanduá; Ca158 - Alto Poty; e Ca067 - Corredor Capivara/Confusões. Apenas a área Ca158 - Alto Poty não tem sobreposição com a solução do cenário 4. Em termos de área, apenas 8,84% da solução é sobreposta à solução. (Figura 4.14)

4.2.2.6 Áreas de perda, ganho e manutenção de adequabilidade

Sobrepondo a solução aos mapas de perda, ganho e manutenção de adequabilidade percebemos que a maior parte das áreas selecionadas se concentram nas regiões de maior riqueza de táxons em que houve manutenção ou ganho de adequabilidade no futuro (figura 4.15 e 4.16). Quanto às áreas onde há alta riqueza de táxons perdendo adequabilidade no futuro, a solução tende a evitá-las (figura 4.17).

5 DISCUSSÃO

Os resultados apresentados mostraram que a inclusão do sistema de unidades de conservação da Caatinga integrado a um conjunto de áreas prioritárias pode manter as condições climáticas adequadas para que os táxons de aves ameaçadas persistam ao longo do tempo diante das mudanças climáticas e das ameaças antrópicas. Isso porque ao incluirmos as unidades de conservação na solução dos cenários 2 e 4, por meio da máscara de remoção, foi possível proteger uma maior porcentagem da adequabilidade climática se compararmos com os cenários 1 e 3.

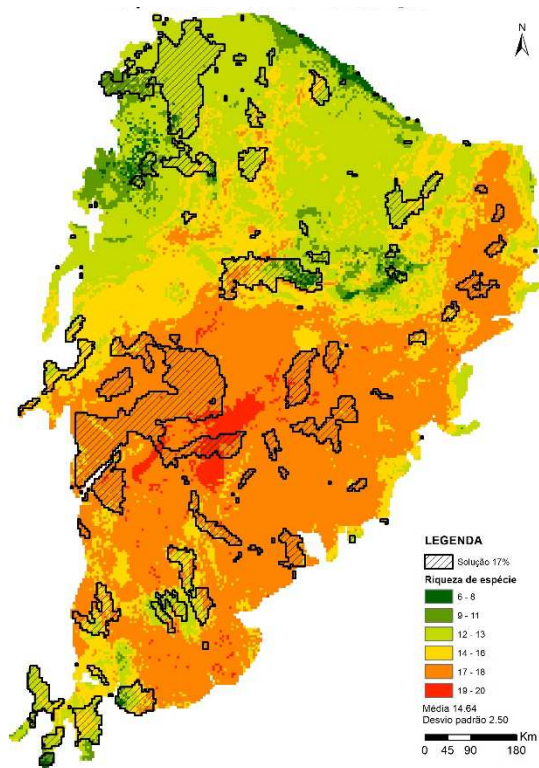


Figura 4.15 - Sobreposição da solução 17% com áreas onde houve manutenção de adequabilidade no futuro.

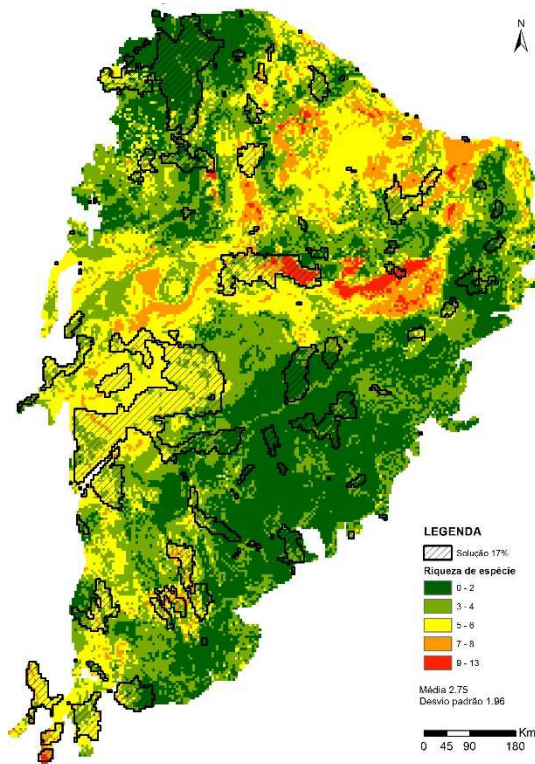


Figura 4.16 - Sobreposição da solução 17% com áreas onde houve expansão de áreas com adequabilidade no futuro.

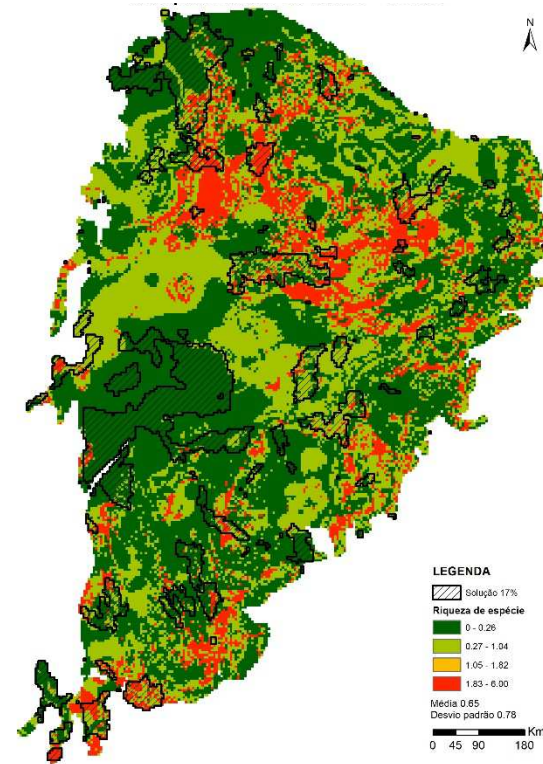


Figura 4.17 - Sobreposição da solução 17% com áreas onde houve perda de adequabilidade no futuro.

Alguns trabalhos que avaliaram o papel das áreas protegidas na conservação das espécies diante das mudanças climáticas chegaram a conclusões semelhantes. Araújo *et al.* (2011) analisaram a eficácia do sistema de unidades de conservação da Europa em conservar plantas e animais terrestres diante das mudanças climáticas. Eles concluíram que as áreas protegidas tendem a manter adequabilidade climática para as espécies melhor do que um conjunto de áreas não protegidas selecionadas ao acaso.

Hannah *et al.* (2007) utilizando modelos de nicho ecológico e um programa de priorização espacial realizaram um estudo em três regiões (México, África do Sul e Oeste europeu) para avaliar se as áreas protegidas são uma resposta para conservação das espécies em uma era de rápidas mudanças climáticas e se elas podem manter a representatividade dos táxons. Os resultados foram positivos, mostrando que as áreas protegidas são capazes de manter a representatividade das espécies e por isso são uma resposta válida para conservação frente às mudanças climáticas. Também mostraram que a adição de novas áreas ao sistema já existente pode aumentar substancialmente a chance de conservação das espécies das regiões estudadas.

Além disso, Hannah *et al.* (2007) testaram duas formas de selecionar áreas em um cenário de mudanças climáticas a fim de atingir as metas de conservação: (1) uma abordagem de dois passos, em que primeiro se selecionava áreas para atingir as metas da distribuição atual das espécies, e em seguida, agregava novas áreas para atingir as metas da distribuição futura; (2) em um único passo, no ambiente do programa de priorização espacial utilizado buscaram áreas que simultaneamente atendiam as metas de conservação para o presente e futuro das espécies. Concluíram que a abordagem em um único passo foi mais eficiente, por atender às metas de conservação presente e futura com um menor custo de área. De forma semelhante, realizamos a priorização espacial em um único passo, ao buscarmos selecionar áreas de refúgio climáticos dos táxons a partir da geração das camadas de interação presente-futuro. Desta forma as áreas de interseção entre os modelos presente e futuro ficaram com maior valor de pixel, e conseqüentemente estiveram bem representadas na solução do cenário 4 (em média 41,02%).

Johnston *et al.* (2013) utilizando modelos bioclimáticos de abundância, ao invés de modelos de nicho ecológico, testaram a capacidade do sistema de áreas protegidas do Reino Unido em manter a abundância de 17 aves marinhas e 45 aves aquáticas migratórias diante das mudanças climáticas projetadas. Os resultados mostraram que 41% das aves marinhas e 53% das aves migratórias poderão sofrer declínio de mais de 25% na abundância até 2080. Porém, a maioria das áreas protegidas que são importantes no

presente para manutenção das populações se manterão importantes no futuro. Apesar de ser previsto um *turnover* de espécies nestas áreas, os autores acreditam que qualquer impacto negativo das mudanças climáticas dentro das áreas protegidas será menos negativo do que aqueles sofridos em áreas não protegidas. Retomando o resultado da sobreposição da solução do cenário 4 com os mapas de riqueza de táxons seja mantendo, ganhando ou perdendo adequabilidade no futuro, observamos que a maior parte das áreas selecionadas se concentram nas regiões de maior riqueza de táxons em que houve manutenção no futuro (figura 4.15), enquanto as áreas onde há alta riqueza de táxons perdendo adequabilidade no futuro a solução tende a evitá-las (figura 4.17). Isso somando-se ao fato de termos priorizado áreas de refúgio climático indica que nas áreas da solução do cenário 4 esperamos que haja um baixo *turnover* de táxons no futuro.

Outros estudos mostraram que, para alguns táxons, os sistemas de áreas protegidas atuais não serão capazes de conservá-los em um cenário futuro de mudanças climáticas, ou ao menos não isoladamente, sendo necessária a criação de novas áreas protegidas. D’Amen *et al.* (2011) analisaram a eficácia do sistema de áreas protegidas da Itália em proteger 22 espécies de anfíbios em cenários de mudanças climáticas. Eles concluíram que o atual sistema de áreas protegidas italiano não representa completamente o padrão geográfico e a diversidade de anfíbios atuais. Os cenários de mudanças climáticas preveem que para muitas espécies a quantidade de áreas adequadas climaticamente dentro das reservas tende a diminuir, independentemente da capacidade de dispersão. E por identificarem que áreas insubstituíveis para conservação das espécies no futuro estão localizadas fora de áreas protegidas, recomendam a criação de novas reservas.

Zimbres *et al.* (2012) concluíram que das três espécies de *Xenarthra* avaliadas uma não terá sua representatividade mínima garantida pelo atual sistema de unidades de conservação no futuro, sendo necessária a proteção de novas áreas.

Virkkala *et al.* (2013) testaram o quão eficiente o sistema de áreas protegidas da Finlândia é em preservar espécies de aves em 3 cenários climáticos diferentes. Trabalharam com modelos de nicho ecológico de 100 espécies de aves de quatro ambientes diferentes: floresta, dois tipos de ambientes alagáveis (mire e mashland) e alpes. Criaram um índice que considera a adequabilidade de habitat dos modelos e a disponibilidade de habitat, e selecionaram a fração de 5% das células de maior valor do índice (“hotspots”). Comparando estas frações de 5% presentes nas áreas protegidas no presente e no futuro, observaram que para espécies dos ambientes alagados e alpes as áreas protegidas manterão uma alta proporção das espécies. Por outro lado, para espécies de floresta uma pequena

proporção foi verificada, indicando uma ineficiência do atual sistema de áreas protegidas em conservar estas espécies no futuro, sendo necessárias estratégias de conservação adicionais para conservá-las, como a restauração de ambientes degradados, ampliação de novas áreas e o estabelecimento de corredores para permitir seu deslocamento.

Independente da conclusão do estudo sobre o papel dos sistemas de áreas protegidas em manter condições climáticas adequadas à persistência dos táxons ao longo do tempo, a maioria dos estudos orienta que as áreas protegidas façam parte de uma estratégia para conservação das espécies diante das mudanças climáticas, agregando outras estratégias de conservação, como por exemplo, estabelecimento de corredores ecológicos, restauração de áreas degradadas e a conservação de novas áreas (Araújo *et al.* 2011; Hannah *et al.* 2007; Virkkala *et al.* 2013). Concordamos com estas ideias ressaltando a importância de que os refúgios climáticos sejam o foco destas ações, pois ao protegermos estas áreas oferecemos condições climáticas para que os táxons ali persistam tanto no presente como no futuro. Assim, por mais que haja incertezas quanto às projeções futuras, os recursos investidos nestas áreas não serão desperdiçados por também beneficiarem as espécies na situação climática atual.

Além de priorizar áreas de refúgios climáticos (em média 41,02% das camadas de interação presente-futuro), a solução do cenário 4 leva em conta o custo (ameaças existentes e empreendimentos planejados) de conservação destas áreas, ao incorporarmos à priorização espacial as ameaças às quais os táxons estão sujeitos ao longo do tempo.

Segundo Naidoo *et al.* (2006) a maioria dos artigos de planejamento da conservação focam apenas em selecionar áreas baseando-se nos benefícios para biodiversidade. Porém, ao elaborar um plano de conservação ignorando os custos (ameaças) associados ao se destinar uma determinada área para conservação, a oportunidade de se alcançar os objetivos de conservação mais eficientemente é perdida (Naidoo *et al.* 2006). Este incremento na eficiência de um plano de conservação ao considerar custos pode ser exemplificado com o trabalho de Klein *et al.* (2008), no qual mostraram que o estabelecimento de áreas protegidas marinhas levando em consideração a pesca comercial e recreacional (ameaças à biodiversidade marinha) reduz o impacto destas atividades em 21% se comparado ao estabelecimento de um sistema de áreas protegidas que ignora estas ameaças. Portanto, decidimos desenvolver um cenário que considerasse não apenas a biodiversidade e sim que considerasse os custos envolvidos. No entanto, decidimos variar a inclusão de empreendimentos existentes e planejados (cenários 2 e 4)

para verificar seu impacto na porcentagem de adequabilidade dos táxons na solução, mas constatamos não haver diferença significativa (tabela 4.4).

Analisando aqueles cenários em que incluímos as unidades de conservação na solução (2 e 4) percebemos que possuem em média de 2,380 e 2,385 vezes mais ameaças existentes, respectivamente, se comparados aos cenários 1 e 3 (UCs não fixas na solução). Contudo, esta diferença não se mostrou significativa (Tabela 4.2 e 4.3). Ter uma quantidade maior de ameaças existentes e empreendimentos planejados na solução com UCs fixas não nos surpreende porque a partir do momento em que fixamos qualquer unidade de planejamento (UPs) na solução, o programa não irá mais selecionar apenas as melhores UPs (pouca ameaça e melhores condições climáticas para os alvos de conservação), ele irá proceder a priorização considerando aquelas já fixadas na solução. Portanto UPs com alta concentração de ameaças podem acabar ficando na solução, como por exemplo, a APA do Lago de Sobradinho. No presente caso, as UPs fixadas são as unidades de conservação da Caatinga, das quais 58,82% são unidades de uso sustentável, onde são permitidas algumas alterações do uso da terra que acabam por gerar as várias ameaças aqui identificadas. Relembramos que ao fixarmos as UCs na solução tivemos uma maior porcentagem de adequabilidade climática média dos alvos de conservação na solução, o que nos leva a acreditar que as UCs da Caatinga integrada a um conjunto de áreas prioritárias são os melhores locais para conservação das aves ameaçadas da Caatinga diante das mudanças climáticas. No entanto, esta solução possui algumas áreas de alto custo, com grande conflito de interesses (conservacionistas v.s. socioeconômico), nas quais o poder público deve ter ações de conservação visando a mediação de conflitos e mitigação dos impactos ambientais.

Quanto às principais ameaças presentes na solução do cenário 4, os resultados evidenciaram alta concentração de reservatórios de hidrelétricas e usinas eólicas. Segundo Nilsson & Dynesius (1994), reservatórios impactam aves ao promover perda e alteração de habitat pela inundação da área, além de alterarem o regime de vazão sazonal dos rios, podendo afetar as fontes de alimentação e locais de reprodução. Drewitt & Langston (2006) fizeram um apanhado dos principais impactos causados pelas usinas eólicas às aves do Reino Unido, são eles: colisão com as estruturas das usinas (rotores, pás, cabos, etc.), vortex de vento que pode induzir uma colisão durante o voo e perda e alteração de habitat causada por distúrbios sonoros e visuais durante construção e operação. Temos que ter em mente que todos estes impactos listados dependem de vários fatores que envolvem tanto a biologia e comportamento das espécies quanto o local de instalação dos parques eólicos

(Drewitt & Langston 2006). Neste mesmo estudo Drewitt & Langston (2006) listam uma série de ações que podem ser tomadas a fim de evitar ou mitigar o impacto das usinas eólicas sobre as aves, como por exemplo: aumentar o contraste visual das turbinas com o ambiente ao redor, agrupar as usinas evitando um alinhamento perpendicular com as rotas de voos de aves migratórias e instalar cabos de transmissão subterrâneos. Acreditamos que tanto para as usinas eólicas quanto para os reservatórios de hidrelétricas que se sobrepõem à solução do cenário 4, no caso dos empreendimentos já existentes e para aqueles cuja instalação não poderá ser evitada, medidas de mitigação de seus impactos devem ser adotadas a fim de garantir a persistência dos táxons nestas áreas.

Consideramos todos os táxons alvo deste trabalho merecedores de uma atenção especial por parte do poder público por estarem atualmente ameaçados de extinção. Porém, ao observarmos a porcentagem da adequabilidade climática dos táxons remanescente na solução do cenário 4, alguns se destacam por terem perdido adequabilidade, abaixo do limite inferior do desvio padrão da média (tabela 4.5), e requerem atenção especial:

- *Conopophaga lineata cearae* por ter a menor porcentagem de adequabilidade climática do modelo presente remanescente na solução, ações de conservação que mantenham as populações atuais viáveis e protegidas das ameaças devem ser priorizadas.
- *Pyrrhura griseipectus* e *Sclerurus cearenses* por terem uma baixa porcentagem de adequabilidade da camada de interação presente-futuro (refúgios climáticos), na solução, devem ser priorizadas ações que garantam o deslocamento entre os fragmentos que ocupam.
- Apesar de *Penelope jacucaca* e *Xiphocolaptes falcirostris* também terem uma baixa porcentagem da camada de interação presente-futuro (refúgios climáticos), na solução, consideramos estes táxons em um estado menos crítico, pois no contexto do bioma como um todo, ambos tendem a ter um aumento de adequabilidade climática no futuro acima do limite superior do desvio padrão da média (figura 4.8). Além disso, *Penelope jacucaca* foi o táxon que se destacou por manter 100% das áreas de adequabilidade mantidas no futuro.

Antilophia bokermanni, *Phylloscartes roquettei*, *Selenidera gouldii baturitensis* e *Xiphocolaptes atlanticus* que apresentaram um índice de mudança acima do limite superior do desvio padrão da média, e portanto tem um deslocamento geográfico maior que os demais (figura 4.4), estão bem representados na solução do cenário 4 com porcentagens de

adequabilidade climática na média, exceto, *Antilophia bokermanni* e *Selenidera gouldii baturitensis* que teve porcentagem acima do limite superior do desvio padrão da média. Isto demonstra que os pesos dados a estes táxons foram adequados para garantir uma boa representação na solução. Entretanto, a atenção a estes táxons não deve ser dispensada no estabelecimento das ações de conservação, pois considerando o bioma como um todo, vimos que estes táxons tendem a ter um deslocamento geográfico maior que os demais no futuro (figura 4.4).

Considerando a escassez de recursos financeiros e humanos, entendemos que as ações de conservação aqui levantadas e outras que venham a ser definidas devem ser aplicadas principalmente naquelas vinte unidades de conservação prioritárias presentes na solução dos quatro cenários (tabela 4.7). No entanto lembramos que todas as áreas da solução devem ser conservadas para que os valores de porcentagem informados para o cenário 4 sejam obtidos. Entre as ações que poderiam ser adotadas nestas UCs estaria a restauração da vegetação nativa, uma vez que constatamos que em média 67,04% das áreas das unidades de planejamento estão cobertas por Caatinga, ou seja, apresentam espaço para restauração objetivando uma cobertura maior de vegetação natural. Além disso, De Oliveira *et al* (2012) concluíram que áreas com remanescente de vegetação nativa na Caatinga tendem a manter maior adequabilidade climática para vertebrados terrestres endêmicos do que áreas menos conservadas selecionadas ao acaso. Entretanto, temos que ter em mente que este percentual dificilmente chegará a 100%, pois há unidades de uso sustentável em que há a previsão legal de ocupação antrópica, inclusive com empreendimentos (ex: reservatório do lago de Sobradinho).

Relembrando as conclusões de Hannah *et al.* (2007) que mostrou ser mais eficiente atingir as metas de conservação presente e futura ao selecionar áreas protegidas em um único passo. Chamou-nos a atenção a baixa sobreposição das áreas prioritárias dos MMA 2007 nas quais o ICMBio está trabalhando com propostas de criação de UC (apenas 8,84%) com a solução do cenário 4. Entendemos que isto serve como um alerta aos tomadores de decisão que conduzem este processo no ICMBio, que até onde sabemos não leva em conta as mudanças climáticas na criação de UCs. Contudo, temos que considerar também que as áreas prioritárias do MMA 2007 não correspondem com exatidão aos limites das propostas de criação atuais. Esses dados, caso fossem fornecidos, poderiam ser usados para obter a porcentagem de sobreposição com mais precisão. Além disso, há que se ponderar também que o conjunto de áreas prioritárias selecionadas na solução do cenário 4, além do sistema atual de unidades de conservação, pode ser conservado não

apenas com criação de UCs, mas também com outras ações de conservação que o ICMBio desenvolve, como por exemplo, a implementação das ações previstas nos PANs.

Reconhecemos que a solução do cenário 4 também tem suas limitações:

- Apesar de termos selecionados refúgios, a solução não apresenta corredores ecológicos ligando as áreas.
- Planejamento para conservação deve ser feito envolvendo um grupo maior de atores, envolvendo especialistas nos táxons e diferentes entidades da sociedade civil presente nas áreas de estudo com seus diversos interesses (conservacionistas e socioeconômicos). Incluindo estes atores desde o primeiro momento na concepção do trabalho até implantação e execução das ações de conservação, os cenários se aproximam mais da realidade e as ações propostas nas áreas selecionadas se tornam mais factíveis.
- As camadas de ameaças podem ser melhoradas se dados geoespacializados das demais ameaças constantes nas fichas (ex: caça, turismo, tráfico, uso comercial do Licuri e produção de carvão) estiverem disponíveis, aproximando ainda mais o modelo da solução à realidade.
- Apesar de termos tido cuidado de reduzir as fontes de incertezas inerentes ao processo de modelagem com projeções climáticas, ao utilizar uma abordagem de *ensemble* e descontar do modelo final sua respectiva camada de incerteza (*distribution discounting*), ainda assim estamos lidando com modelos com projeções futuras que continuarão tendo suas incertezas intrínsecas, ainda mais para as espécies com poucos registros de ocorrência.
- Entendemos que a solução proposta pelo cenário 4 é só uma parte da construção de um processo de conservação futura dos táxons. Outros estudos avaliando a capacidade destas áreas selecionadas em manter populações mínimas viáveis no futuro são desejáveis, uma vez que tratamos neste trabalho apenas das necessidades climáticas dos táxons, não sendo considerada por exemplo a disponibilidade de recursos alimentares, abrigo e locais de nidificação. Assim, acreditamos que trabalhos envolvendo análise de viabilidade populacional, por exemplo, devem ser conduzidos a fim de verificar a capacidade das áreas selecionadas em manter populações mínimas viáveis ao longo do tempo.

Neste trabalho envolvemos apenas aves ameaçadas da Caatinga, mas, acreditamos que estes resultados possam servir como um modelo/protocolo de trabalho para auxiliar o

ICMBio no atendimento da tarefa estabelecida no Pró-Espécie (Portaria MMA nº 43, de 31 de Janeiro de 2014, artigo 10º, inciso VII) que delega ao ICMBio a incumbência de elaborar mapas de distribuição e de áreas prioritárias para a conservação das espécies ameaçadas da fauna brasileira.

6 CONCLUSÃO

Concluimos que a inclusão do sistema de unidades de conservação da Caatinga integrado a um conjunto de áreas prioritárias pode manter as condições climáticas adequadas para que os táxons de aves ameaçadas persistam ao longo do tempo diante das mudanças climáticas e das ameaças antrópicas. Isto reforça a importância do sistema de unidades de conservação como pilar de uma estratégia nacional de conservação da biodiversidade.

No entanto, não temos a pretensão de que as áreas prioritárias para conservação das aves ameaçadas de extinção da Caatinga aqui definidas sejam diretamente utilizadas, da forma em que está, como áreas para implantação de um plano de conservação. Porém, acreditamos sim que a metodologia aqui utilizada pode ser replicada, ajustada e incrementada com o aporte de novos dados, conhecimentos e com a participação de especialistas e atores da sociedade civil, e então, finalmente, fazer parte de um plano de conservação das aves da Caatinga diante das mudanças climáticas.

Por fim, lembramos que esperar que os efeitos das mudanças climáticas apareçam, para só então tomar decisões para conservação das espécies poder ser mais caro do que começar a agir agora, ou até mesmo tarde demais.

7 REFERÊNCIAS

1. Agência Nacional de Águas – ANA < <http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em setembro de 2015.
2. Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223–1232.
3. Araújo, M. B. & New, M. 2006. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* Vol.22 N°.1
4. Araújo, M. B. 2009. Chapter 13 - Climate change and spatial conservation planning. In: Moilanen, A., Wilson, K. E. & Possingham, H. P. (editores) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press Pp. 172–184.
5. Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., & Thuiller, W., 2011. Climate change threatens European conservation áreas. *Ecology Letters* 14: 484–492.
6. Baettig, M. B., Wild, M. & Imboden, D. M. 2007. A climate change index: Where climate change may be most prominent in the 21st century. *Geophysical Research Letters* 34, L01705.
7. Baselga, A. & Araújo, M. B. 2009. Individualistic vs community modelling of species distributions under climate change. *Ecography* 32: 55-65.
8. Breiman, L. 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45: 5-32
9. 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* 16: 891–904.
10. Cavalcanti, I. F. A. & Shimizu, M. H. 2012. Climate Fields over South America and Variability of SACZ and PSA in HadGEM2-ES. *American Journal of Climate Change* 1: 132-144.
11. Cocks, K. D. & Baird, I. A. 1989. Using Mathematical programming to address the multiple reserve selection problem: an example from the Eyre Peninsula, South Australia. *Biological Conservation* 49: 113-30.
12. D’Amen, M., Bombi, P., Pearman, P. B., Schmatz, D. R., Zimmermann, N. E., & Bologna, M. A. 2011. Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation* 144(3): 989-997.

13. De Oliveira, G., Araújo, M. B., Rangel, T. F., Alagador, D., & Diniz-Filho, J. A. F. 2012. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. *Biodiversity and Conservation*, 21(11), 2913-2926.
14. Drewitt, A. L., & Langston, R. H. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148(s1), 29-42.
15. England, J. H., Atkinson, N., Dyke, A. S., Evans, D. J. A. & Zreda, M. 2004. Late Wisconsinan Buildup and Wastage of the Innuitian Ice Sheet across Southern Ellesmere Island, Nunavut. *Canadian Journal of Earth Sciences* 41 (1): 39–61. In: *World Development Report 2010 (WDR 2010) Development and Climate Change, Focus B: Biodiversity and Ecosystem Services in a Changing Climate*. The World Bank, Washington, DC.
16. Flato, G., 2011. Earth system models: an overview. *Wiley Interdisciplinary Reviews Climate Change* 2: 783–800.
17. Flato, G., Marotzke, J., Abiodun, B., Braconnot, P., Chou, S. C., Collins, W., Cox, P., Driouech, F., Emori, S., Eyring, V., Forest, C., Gleckler, P., Guilyardi, E., Jakob, C., Kattsov, V., Reason, C. and Rummukainen, M. 2013. Evaluation of Climate Models. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G. K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. and Midgley, P. M. (editores.). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
18. Franklin, J. 2010. *Mapping Species Distributions – Spatial Inference and Prediction – Ed.* Cambridge. 336p.
19. Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I., Regan, T.J, Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T.G., Rhodes, J.R., Maggini, R., Setterfield, S.A., Elith, J., Schwartz, M.W., Wintle, B.A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M.R., Possingham, H.P. & Buckley, Y. M. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424-1435.
20. Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. & Williams, P. 2007. Protected areas and climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(3): 131–138.

21. Hannah, L., Midgley, G.F., Anelman, S., Araújo, M.B., Hughes, G., Martinez-Meyer, E. Pearson, R., & Williams, P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and Environment* 5: 131–138.
22. Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J. and Elith, J. 2015. *dismo: Species Distribution Modeling*. R package version 1.0-12. Disponível em <<http://CRAN.R-project.org/package=dismo>>.
23. Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15:56-61.
24. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. <<http://www.ICMBio.gov.br/portal/>>. Acesso em setembro de 2013.
25. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2012. Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves Ameaçadas da Caatinga. Disponível em <<http://www.ICMBio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/plano-de-acao/866-pan-aves-da-Caatinga>>. Acesso em setembro 2013.
26. Johnston, A., Ausden, M., Dodd, A. M., Bradbury, R. B., Chamberlain, D. E., Jiguet, F., & Pearce-Higgins, J. W. 2013. Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change*, 3(12): 1055-1061.
27. Keppel, G., Van Niel, K.P., Wardell-Johnson, G.W., Yates, C.J., Byrne, M., Mucina, L., Schut, A.G.T., Hopper, S.D., & Franklin, S.E. 2012. *Global Ecology and Biogeography* 21(4): 393-404.
28. King, J. R. & Jackson, D. A. 1999. Variable selection in large environmental data sets using principal components analysis. *Environmetrics*, 10: 67-77.
29. Klein, C. J., Chan, A., Kircher, L., Cundiff, A. J., Gardner, N., Hrovat, Y., Scholz, A., Kendall, B.E. & Airame, S. 2008. Striking a balance between biodiversity conservation and socioeconomic viability in the design of marine protected areas. *Conservation Biology*, 22(3), 691-700.
30. Kujala, H., Moilanen, A., Araújo, M. B. & Cabeza, M. 2013. Conservation Planning with Uncertain Climate Change Projections. *PLoS ONE* 8(2): e53315.
31. Lemes, P. & Loyola, R. D. 2013. Accommodating Species Climate-Forced Dispersal and Uncertainties in Spatial Conservation Planning. *PLoS ONE* 8(1): e54323.
32. Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P. & Pearson, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
33. Liu, C., White, M. & Newell, G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40: 778–789

34. Magrin, G.O., Marengo, J.A., Boulanger, J.P., Buckeridge, M.S., Castellanos, E., Poveda, G., Scarano, F.R., & Vicuña, S. 2014. Central and South America. In:[Barros, V.R., Field, C.B., Dokken, D.J., Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., & White, L.L. (editores).Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Painel Intergovernmental em Mudanças Climáticas Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1499-1566.
35. Marengo, J. A & Bernasconi, M. 2015. Regional differences in aridity/drought conditions over Northeast Brazil: present state and future projections. *Climatic Change*. 129:103–115
36. Margules, C.R. & Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-53.
37. Martin, G. M., Bellouin, N., Collins, W. J., Culverwell, I. D., Halloran, P. R., Hardiman, S. C., Hinton, T. J., Jones, C. D., McDonald, R. E., McLaren, A. J., O'Connor, F. M., Roberts, M. J., Rodriguez, J. M., Woodward, S., Best, M. J., Brooks, M. E., Brown, A. R., Butchart, N., Dearden, C., Derbyshire, S. H., Dharsai, I., Doutriaux-Boucher, M., Edwards, J. M., Falloon, P. D., Gedney, N., Gray, L. J., Hewitt, H. T., Hobson, M., Huddleston, M. R., Hughes, J., Ineson, S., Ingram, W. J., James, P. M., Johns, T. C., Johnson, C. E., Jones, A., Jones, C. P., Joshi, M. M., Keen, A. B., Liddicoat, S., Lock, A. P., Maidens, A. V., Manners, J. C., Milton, S. F., Rae, J. G. L., Ridley, J. K., Sellar, A., Senior, C. A., Totterdell, I. J., Verhoef, A., Vidale, P. L., and Wiltshire, A. 2011. The HadGEM2 family of Met Office Unified Model climate configurations. *Geoscientific Model Development* 4: 723-757.
38. Ministério do Meio Ambiente–MMA. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/biomas/Caatinga>> Acesso em abril de 2014.
39. Moilanen, A. 2014 .Zonation - Spatial conservation planning methods and software. Version 4. User Manual. C-BIG Conservation Biology Informatics Group Department of Biosciences University of Helsinki, Finland.
40. Moilanen, A., Anderson, B.J., Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Roy, D. B., Gillings, S., Armsworth, P. R., Gaston, K. J. & Thomas, C. D., 2011. Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecological Applications*, 21(5):1419–1426.

41. Moilanen, A., Franco, A. M. A., 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 Biological Science* 272: 1885-1891.
42. Moilanen, A., Meller, L., Leppanen, J., Pouzols, F. M., Arponen, A. & Kujala, H. 2012. Spatial conservation planning framework and software Zonation version 3.1 User Manual. Disponível em <http://www.helsinki.fi/bioscience/consplan/software/Zonation/ZONATION_v3.1_Manual_120416.pdf>. Acessado em setembro 2013.
43. Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P. J., Polasky, S., Ricketts, T. H., & Rouget, M. 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in ecology & evolution*, 21(12), 681-687.
44. Nenzén, H. K. & Araújo, M. B. 2011. Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. *Ecological Modelling* 222: 3346-3354.
45. Nilsson, C., & Dynesius, M. 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: a review. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9(1), 45-53.
46. Nobre, C. A., Lapola, D., Sampaio, G., Salazar, L. F., Cardoso, M. & Oyama, M. 2007. Relatório nº6 Mudanças Climáticas e possíveis alterações nos Biomas da América do Sul. Disponível em < <http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/>> Acesso em setembro 2013.
47. Oyama, M. D. & Nobre, C. A. 2003. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. *Geophysical Research Letters* 30: nº 23, 2199.
48. Painel Intergovernamental em Mudanças Climáticas- IPCC. Disponível em <<http://www.ipcc.ch/>>. Acesso em setembro de 2013.
49. Pearson, R.G. and Dawson T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology Biogeography* 12:361-71.
50. Peterson, A. T., Soberón, J. M., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press. 214p.
51. Peterson, A.T. & Nyári, A.S. 2007 Ecological niche conservatism and Pleistocene refugia in the thrush-like mourner, *Schiffornis sp.*, in the neotropics. *Evolution* 62-1: 173–183.

52. Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
53. Portaria MMA nº43, de 31 de janeiro 2014.
54. R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <<http://www.R-project.org/>>
55. Ramirez, J. & Jarvis, A. 2008. High Resolution Statistically Downscaled Future Climate Surfaces. International Center for Tropical Agriculture (CIAT), CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS). Cali, Colombia.
56. Rayfield, B., Moilanen, A. & Fortin, M.J. 2009. Incorporating consumer–resource spatial interactions in reserve design. *Ecological Modelling* 220: 725-733.
57. Root, T., 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* 421:57-60.
58. Rosenzweig, C., Karoly, D, Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T. L., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Liu, C., Rawlins, S., & Imeson, A. 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature* 453: 353-357.
59. Silveira, C. S., Filho, F. A. S., Costa, A. A., Cabral, S. L., 2013. Avaliação de desempenho dos modelos do CMIP5 quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre a região nordeste do Brasil, Amazônia e bacia do Prata e análise das projeções para o cenário RCP8.5. *Revista Brasileira de Meteorologia* v.28, nº3: 317 - 330.
60. Stewart, J.R., Lister, A.M., Barnes, I. & Dalén, L. 2010. Refugia revisited: individualistic responses of species in space and time. *Proceedings of the Royal Society B* (2010) 277, 661–671.
61. Stockholm Environment Institute. Disponível em <<http://www.sei-international.org/mediamanager/documents/A-guide-to-RCPs.pdf>>. Acesso em 20 de março de 2015.
62. Taylor, K.E., Stouffer, R.J., Meehl, G.A. 2012. An overview of CMIP5 and the experiment design. American Meteorological Society. *Bulletin of American Meteorological Society* 93:485-498.
63. Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah,

- L., Hughes, L., Peterson, A., Philips, O. L. & Williams, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970): 145-148.
64. Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araújo, M. B. 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
65. Virkkala, R., Heikkinen, R. K., Fronzek, S., & Leikola, N. 2013. Climate change, northern birds of conservation concern and matching the hotspots of habitat suitability with the reserve network. *PLoS ONE* 8(5): e63376.
66. Wiens, J. J., & Graham, C. H. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 519-539.
67. World Development Report 2010– WDR 2010 Development and Climate Change, Focus B: Biodiversity and Ecosystem Services in a Changing Climate. The World Bank, Washington, DC.
68. World Wide Fund for Nature - WWF. 2013. Disponível em <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/reducao_de_impactos2/lep/textos/>. Acessado em setembro de 2013.
69. Yin, L., Fu, R. & Shevliakova, E., 2013. How well can CMIP5 simulate precipitation and its controlling processes over tropical South America? *Climate Dynamics*. Vol. 41, Issue 11-12, pp 3127-3143.
70. Zhang, L., Liu, S., Sun, P., Wang, T., Wang, G., Zhang X, & Wang, L. 2015. Consensus Forecasting of Species Distributions: The Effects of Niche Model Performance and Niche Properties. *PLoS ONE* 10(3): e0120056.
71. Zimbres, B. Q., de Aquino, P. D. P. U., Machado, R. B., Silveira, L., Jácomo, A. T., Sollmann, R., & Marinho-Filho, J. 2012. Range shifts under climate change and the role of protected areas for armadillos and anteaters. *Biological Conservation* 152: 53-61.

8 MATERIAL SUPLEMENTAR

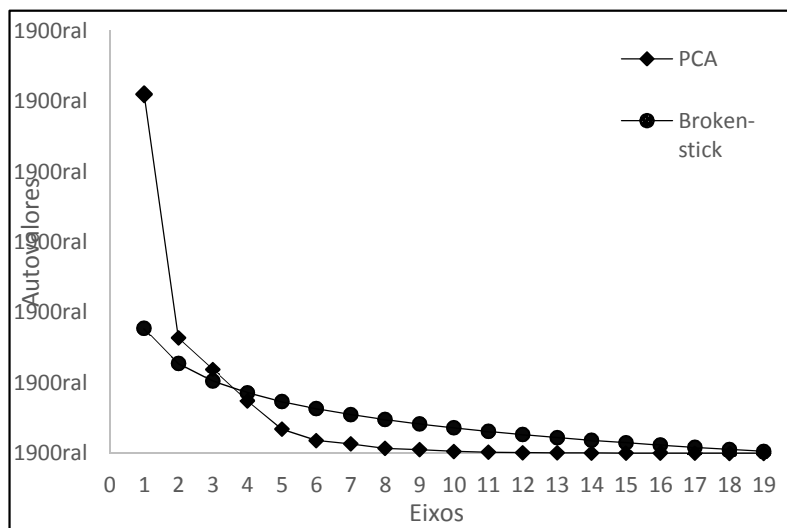


Figura 8.1 - Escolha dos eixos pelo método Broken-stick.

Tabela 8.1 - Valores de correlação (r) entre os scores dos eixos e os valores das variáveis para cada pixel.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
bio_1	-0.959	-0.002	0.158
bio_2	-0.036	-0.669	-0.463
bio_3	-0.87	-0.027	-0.177
bio_4	0.904	0.097	-0.004
bio_5	-0.838	-0.136	0.132
bio_6	-0.913	0.286	0.269
bio_7	0.536	-0.562	-0.272
bio_8	-0.831	-0.062	0.063
bio_9	-0.931	0.087	0.251
bio_10	-0.865	0.071	0.251
bio_11	-0.980	-0.017	0.148
bio_12	0.312	-0.694	0.615
bio_13	-0.201	-0.842	0.375
bio_14	0.813	0.229	0.436
bio_15	-0.780	-0.247	-0.363
bio_16	-0.186	-0.860	0.389
bio_17	0.816	0.212	0.440
bio_18	0.677	-0.484	-0.091
bio_19	0.200	0.248	0.773

Tabela 8.2 - Cálculo dos pesos para os táxons alvos.

Táxon	Sigla	Categoria	Peso Categoria	Peso Categoria (0-1) (A)	Índice de mudança (B)	Delta de adequabilidade (0-1)	1 - delta de adequabilidade (C)	PESO (A+B+C)
<i>Antilophia bokermanni</i>	<i>an_bo</i>	CR	3	0.6	0.693	0.490	0.510	1.803
<i>Anodorhynchus leari</i>	<i>an_le</i>	EN	2	0.4	0.124	0.216	0.784	1.308
<i>Augastes lumachella</i>	<i>au_lu</i>	EN	2	0.4	0.104	0.000	1.000	1.504
<i>Conopophaga lineata cearae</i>	<i>co_li_ce</i>	EN	2	0.4	0.167	0.488	0.512	1.079
<i>Crypturellus noctivagus zabele</i>	<i>cr_no_za</i>	VU	1	0.2	0.019	0.091	0.909	1.128
<i>Cyanopsitta spixii</i>	<i>cy_sp</i>	CR(PEW)	4	0.8	0.145	0.629	0.371	1.316
<i>Formicivora grantsaui</i>	<i>fo_gr</i>	EN	2	0.4	0.066	0.280	0.720	1.186
<i>Hemitriccus mirandae</i>	<i>he_mi</i>	VU	1	0.2	0.183	0.412	0.588	0.971
<i>Lepidocolaptes wagleri</i>	<i>le_wa</i>	EN	2	0.4	0.161	0.633	0.367	0.928
<i>Neomorphus geoffroyi geoffroyi</i>	<i>ne_ge_ge</i>	CR(PEX)	5	1	0.14	0.498	0.502	1.642
<i>Penelope jacucaca</i>	<i>pe_ja</i>	VU	1	0.2	0	0.677	0.323	0.523
<i>Phylloscartes beckeri</i>	<i>ph_be</i>	EN	2	0.4	0.098	0.285	0.715	1.213
<i>Phylloscartes roquettei</i>	<i>ph_ro</i>	EN	2	0.4	0.48	0.350	0.650	1.530
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	<i>py_gr</i>	EN	2	0.4	0.005	0.588	0.412	0.817
<i>Sclerurus cearensis</i>	<i>sc_ce</i>	VU	1	0.2	0.041	0.389	0.611	0.852
<i>Scytalopus diamantinensis</i>	<i>sc_di</i>	EN	2	0.4	0.254	0.336	0.664	1.318
<i>Selenidera gouldii baturitensis</i>	<i>se_go_ba</i>	EN	2	0.4	0.341	0.557	0.443	1.184
<i>Sporagra yarrellii</i>	<i>sp_ya</i>	VU	1	0.2	0.04	0.268	0.732	0.972
<i>Tangara cyanocephala cearensis</i>	<i>ta_cy_ce</i>	VU	1	0.2	0.004	0.547	0.453	0.657
<i>Thamnophilus caerulescens cearensis</i>	<i>th_ca_ce</i>	VU	1	0.2	0.016	0.559	0.441	0.657
<i>Xiphorhynchus atlanticus</i>	<i>xi_at</i>	VU	1	0.2	0.399	0.496	0.504	1.103
<i>Xiphocolaptes falcirostris</i>	<i>xi_fa</i>	VU	1	0.2	0.038	1.000	0.000	0.238
<i>Xiphorhynchus guttatus gracilirostris</i>	<i>xi_gu_gr</i>	EN	2	0.4	0.018	0.534	0.466	0.884

Tabela 8.3 - Cálculo dos pesos para as camadas de custo.

Táxon	Agricultura	Pecuária	Incêndios Florestais	Urbanização	Mineração	Reservatórios de hidrelétricas	Usinas eólicas	Rodovias	Assentamentos	
<i>an_le</i>	1	1	1		1					
<i>an_bo</i>	1		1	1						
<i>au_lu</i>			1							
<i>co_li_ce</i>	1	1		1						
<i>cr_no_za</i>										
<i>cy_sp</i>	1	1	1		1	1				
<i>fo_gr</i>			1							
<i>he_mi</i>	1		1	1						
<i>le_wa</i>	1									
<i>ne_ge_ge</i>					1		1			
<i>pe_ja</i>	1	1								
<i>ph_be</i>	1	1								
<i>ph_ro</i>	1	1								
<i>py_gr</i>				1						
<i>sc_ce</i>	1	1								
<i>sc_di</i>	1	1	1							
<i>se_go_ba</i>										
<i>sp_ya</i>										
<i>ta_cy_ce</i>										
<i>th_ca_ce</i>	1	1		1						
<i>xi_fa</i>	1	1		1	1	1		1	1	
<i>xi_at</i>										
<i>xi_gu_gr</i>										
TOTAL (X)	13	10	7	6	4	2	1	1	1	Somatório
Proporção (Y)	0.565	0.435	0.304	0.261	0.174	0.087	0.043	0.043	0.043	1.957
Peso (Z)	-14.336	-11.028	-7.720	-6.617	-4.411	-2.206	-1.103	-1.103	-1.103	-49.626
Existente	-10.752	-11.028	-7.720	-6.617	-3.308	-1.654	-0.827	-0.827	-1.103	
Planejado	-3.584				-1.103	-0.551	-0.276	-0.276		

Tabela 8.4 - Desempenho médio dos algoritmos considerando apenas os modelos com TSS > 0,4.

Algoritmos	TSS médio	Desvio Padrão
Random Forest	0.85	0.15
Mahalanobis	0.84	0.16
SVM	0.82	0.18
Maxent	0.79	0.16
BioClim	0.78	0.17
GLM	0.75	0.17

Tabela 8.5 - Número de algoritmos e modelos rodados para cada táxons.

Táxon	% de modelos com TSS < 0,4	% de modelos com TSS > 0,4	Nº de algoritmo rodados	Nº de algoritmos com todos modelos com TSS < 0,4
<i>an_le</i>	17	83	6	1 (GLM)
<i>an_bo</i>	0	100	6	0
<i>au_lu</i>	0	100	6	0
<i>co_li_ce</i>	0	100	6	0
<i>cr_no_za</i>	6	94	6	0
<i>cy_sp</i>	11	89	6	0
<i>fo_gr</i>	6	94	6	0
<i>he_mi</i>	0	100	6	0
<i>le_wa</i>	0	100	6	0
<i>ne_ge_ge</i>	33	67	5	1 (BioClim)
<i>pe_ja</i>	17	83	6	1 (BioClim)
<i>ph_be</i>	0	100	6	0
<i>ph_ro</i>	0	100	6	0
<i>py_gr</i>	22	78	6	1 (BioClim)
<i>sc_ce</i>	17	83	6	0
<i>sc_di</i>	0	100	6	0
<i>se_go_ba</i>	13	87	5	0
<i>sp_ya</i>	11	89	6	0
<i>ta_cy_ce</i>	12	88	6	0
<i>th_ca_ce</i>	15	85	6	0
<i>xi_fa</i>	0	100	6	0
<i>xi_at</i>	17	83	6	1 (BioClim)
<i>xi_gu_gr</i>	14	86	6	0

Tabela 8.6 - Porcentagem de áreas com adequabilidade perdida, ganha ou mantida no futuro e índice de mudança. Em negrito valores acima do limite superior ou inferior do desvio padrão da média.

Táxon	Porcentagem de área perdida	Porcentagem de área ganha	Porcentagem de área mantida	Índice de mudança
<i>an_bo</i>	66	73	27	0.69
<i>an_le</i>	0	24	76	0.12
<i>au_lu</i>	5	15	85	0.10
<i>co_li_ce</i>	5	28	72	0.17
<i>cr_no_za</i>	0	4	96	0.02
<i>cy_sp</i>	10	19	81	0.14
<i>fo_gr</i>	1	12	88	0.07
<i>he_mi</i>	3	34	66	0.18
<i>le_wa</i>	3	29	71	0.16
<i>ne_ge_ge</i>	7	21	79	0.14
<i>pe_ja</i>	0	0	100	0.00
<i>ph_be</i>	2	17	83	0.10
<i>ph_ro</i>	33	63	37	0.48
<i>py_gr</i>	0	1	99	0.00
<i>sc_ce</i>	0	8	92	0.04
<i>sc_di</i>	25	26	74	0.25
<i>se_go_ba</i>	43	25	75	0.34
<i>sp_ya</i>	2	6	94	0.04
<i>ta_cy_ce</i>	0	1	99	0.00
<i>th_ca_ce</i>	0	3	97	0.02
<i>xi_at</i>	22	58	42	0.40
<i>xi_fa</i>	0	7	93	0.04
<i>xi_gu_gr</i>	0	4	96	0.02
Média	10	21	79	0.15
Desvio Padrão	17	20	20	0.18

Tabela 8.7 - Porcentagem de adequabilidade de habitat disponível no momento do início da priorização espacial.

Táxon	Porcentagem em 0% células removidas		
	Presente	Interação presente-futuro	Futuro
<i>an_bo</i>	57.20	100.00	43.40
<i>an_le</i>	44.50	100.00	39.80
<i>au_lu</i>	48.90	100.00	53.90
<i>co_li_ce</i>	36.00	100.00	34.60
<i>cr_no_za</i>	51.30	100.00	49.30
<i>cy_sp</i>	51.20	100.00	46.80
<i>fo_gr</i>	50.90	100.00	51.70
<i>he_mi</i>	35.90	100.00	37.60
<i>le_wa</i>	43.00	100.00	43.90
<i>ne_ge_ge</i>	44.50	100.00	41.10
<i>pe_ja</i>	51.40	100.00	51.70
<i>ph_be</i>	45.50	100.00	49.40
<i>ph_ro</i>	44.10	100.00	50.70
<i>py_gr</i>	53.00	100.00	52.50
<i>sc_ce</i>	54.90	100.00	47.40
<i>sc_di</i>	52.20	100.00	44.00
<i>se_go_ba</i>	61.60	100.00	64.00
<i>sp_ya</i>	44.70	100.00	40.30
<i>ta_cy_ce</i>	60.80	100.00	59.20
<i>th_ca_ce</i>	52.60	100.00	52.40
<i>xi_at</i>	39.70	100.00	37.80
<i>xi_fa</i>	58.90	100.00	55.60
<i>xi_gu_gr</i>	60.30	100.00	59.90

Tabela 8.8 - Porcentagem da área das UCs da solução do cenário 4 ocupada por remanescente de vegetação nativa. Em negrito, aquelas UCs que tem a porcentagem de cobertura de vegetação nativa abaixo da média (56,22%) menos um desvio padrão (31,50%).

Nome UP	Área UC (km ²)	Área remanescente (km ²)	% da área com remanescente
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL CAVERNAS DO PERUAÇU	41.29	8.47	20.51%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL CHAPADA DO ARARIPE	9898.80	2992.83	30.23%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BICA DO IPU	42.62	10.97	25.74%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA LAGOA DA JIJOCA	42.69	1.01	2.37%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA LAGOA DO URUAÚ	42.63	11.66	27.35%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA PRAIA DE PONTA GROSSA	21.30	2.23	10.45%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DA ARATANHA	63.96	10.52	16.45%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DE BATURITÉ	255.74	240.49	94.04%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DELTA DO PARNAÍBA	170.75	58.90	34.50%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO CARIRI	21.20	17.25	81.40%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO MUNDAÚ	21.34	9.11	42.69%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO MANGUEZAL DA BARRA GRANDE	21.30	0.00	0.00%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO RIO PACOTI	21.32	4.28	20.06%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS MORROS GARAPENSES	426.41	189.46	44.43%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DUNAS E VEREDAS DO BAIXO MÉDIO SÃO FRANCISCO	20.99	0.18	0.84%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL GRUTAS DOS BREJÕES / VEREDAS DO ROMÃO GRAMACHO	104.93	36.74	35.01%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL LAGO DE SOBRADINHO	22271.65	14780.37	66.36%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL LAJEDÃO	41.35	0.29	0.69%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MARIMBUS / IRAQUARA	1274.00	560.78	44.02%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA BRANCA / RASO DA CATARINA	737.13	584.99	79.36%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA IBIAPABA	16822.41	10343.26	61.49%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DA MERUOCA	277.27	236.93	85.45%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO BARBADO	645.03	534.44	82.86%
ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO SABONETAL	185.73	61.33	33.02%

ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO NASCENTE DO RIO DE CONTAS	41.63	22.80	54.77%
ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO SERRA DO OROBÓ	83.54	76.30	91.33%
ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE AIUABA	106.14	77.22	72.76%
ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO CASTANHÃO	85.08	48.90	57.47%
ESTAÇÃO ECOLÓGICA RASO DA CATARINA	1116.77	1104.07	98.86%
FLORESTA NACIONAL CONTENDAS DO SINCORÁ	124.54	113.29	90.97%
FLORESTA NACIONAL DE NEGREIROS	42.34	34.13	80.62%
MONUMENTO NATURAL DO RIO SÃO FRANCISCO	295.17	152.76	51.75%
PARQUE ESTADUAL CAMINHO DOS GERAIS	475.14	296.73	62.45%
PARQUE ESTADUAL DAS CARNAÚBAS	85.35	83.18	97.46%
PARQUE ESTADUAL DAS SETE PASSAGENS	41.92	40.34	96.22%
PARQUE ESTADUAL DO MORRO DO CHAPÉU	523.98	496.59	94.77%
PARQUE ESTADUAL LAGOA DO CAJUEIRO	227.28	160.03	70.41%
PARQUE ESTADUAL MATA SECA	62.02	51.29	82.70%
PARQUE ESTADUAL VERDE GRANDE	124.13	71.49	57.59%
PARQUE NACIONAL CAVERNAS DO PERUAÇU	82.58	25.17	30.48%
PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA	1500.97	1438.61	95.85%
PARQUE NACIONAL DA FURNA FEIA	63.87	54.14	84.77%
PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CAPIVARA	993.13	974.19	98.09%
PARQUE NACIONAL DA SERRA DAS CONFUSÕES	3230.44	2612.16	80.86%
PARQUE NACIONAL DE SETE CIDADES	63.95	12.77	19.97%
PARQUE NACIONAL DE UBAJARA	63.98	49.86	77.93%
PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU	613.08	471.60	76.92%
REFUGIO DE VIDA SILVESTRE DA SERRA DOS MONTES ALTOS	476.38	276.61	58.07%
RESERVA BIOLÓGICA DA JAÍBA	61.96	52.99	85.52%
RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL ESTADUAL PONTA DO TUBARÃO	85.15	49.97	58.69%
RESERVA EXTRATIVISTA PRAINHA DO CANTO VERDE	21.31	0.11	0.50%