

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE LICENCIATURA PLENA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



DESAFIOS PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS NO
NORDESTE BRASILEIRO

PAMELA THAÍS DE SOUZA SILVA

RECIFE

2018

PAMELA THAÍS DE SOUZA SILVA

**DESAFIOS PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS NO
NORDESTE BRASILEIRO**

Monografia apresentada ao Curso de Licenciatura Plena em Ciências Biológicas/UFRPE como critério parcial para a obtenção do grau de Licenciatura em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr^o Jefferson Rodrigues Maciel

Coorientadora: Prof^a Dr^a Maria Teresa Aureliano Buri Vital Rodrigues

RECIFE

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S586d Silva, Pamela Thaís de Souza
Desafios para a conservação de espécies ameaçadas no
nordeste brasileiro / Pamela Thaís de Souza Silva. – 2018.
56 f. : il.

Orientador: Jefferson Rodrigues Maciel.
Coorientadora: Maria Teresa Aureliano Buril Vital Rodrigues.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências
Biológicas) – Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Departamento de Biologia, Recife, BR-PE, 2018.
Inclui referências e apêndice(s).

1. Caatinga 2. Extinção (Biologia) 3. Mata Atlântica –
Conservação I. Maciel, Jefferson Rodrigues, orient. II. Rodrigues,
Maria Teresa Aureliano Buril Vital, coorient. III. Título

CDD 574

PAMELA THAÍS DE SOUZA SILVA

**DESAFIOS PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS NO
NORDESTE BRASILEIRO**

Comissão Avaliadora:

Drº Jefferson Rodrigues Maciel – Jardim Botânico do Recife
Orientador

Profª Drª Carmen Sílvia Zickel – UFRPE
Titular

MSc Juliana Aureliano de Alencar Monteiro Lourenço – UFRPE
Titular

RECIFE
2018

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Comparação dos resultados de AUC e TSS para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde as linhas azuis representam os resultados de AUC e as vermelhas de TSS 27
- Figura 2:** Comparação dos dados de EOO para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde os dados de Caatinga estão representados à esquerda de cada gráfico e os de Mata Atlântica a direita 28
- Figura 3:** Comparação dos dados de AOO para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde os dados de Caatinga estão representados à esquerda de cada gráfico e os de Mata Atlântica a direita.....28
- Figura 4:** Comparação do número de Unidades de Conservação para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde os resultados para as espécies de Caatinga estão representados à esquerda de cada gráfico e os de Mata Atlântica a direita 29
- Figura 5:** Distribuição potencial de *Manilkara dardanoi* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 29
- Figura 6:** Distribuição potencial de *Aechmea muricata* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 30
- Figura 7:** Distribuição potencial de *Escheweilera alvimii* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 30
- Figura 8:** Distribuição potencial de *Cryptanthus zonatus* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 31
- Figura 9:** Distribuição potencial de *Jacaranda rugosa* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 31
- Figura 10:** Distribuição potencial de *Griffinia gardneriana* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 32

Figura 11: Distribuição potencial de *Solanum jabrense* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 32

Figura 12: Distribuição potencial de *Aechmea werdermanii* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie..... 33

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1: Número de pontos por espécie para o Bioclim e MaxEnt..... | 33 |
| Tabela 2: Dados de EOO e AOO, para os algoritmos Bioclim e MaxEnt..... | 34 |

RESUMO

O Brasil possui uma relevância extrema por ser o país com a maior biodiversidade do mundo. Estima-se que o território brasileiro apresente 46.223 espécies em sua flora, das quais 6.046 foram avaliadas quanto ao risco de extinção e 2.953 foram classificadas como ameaçadas, mas apenas 332 possuem planos de ação. Este trabalho tem por objetivo verificar em quais Unidades de Conservação oito espécies ameaçadas que ocorrem no Nordeste podem ser reintroduzidas. Além disso, averiguar se o tamanho das unidades de conservação interfere nas estratégias de conservação dessas espécies. As oito espécies ameaçadas de extinção foram selecionadas a partir dos dados disponíveis SpeciesLink e são: *Manilkara dardanoi*, *Aechmea muricata*, *Eschweilera alvimii*, *Cryptanthus zonatus*, *Jacaranda rugosa*, *Griffinia gardneriana*, *Solanum jabrense* e *Aechmea werdermannii*. A área de estudo estabelecida foi o Nordeste brasileiro, que é composta principalmente pelos biomas Mata Atlântica e Caatinga. Foram realizados levantamentos de dados provenientes de herbários, na base SpeciesLink. Posteriormente, para avaliar a distribuição potencial foram realizadas modelagens de nicho ecológico usando o ambiente estatístico R, no qual foram selecionados dois algoritmos Bioclim e MaxEnt, 19 variáveis bioclimáticas. Os dados de distribuição potencial das espécies foram usados para verificar as unidades de conservação nas quais as espécies poderiam ser reintroduzidas, a área de ocupância (AOO) e extensão de ocorrência (EOO). Ao comparar os modelos gerados pelos algoritmos, verificou-se que a distribuição potencial das espécies de Caatinga é maior que as de Mata Atlântica. Esse fato pode ser comprovado pelas análises de Extensão de Ocorrência e Área de Ocupância. Já na comparação do número de unidades de conservação para cada espécie dos biomas, foi observada uma inversão do padrão que ocorreu para AOO e EOO, ou seja, as espécies de Mata Atlântica apresentaram um maior número de UC's que as de Caatinga. A melhor estratégia para garantir a proteção dessas espécies seria o estabelecimento de corredores ecológicos na Mata Atlântica, e a implementação de um número maior de UC's na Caatinga, mesmo que menores.

Palavras-Chave: Caatinga, Extinção, Mata Atlântica, Conservação.

ABSTRACT

Brazil has extreme relevance as the country with the highest biodiversity in the world. It is estimated that the Brazilian territory presents 46,223 species in its flora, of which 6,046 were assessed for extinction risk and 2,953 were classified as threatened, but only 332 have action plans. This work aims to verify in which Units of Conservation eight endangered species occurring in the Northeast can be reintroduced. In addition, to verify if the size of the conservation units interferes in the strategies of conservation of these species. The eight endangered species were selected from the available SpeciesLink data and are: *Manilkara dardanoi*, *Aechmea muricata*, *Eschweilera alvimii*, *Cryptanthus zonatus*, *Jacaranda rugosa*, *Griffinia gardneriana*, *Solanum jabrense* and *Aechmea werdermannii*. The study area established was the Brazilian Northeast, which is composed mainly of the Atlantic Forest and Caatinga biomes. Data were collected from herbariums on the SpeciesLink database. Subsequently, to evaluate the potential distribution, ecological niche modeling was performed using the R statistical environment, in which two Bioclim and MaxEnt algorithms were selected, 19 bioclimatic variables. The potential distribution data of the species were used to verify the conservation units in which the species could be reintroduced, the area of occupancy (AOO) and extent of occurrence (EOO). When comparing the models generated by the algorithms, it was verified that the potential distribution of the Caatinga species is higher than those of the Atlantic Forest. This fact can be proven by the analysis of Occurrence Extension and Area of Occupancy. In the comparison of the number of conservation units for each species of the biomes, an inversion of the pattern that occurred for AOO and EOO was observed, that is, Atlantic Forest species presented a greater number of UC's than those of Caatinga. The best strategy to guarantee the protection of these species would be the establishment of ecological corridors in the Atlantic Forest, and the implementation of a greater number of UC's in the Caatinga, even if smaller.

Keywords: Caatinga, Extinction, Atlantic Forest, Conservation.

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA | 10 |
| 1.1. Biodiversidade e Conservação | 10 |
| 1.2. Mata Atlântica | 11 |
| 1.3. Caatinga | 13 |
| 1.4. Unidades de Conservação..... | 14 |
| 1.5. Algoritmos..... | 16 |
| 2. INTRODUÇÃO | 18 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS..... | 20 |
| 3.1. Espécies estudadas | 20 |
| 3.1.1. Mata Atlântica..... | 20 |
| 3.1.1.1. <i>Manilkara dardanoi</i> | 20 |
| 3.1.1.2. <i>Aechmea muricata</i> | 20 |
| 3.1.1.3. <i>Eschweilera alvimii</i> | 21 |
| 3.1.1.4. <i>Cryptanthus zonatus</i> | 21 |
| 3.1.2. Caatinga..... | 21 |
| 3.1.2.1. <i>Jacaranda rugosa</i> | 21 |
| 3.1.2.2. <i>Griffinia gardneriana</i> | 22 |
| 3.1.2.3. <i>Solanum jabrense</i> | 22 |
| 3.1.2.4. <i>Aechmea werdermannii</i> | 22 |
| 3.2. Área de estudo..... | 22 |
| 3.3. ANÁLISES | 23 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO | 24 |
| 4.1. Resultados | 24 |

| | |
|---|----|
| 4.1.1. <i>Manilkara dardanoi</i> | 25 |
| 4.1.2. <i>Aechmea muricata</i> | 25 |
| 4.1.3. <i>Eschweilera alvimii</i> | 25 |
| 4.1.4. <i>Cryptanthus zonatus</i> | 26 |
| 4.1.5. <i>Jacaranda rugosa</i> | 26 |
| 4.1.6. <i>Griffinia gardneriana</i> | 26 |
| 4.1.7. <i>Solanum jabrense</i> | 26 |
| 4.1.8. <i>Aechmea werdermannii</i> | 27 |
| 4.2. Discussão..... | 34 |
| 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 38 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 39 |
| Apêndices | 45 |
| APÊNDICE 1 | 46 |
| APÊNDICE 2..... | 52 |

1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1. Biodiversidade e Conservação

O Brasil apresenta uma área de 8.514.876 Km², o que equivale a quase 50% da América Sul, e é o país com a maior diversidade de espécies do mundo. Cobrindo várias zonas climáticas, como o trópico úmido no Norte, o semi-árido no Nordeste e as áreas temperadas no Sul (Lewinsohn & Prado, 2002; Graeff, 2015; Zappi *et al.*, 2015). As diferenças climáticas presentes na região, levam a grandes variações ecológicas, que permitiram a formação dos biomas: Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampa e Pantanal (Lewinsohn & Prado, 2002).

A composição total da biodiversidade brasileira não é conhecida e talvez nunca venha a ser na sua plenitude, devido a sua magnitude e complexidade. Estima-se que o número total de espécies, no território brasileiro, esteja entre 170 e 210 mil, das quais 18.932 são endêmicas. A flora brasileira possui 46.223 espécies, dessas 6.046 foram avaliadas e 2.953 estão ameaçadas, mas apenas 332 possuem planos de ação (Lewinsohn & Prado, 2002, 2005; Joly *et al.*, 2011; Martinelli, 2013; Zappi *et al.*, 2015).

A destruição de habitats ocorre de forma desorganizada e incessante, impulsionada por forças econômicas e políticas que determinam a contínua expansão de fronteiras (Costa, 2016). Além disso, outros fatores colocam em risco espécies endêmicas e ameaçam habitats, como as mudanças climáticas, perda e transformação de habitats, sobreexploração, introdução de espécies exóticas invasoras, os diversos tipos de poluição, desmatamento para a agricultura e a ocupação dos espaços por populações humanas (Martinelli, 2013; Costa, 2016).

A perda de biodiversidade decorrente das atividades antrópicas configura o sexto evento de extinção em massa, e provavelmente o mais severo de todos (Barnosky *et al.*, 2011; Ceballos *et al.*, 2017; Pimm *et al.*, 2014). Estima-se que cerca de 40% dos 60.000.000 Km² da cobertura florestal já tenha sido perdida em decorrência da ação humana (Machado, 2006). Além disso, quase 200 espécies de vertebrados foram extintas nos últimos 100 anos. Do ponto de vista da vida humana, é difícil apreciar a magnitude atual das extinções de espécies, mas a longo prazo,

essas perdas são irreversíveis e podem ter efeitos profundos como, por exemplo, o esgotamento dos recursos naturais (Ceballos *et al.*, 2017).

A Estratégia Global para a Conservação das Plantas propôs objetivos que visam parar a perda contínua da biodiversidade, sendo composta por 16 metas que são divididas em cinco objetivos (Zedan, 2002). Em 2010, o Brasil conseguiu cumprir a Meta 1, com a publicação do Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil e com o lançamento da primeira versão online da Lista de Espécies da Flora do Brasil (Forzza *et al.*, 2012; Zappi *et al.*, 2015).

O objetivo II é composto pelas metas de 4 a 10, que tem por finalidade a conservação *ex situ* e *in situ* de habitats e espécies ameaçadas (Zedan, 2002). A conservação *ex situ* visa deter a perda de diversidade genética e reverter o quadro de extinção, por meio de resgate, conservação e disponibilização do germoplasma para ações de recuperação de habitats e de reintrodução de espécies (Costa, 2016). A conservação *in situ* tem por objetivo a manutenção dos habitats e das espécies no ambiente natural, visando a conservação das interações entre os organismos e os processos evolutivos (Simon, 2010).

As estratégias de conservação devem buscar abordagens integradoras, com o objetivo de incorporar essas diversas demandas às ações de conservação, recuperação e uso sustentável da biodiversidade (Cunha & Guedes, 2013).

1.2. Mata Atlântica

A Mata Atlântica ocupa 1.110.182 km² do território brasileiro (IBGE, 2004), e foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, cobrindo originalmente cerca de 150 milhões de hectares (Ribeiro *et al.*, 2009). Ela estende-se por uma larga faixa latitudinal ao longo da costa brasileira, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul (Galindo-Leal & Câmara, 2005). Sendo composta pela floresta ombrófila do litoral, a floresta semidecídua do planalto, a floresta com araucária dos estados sulinos, manguezais, restingas e campos de altitude (Tonhasca, 2005).

A Mata Atlântica está isolada dos dois outros grandes blocos de florestas sulamericanas, Floresta Amazônica e Florestas Andinas, por dois biomas de vegetação aberta, a Caatinga e o Cerrado. Esse isolamento resultou na evolução de

uma biota única, com numerosas espécies endêmicas (Galindo-Leal & Câmara, 2005).

A biota endêmica da Mata Atlântica não se distribui de forma homogênea, isso acontece principalmente por causa de três fatores: latitude, longitude e altitude (Galindo-Leal & Câmara, 2005). Diferente de outras florestas tropicais, seu alcance latitudinal é de aproximadamente 29°, estendendo-se para regiões tropicais e subtropicais. A ampla faixa longitudinal também é importante na produção de diferenças na composição da floresta, devido à diminuição das chuvas ao longo da costa. Já a altitude varia do nível do mar a 2.700m (Galindo-Leal & Câmara, 2005; Ribeiro, 2009).

A combinação destes fatores proporciona uma grande possibilidade para existência de vários macro e micro-habitats ao longo do bioma (Batalha-Filho & Miyaki, 2014). Por causa disso, o nível de endemismo atinge 90% para alguns organismos, e apresenta um endemismo médio geral de 50% que é superado apenas pela Amazônia (Costa *et al.*, 2000).

A flora e a fauna da Mata Atlântica podem incluir 1 a 8% do total de espécies do mundo (Ribeiro *et al.*, 2009). A cada ciclo econômico, ocorreu o desaparecimento de mais uma grande parcela da mata (Galindo-Leal & Câmara, 2005). Sua devastação remonta do início da colonização, e aumentou nos séculos subsequentes, movida pelos interesses econômicos ligados sobretudo às monoculturas canavieira e cafeeira, e ao povoamento da região (Galindo-Leal & Câmara, 2005).

Entre os ecossistemas brasileiros, a Mata Atlântica é a que mais sofreu, e vem sofrendo, intensos e persistentes processos de degradação e fragmentação florestal (Silveira & Silva, 2010). Cerca de 80% dos fragmentos são menores que 50 ha, quase metade da floresta remanescente é menor que 100 m de suas bordas, e a distância média entre os fragmentos é de 1440 m (Ribeiro *et al.*, 2009). Estimativas recentes mostram que sua extensão original está reduzida em 11,4% a 16% (Ribeiro *et al.* 2009).

O efeito mais evidente da fragmentação é a redução do número de espécies, pois a quantidade e a qualidade do habitat disponível são afetadas, consequentemente, a sobrevivência de espécies, especialmente daquelas endêmicas e ameaçadas de extinção é prejudicada (Pinto *et al.*, 2006; Tonhasca, 2005). Além

disso, as áreas florestais pequenas e isoladas são mais acessíveis a pessoas e, portanto, mais vulneráveis a ações predatórias como a caça e o desmatamento (Tonhasca, 2005).

As alterações do microclima na borda dos fragmentos são especialmente prejudiciais para espécies climáticas as quais muitas vezes são naturalmente raras. Outro problema ocasionado pela fragmentação é a diminuição da variedade genética da população isolada, por causa de endocruzamentos e deriva genética (Tonhasca, 2005).

1.3. Caatinga

A Caatinga é a única grande região natural brasileira cujos limites estão inteiramente restritos ao território nacional (Leal, 2003; Silva, 2017). Atualmente, apresenta uma área aproximada de 844.453 Km², o que equivale a 9,9% do território brasileiro, mas originalmente cobria 1 milhão de hectares (IBGE, 2004; Gariglio, 2010). A região apresenta altitude sub-equatorial compreendida entre 2° 45' e 17° 21' Latitude Sul, e engloba os estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Paraíba, Alagoas, Sergipe, Bahia e parte de Minas Gerais (Alves, 2009).

A caatinga tem toda sua área entre Equador e o trópico de Capricórnio, por causa disso, dispõe de abundante intensidade luminosa durante todo ano (Leal, 2003; Gariglio, 2010; Silva, 2017). Em sua maior parte, chove menos de 750 mm anuais, distribuídos irregularmente em três meses consecutivos no período de novembro a junho (Alves, 2009).

A região das caatingas é localizada em sua maior parte nas depressões interplanálticas, mas também podem ser encontradas nos planaltos (Leal, 2003; Gariglio, 2010). Os solos, com raras exceções, são pouco desenvolvidos, mineralmente ricos, pedregosos e pouco espessos e com fraca capacidade de retenção da água (Alves, 2009).

Apesar da restrição forte ao crescimento e da deficiência hídrica presentes no bioma, a região apresenta uma alta diversidade florística, apresentando as famílias Caesalpinaceae, Mimosaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae e Cactaceae, com maior frequência (Leal, 2003; Gariglio, 2010; Araújo-filho, 2013). No seu sentido mais restrito

a Caatinga tem 1.512 espécies com no mínimo 318 endêmicas (Leal, 2003; Gariglio, 2010).

A caatinga é considerada como o terceiro ecossistema mais degradado do Brasil, estima-se que 45,3% de sua área total já estejam alteradas (Galindo-Leal & Câmara, 2005; Silva, 2017). As atividades apontadas como as principais causas das modificações ocorridas são a agricultura, pecuária e a extração de lenha (Araújo-filho, 2013).

Nos últimos 15 (quinze) anos aproximadamente 40.000 Km² se transformaram em deserto devido à interferência do homem na região (Alves, 2009). E nos últimos 10 anos teve uma redução de 30% da área total de sua cobertura vegetal, em virtude de parques industriais que utilizam espécies nativas como fonte de energia (Marques, 2007).

A ocupação do sertão pela exploração pastoril, a partir de 1635, trouxe a tiracolo a agricultura itinerante do desmatamento, das queimadas e da extração de lenha, para atender a demanda da crescente população. A destruição da vegetação continuou a passos largos, à medida que a população aumentava (Araújo-filho, 2013).

Atualmente, pouco resta do que foi o clímax da caatinga. A lenha retirada corresponde a cerca de 30% do consumo de energia da região nordestina (Araújo-filho, 2013). O desmatamento é a principal causa tanto da desertificação como da diminuição da biodiversidade. A desertificação é realmente muito preocupante, e sinaliza a necessidade da criação de uma maior quantidade de áreas de proteção (SÀ et al., 2010).

1.4. Unidades de Conservação

A superfície terrestre tem sido transformada pelas atividades humanas, o que tem implicado na intensa destruição de habitats naturais (Drummond, 2010). As áreas naturais são essenciais para manter o equilíbrio dos biomas, ecossistemas e nichos ecológicos, a fim de garantir a conservação e preservação das espécies (Santos, 2011).

A primeira área natural ou unidade de conservação (UC) foi decretada nos Estados Unidos da América em 1864, o Parque Nacional de Yosemite (Tozzo, 2014).

Historicamente, tem-se como marco da instituição de áreas naturais protegidas no mundo a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos, em 1872 (Drummond, 2010).

A primeira Unidade de Conservação oficial no Brasil, foi o Parque Nacional de Itatiaia no Rio de Janeiro, em 1937. Posteriormente, foram criados o Parque Nacional de Iguaçu (PR) e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (RJ), ambos em 1939 (Tozzo, 2014). Esses Parques tinham como modelo a realidade norte-americana, não levando em consideração as especificidades da realidade nacional. O modelo conservacionista norte-americano não levava em consideração os povos tradicionais, que acabaram sendo excluídos da possível moradia ou exploração sustentável dessas áreas e de seu processo de gestão (Drummond, 2010).

A Constituição Federal Brasileira de 1988, trouxe o meio ambiente para o foco das decisões políticas, reconhecendo a ligação entre desenvolvimento social e econômico e a qualidade do meio ambiente (Lewinsohn & Prado, 2005). Além disso, as áreas protegidas, também são consideradas relevantes por desempenharem função cultural, econômica e social (Drummond, 2010).

Em 2000, foi criada a Lei nº 9.985 que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que está diretamente relacionada com a manutenção da cobertura florestal nativa e conservação *in situ* (Lewinsohn & Prado, 2005; Brasil, 2000). Sendo constituído pelo conjunto das unidades de conservação federais, estaduais e municipais.

Segundo o SNUC as UC's são divididas em dois grupos: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável. As Unidades de Proteção Integral, tem por objetivo preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais. Enquanto as Unidades de Uso Sustentável, tem por objetivo compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (Brasil, 2000).

As Unidades de Proteção Integral são subdivididas em cinco categorias: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre. E as Unidades de Uso Sustentável apresentam sete categorias: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de

Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (Brasil, 2000).

Atualmente, segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2018) estão cadastradas 2.146 Unidades de Conservação (2018), sendo distribuídas nas três esferas administrativas do Brasil: 998 UC's Federais, 908 UC's Estaduais e 295 UC's Municipais.

O Brasil apresenta 18,59% do seu território protegido por UC's, mas nenhum dos biomas brasileiros protege o mínimo de 10% de sua extensão, como foi definido na Estratégia Global para a Conservação de Plantas, no âmbito da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), em 2002 (Zedan, 2002; Drummond, 2010; MMA, 2018).

Em muitos casos, a área de conservação foi estabelecida por não apresentar valor comercial imediato, mas atualmente tem-se discutido melhores formas de planejamento das áreas para a proteção da biodiversidade. Essa discussão gerou controvérsias acerca do tamanho ideal para as unidades de conservação, que ficou conhecida como debate de SLOSS (sigla em inglês para o termo “única e grande” ou “várias e pequenas”), onde pesquisadores defendiam a criação de grandes reservas, pois estas podem conter uma grande quantidade de indivíduos, e o efeito de borda seria minimizado. Enquanto outros defendiam a criação de várias reservas pequenas, porque se estiverem bem localizadas podem incluir uma grande variedade de habitats e mais populações de espécies raras (Primack & Rodrigues, 2001).

Atualmente, a decisão sobre o tamanho da reserva leva em consideração o grupo de espécies e os processos que devem ser preservados. No caso de reservas pequenas devem ser realizados planejamentos que minimizem o efeito de borda (Primack & Rodrigues, 2001).

1.5. Algoritmos

Nas últimas duas décadas, diversos esforços foram realizados buscando identificar áreas importantes para a conservação da biodiversidade, em geral com enfoque em espécies endêmicas e ameaçadas (Cunha & Guedes, 2013). Uma estratégia usada para a conservação de espécies é a reintrodução, mas para que seja bem-sucedida, é necessário que se conheçam suas exigências e tolerâncias às

condições ambientais tais como luminosidade, umidade e temperatura (De Marco Júnior & Siqueira, 2009; Endres-Júnior, 2015).

A modelagem preditiva é um método computacional que constrói uma representação das condições requeridas para a sobrevivência de uma ou mais espécies, por meio da combinação de dados de ocorrência com variáveis ambientais (Anderson *et al.*, 2003). Assim, a modelagem de distribuição potencial (MDP) se tornou um procedimento comum para determinar a amplitude da distribuição geográfica das espécies (De Marco Júnior & Siqueira, 2009).

O principal critério de escolha para o algoritmo a ser usado na modelagem, deve ser a qualidade e quantidade de dados de ocorrência da espécie a ser modelada: quanto menos dados mais simples deve ser o modelo utilizado (De Marco Júnior & Siqueira, 2009). O Bioclim e o MaxEnt, são métodos que usam os registros de presença das espécies para gerar os modelos (Elith *et al.*, 2006).

O Bioclim é método de envelope bioclimático, que caracteriza sites que estão localizados dentro do hiperespaço ambiental ocupado por uma espécie, além disso, os envelopes gerados são retilineares baseados na determinação de um limite superior e inferior para cada variável de ocorrência da espécie (Elith *et al.*, 2006; De Marco Júnior & Siqueira, 2009).

O MaxEnt é uma técnica de aprendizagem automática (machine-learning), que estabelece a área potencial da espécie encontrando a distribuição da entropia máxima, que está sujeita à restrição de que os valores esperados para cada variável ambiental estejam de acordo com os valores empíricos observados nos pontos de ocorrência (Phillips *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2006).

Pesquisas demonstram uma alta eficiência preditiva do MaxEnt com números de pontos de ocorrência entre 5 e 15, o que é compatível com muitos casos de predição de espécies raras ou ameaçadas de extinção (Elith *et al.*, 2006; De Marco Júnior & Siqueira, 2009).

2. INTRODUÇÃO

É praticamente consenso entre os cientistas que trabalham com biodiversidade que estamos passando pelo sexto processo de extinção em massa na história do planeta (Barnosky *et al.*, 2011; Ceballos *et al.*, 2017; Pimm *et al.*, 2014). A grande diferença desse momento para os anteriores é que apenas uma espécie é responsável pela extinção de milhares de outras, nesse caso o homem. E há claros sinais de que a janela de ação para mitigar ou interromper esse processo vai se fechar nas próximas duas ou três décadas (Ceballos *et al.*, 2017).

Nesse contexto o Brasil possui uma relevância extrema por ser o país com a maior diversidade de espécies do mundo. A região cobre várias zonas climáticas, que permitiram a formação de variações ecológicas, que deram origem aos biomas: Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampa e Pantanal (Lewinsohn & Prado, 2002; Zappi *et al.*, 2015). Estima-se que o número total de espécies, no território brasileiro, esteja entre 170 e 210 mil espécies, das quais 46.223 pertencem à flora. Atualmente, 6.046 espécies da flora foram avaliadas, 2.953 estão ameaçadas e apenas 332 possuem planos de ação (Lewinsohn & Prado, 2002, 2005; Joly *et al.*, 2011; Martinelli, 2013; Zappi *et al.*, 2015).

A região Nordeste do Brasil é composta basicamente pela Mata Atlântica e a Caatinga. Entre os ecossistemas brasileiros, a Mata Atlântica é a que mais sofreu, e vem sofrendo, intensos e persistentes processos de degradação, enquanto a Caatinga é considerada como o terceiro ecossistema mais degradado (Silveira & Silva, 2010; Galindo-Leal & Câmara, 2005; Silva, 2017). A devastação da Mata Atlântica remonta do início da colonização, e aumentou nos séculos seguintes, por causa de interesses econômicos ligados, sobretudo, às monoculturas canavieira e cafeeira, e ao povoamento da região (Galindo-Leal & Câmara, 2005). A ocupação do sertão pela exploração pastoril, a partir de 1635, trouxe a tiracolo a agricultura itinerante do desmatamento, das queimadas e da extração de lenha, para atender a demanda da crescente população (Araújo-Filho, 2013).

A destruição de habitats ocorre de forma desorganizada e incessante, impulsionada por forças econômicas e políticas que determinam a contínua expansão de fronteiras agrícolas (Costa, 2016). Por isso, as estratégias de conservação devem

buscar abordagens integradoras, com o objetivo de incorporar ações de conservação, recuperação e uso sustentável da biodiversidade (Cunha & Guedes, 2013). Além disso, é necessário conhecer como os instrumentos das políticas de conservação interagem entre si e o quanto são eficazes em cumprir seus objetivos institucionais.

Com o maior sistema de unidades de conservação do mundo, o Brasil tem um papel de destaque na conservação da biodiversidade. Mas ainda é necessário conhecer melhor como esse sistema é eficiente e como ele se comporta na proteção de espécies ameaçadas. Por exemplo, um antigo debate que se estende desde a década de 1970 tenta entender se é mais vantajoso para proteção da diversidade biológica ter poucas unidades de conservação de grande extensão ou muitas de pequenas áreas (Tjørve 2010). O contexto das unidades de conservação no Nordeste brasileiro pode ser um bom modelo para avaliar essas perspectivas. A Mata Atlântica tem um expressivo número de unidades de conservação, mas em geral de pequeno tamanho e a Caatinga tem um reconhecido déficit de proteção da sua biodiversidade, mas as áreas protegidas compreendem em geral grandes parcelas territoriais (Ribeiro *et al.* 2009). A Mata Atlântica possui 1.257 unidades de conservação com média de 91,91 ha de extensão, enquanto a Caatinga possui 180 unidades de conservação com uma média de 414,04 ha de extensão.

Nas últimas duas décadas, diversos esforços foram realizados buscando identificar áreas importantes para a conservação da biodiversidade, em geral com enfoque em espécies endêmicas e ameaçadas (Cunha & Guedes, 2013). A modelagem de distribuição potencial (MDP) se tornou um procedimento comum para determinar a amplitude da distribuição geográfica das espécies (De Marco Júnior & Siqueira, 2009). Abordagens espaciais com base em SIG's, como por exemplo os algoritmos MaxEnt e Bioclim, podem auxiliar na escolha de áreas para reintrodução de espécies endêmicas e ameaçadas. Além disso, a MDP pode facilitar a escolha de UC's para reintrodução dessas espécies.

Dessa forma, este trabalho tem por objetivo verificar se o número de unidades de conservação é adequado a distribuição das espécies ameaçadas; e averiguar se o tamanho das unidades de conservação interfere nas estratégias de conservação de cada bioma. Assim como, analisar em quais unidades de conservação as espécies podem ser reintroduzidas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Espécies estudadas

Foram realizados levantamentos de dados provenientes de herbários, na base SpeciesLink (disponível em: <http://www.splink.org.br/>). Nesse levantamento foram coletadas informações sobre os registros de ocorrência de espécies ameaçadas de extinção na Mata Atlântica e Caatinga, foram selecionadas oito espécies, que apresentavam maior número de dados de ocorrência, sendo quatro para cada bioma.

As espécies de Mata Atlântica foram *Manilkara dardanoi*, *Aechmea muricata*, *Eschweilera alvimii* e *Cryptanthus zonatus*. E as de Caatinga foram *Jacaranda rugosa*, *Griffinia gardneriana*, *Solanum jabrense* e *Aechmea werdermannii*.

3.1.1. Mata Atlântica

3.1.1.1. *Manilkara dardanoi*

Manilkara dardanoi Ducke, pertence à família Sapotaceae. É uma espécie arbórea, apresentando de 8 a 10 metros. A espécie ocorre na Mata Atlântica Costeira e em florestas secundárias, sendo endêmica restrita do estado de Pernambuco (Martinelli, 2013; Flora do Brasil 2020).

M. dardanoi foi avaliada segundo os critérios da IUCN como "Vulnerável" (VU), devido intensa degradação do habitat (Martinelli, 2013; Flora do Brasil 2020).

3.1.1.2. *Aechmea muricata*

Aechmea muricata (Arruda) L.B.Sm., pertence à família Bromeliaceae, sendo epífita ou terrícola. A espécie ocorre na zona litorânea, principalmente nas restingas, e está presente nas matas secas. *A. muricata* por ser encontrada nos estados de Alagoas, Pernambuco e Rio Grande do Norte (Martinelli, 2013; Flora do Brasil 2020).

Atualmente, grande parte das localidades conhecidas da espécie encontra-se urbanizada, por isso a espécie foi avaliada como "Em perigo" (EN) (Martinelli, 2013).

3.1.1.3. Eschweilera alvimii

Eschweilera alvimii S.A.Mori, pertence à família Lecythidaceae, é uma árvore de grande porte, que pode alcançar até vinte metros. A espécie ocorre na Mata Atlântica, sendo encontrada nos estados de Pernambuco, Bahia e Alagoas (Martinelli, 2013).

E. alvimii vem sofrendo com a exploração madeireira, devido ao seu tamanho e forma característica. Assim, foi avaliada como VU (Martinelli, 2013).

3.1.1.4. Cryptanthus zonatus

Cryptanthus zonatus (Vis.) Beer, pertence à família Bromeliaceae, sendo esciófila obrigatória nas matas de solos predominantemente argilosos. A espécie é encontrada no bioma Mata Atlântica, e é endêmica dos estados de Pernambuco e Alagoas (Martinelli, 2013).

C. zonatus está sujeita ao declínio contínuo da qualidade do hábitat, e é uma das espécies mais ornamentais e populares do gênero, sendo coletada para fins comerciais. Assim, foi avaliada como VU (Martinelli, 2013).

3.1.2. Caatinga

3.1.2.1. Jacaranda rugosa

Jacaranda rugosa A.H.Gentry, pertence à família Bignoniaceae, é uma árvore de até 4 m de altura. A espécie é restrita ao bioma Caatinga, é encontrada nos estados de Pernambuco e Bahia (Martinelli, 2013).

J. rugosa foi avaliada como "Criticamente em perigo" (CR), por estar sujeita a três situações de ameaça: agricultura com a consequente degradação do solo, pecuária bovina e exploração madeireira (Martinelli, 2013).

3.1.2.2. **Griffinia gardneriana**

Griffinia gardneriana (Herb.) Ravenna, pertence à família Amaryllidaceae, é uma herbácea, terrícola e deciduífolia. A espécie é encontrada nos estados do Piauí, Ceará, Pernambuco, Bahia e Minas Gerais (Martinelli, 2013).

G. gardneriana foi avaliada como EN, e sua principal ameaça é a degradação de habitat (Martinelli, 2013).

3.1.2.3. **Solanum jabrense**

Solanum jabrense Agra & M.Nee, pertence à família Solanaceae, apresenta porte arbustivo a arbóreo, terrícola ou saxícola. A espécie ocorre na Floresta Estacional Decidual e enclaves de Floresta Úmida, sendo encontrada nos estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Bahia (Martinelli, 2013; Flora do Brasil 2020).

S. jabrense foi considerada com EN, por causa de sua distribuição naturalmente fragmentada e do desmatamento (Martinelli, 2013).

3.1.2.4. **Aechmea werdermannii**

Aechmea werdermannii Harms, pertence à família Bromeliaceae, é uma erva epífita, rupícola ou terrícola. A espécie ocorre nos estados de Alagoas, Paraíba, Pernambuco, nos biomas Caatinga e Mata Atlântica (Martinelli, 2013).

A. werdermannii foi considerada com EN, por seus habitats se encontrarem extremamente fragmentados devido à perda de cobertura vegetal e ao declínio da qualidade do hábitat (Martinelli, 2013).

3.2. **Área de estudo**

A área de estudo estabelecida para esse trabalho foi o nordeste brasileiro, que ocupa uma área total de 1.553.917,1 km², e abrange os estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia (Leal, 2003). E apresenta como principais biomas da região a Mata Atlântica e a Caatinga.

3.3. ANÁLISES

Inicialmente, os dados geográficos (longitude e latitude) foram selecionados, os que apresentaram imprecisão extrema foram desconsiderados, assim como os dados que apresentavam o mesmo coletor e número de coleta.

Para avaliar a distribuição potencial das espécies foram realizadas modelagens de nicho ecológico usando o ambiente estatístico R, no qual foram selecionados dois algoritmos Bioclim e MaxEnt, 19 variáveis bioclimáticas e os dados de georreferenciamento obtidos na base SpeciesLink.

A avaliação da qualidade dos modelos foi realizada de forma tri-particionada, onde foram separados 70% dos dados para teste e 30% para treino. Foram coletados aleatoriamente 500 pontos na área de estudo para a composição dos pontos de background, os quais seguirão a mesma lógica de partição e uso de treino e teste dos dados originais de cada espécie. Para avaliação dos modelos e construção da matriz de confusão foi usado o limiar que maximiza o desempenho do modelo através do True Skill Statistic (TSS) e a área sob a curva do operador (AUC).

A distribuição potencial de cada espécie foi sobreposta aos mapas de unidades de conservação federais e estaduais de proteção integral do Nordeste, obtidos na base de dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- <https://www.ibge.gov.br>). As unidades de conservação identificadas nos modelos dos dois algoritmos foram comparadas, para verificar quais unidades de conservação tinham potencial para a reintrodução da espécie. Vale ressaltar, que as unidades de conservação que se repetiram foram excluídas da análise, ou seja, cada uma só poderia ser contabilizada uma vez.

Os dados de distribuição potencial das espécies também foram usados para verificar a área de ocupância (AOO) e extensão de ocorrência (EOO). Nesse caso, as coordenadas foram importadas para plataforma GeoCAT (<http://geocat.kew.org/editor>), onde os pontos gerados pelas coordenadas foram interligados, o que possibilitou a formação de um polígono no mapa, a partir do qual foram obtidos os valores da AOO e EOO. No caso dos pontos disjuntos, a análise foi

realizada de forma separada, e os valores da AOO e EOO foram somados posteriormente.

Além disso, foi realizado o teste estatístico de Kruskal-Wallis, para os gráficos de AOO, EOO e unidades de conservação.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Resultados

Os modelos de distribuição potencial das oito espécies analisadas, apresentaram seus melhores resultados de AUC e TSS para o algoritmo MaxEnt (Figura 1). Além disso, constatou-se que o MaxEnt produziu um maior número de coordenadas geográficas potenciais, que o Bioclim para todas as espécies estudadas (Tabela 1).

Na comparação dos modelos gerados verificou-se que a distribuição potencial das espécies de Caatinga é maior que as de Mata Atlântica. Esse fato pode ser comprovado pelas análises de Extensão de Ocorrência (EOO) (Figura 2) e Área de Ocupância (AOO) (Figura 3) das espécies, nos dois algoritmos (Tabela 2). Mas segundo o teste estatístico de Kruskal-Wallis, apenas os modelos produzidos pelo MaxEnt apresentaram uma diferença significativa, entre a área de distribuição potencial das espécies de Mata Atlântica e Caatinga. O resultado de p apresentado pelo Bioclim foi de 0,1489 e 0,2482, enquanto o MaxEnt foi de 0,02092 e 0,02092, respectivamente para análises de EOO e AOO.

Nas análises de comparação entre o número de UC's para cada espécie nos biomas, foi observado a inversão padrão que ocorreu para AOO e EOO, ou seja, as espécies de Mata Atlântica apresentaram um maior número de UC's que as de Caatinga (Figura 4). E segundo o teste Kruskal-Wallis, a diferença apresentada entre o número de UC's de cada habitat é significativa, esse resultado foi constatado nos dois algoritmos, para os quais o valor do p foi igual a 0,02092 em ambos algoritmos.

Além disso, observou-se que das 57 UC's previstas para a Mata Atlântica, das quais 29 apresentam potencial para a reintrodução das quatro espécies analisadas. Já para as espécies de Caatinga, 5 unidades de conservação das 30 previstas apresentam potencial para reintrodução de todas as espécies (Apêndice 1 e 2).

A seguir apresentamos com mais detalhes os resultados obtidos para cada espécie.

4.1.1. *Manilkara dardanoi*

A distribuição potencial de *Manilkara dardanoi* (Figura 5), apresenta uma AOO igual a 1.320.000 Km² e EOO 151.442.749 Km², segundo os resultados do algoritmo MaxEnt. Já para o algoritmo Bioclim, AOO é de 636.000 Km² e EOO de 64.838.049 Km². Os modelos gerados pelo MaxEnt e Bioclim previram 40 e 27 UCs respectivamente, com potencial para reintrodução da espécie. Os modelos dos dois algoritmos identificaram 41 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 1).

4.1.2. *Aechmea muricata*

A distribuição potencial de *Aechmea muricata* (Figura 6) prevista pelo MaxEnt apresenta uma AOO igual a 588.000 Km² e EOO 28.682.933 Km². O algoritmo Bioclim previu uma AOO de 252.000 Km² e EOO de 11.700.625 Km². A espécie pode ser reintroduzida em 21 UC's segundo o Bioclim e 27 segundo o MaxEnt. Os modelos identificaram 33 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 1).

4.1.3. *Eschweilera alvimii*

A distribuição potencial de *Eschweilera alvimii* (Figura 7), apresentou uma AOO igual a 3.040.000 Km² e EOO 298.678.050 Km² conforme o algoritmo MaxEnt. Por sua vez, o algoritmo Bioclim previu uma AOO de 1.736.000 Km² e EOO de 171.742.803 Km². A espécie tem potencial para ser reintroduzida em 34 UC's conforme o Bioclim e 44 segundo o MaxEnt, sendo assim, os dois algoritmos identificaram 49 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 1).

4.1.4. *Cryptanthus zonatus*

A distribuição potencial de *Cryptanthus zonatus* (Figura 8) apresentou uma AOO igual a 2.560.000 Km² e EOO 206.777.726 Km² de acordo com os modelos gerados pelo algoritmo MaxEnt. E conforme o algoritmo Bioclim, uma AOO de 784.000 Km² e EOO de 61.254.315 Km². A espécie tem potencial para ser reintroduzida em 32 UC's de acordo com o Bioclim e 43 conforme o MaxEnt. Os modelos dos dois algoritmos identificaram 45 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 1).

4.1.5. *Jacaranda rugosa*

A distribuição potencial de *Jacaranda rugosa* (Figura 9) compreende uma AOO igual a 3.492.000 Km² e EOO de 273.002.387 Km² conforme o algoritmo MaxEnt. Segundo o algoritmo Bioclim a AOO é de 1.036.000 Km² e a EOO de 266.768.863 Km². A espécie pode ser reintroduzida em 9 UC's de acordo com o Bioclim e em 10 segundo o MaxEnt. Os modelos dos dois algoritmos identificaram 16 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 2).

4.1.6. *Griffinia gardneriana*

A distribuição potencial gerada pelo MaxEnt para *Griffinia gardneriana* se estende por AOO de 12.564.000 Km² e EOO de 421.775.477 Km². Já para o algoritmo Bioclim a AOO é de 6.992.000 Km² e EOO de 688.562.290 Km². Segundo os modelos gerados (Figura 10), a espécie pode ser reintroduzida em 13 UC's conforme o Bioclim e 14 de acordo com o MaxEnt. Os modelos dos dois algoritmos identificaram 19 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 2).

4.1.7. *Solanum jabrense*

A distribuição potencial gerada pelo Maxent para *Solanum jabrense* apresentou uma AOO igual a 11.344.000 Km² e EOO de 567.743.240 Km². Já para o algoritmo Bioclim a AOO é de 8.032.000 Km² e EOO de 700.035.486 Km² (Figura 11).

A espécie pode ser reintroduzida em 12 UC's conforme os modelos do Bioclim e 17 de acordo com o MaxEnt. Os modelos dos dois algoritmos identificaram 21 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 2).

4.1.8. *Aechmea werdermannii*

A distribuição potencial de *Aechmea werdermannii* (Figura 12) apresentou uma AOO igual a 5.032.000 Km² e EOO 299.682.100 Km², de acordo com o algoritmo MaxEnt. Já para o algoritmo Bioclim a AOO foi de 440.000 Km² e EOO de 29.050.804 Km². A espécie tem potencial para ser reintroduzida em 4 UC's conforme o Bioclim e 8 de acordo com o MaxEnt. Os modelos dos dois algoritmos identificaram 8 unidades de conservação com potencial para reintrodução da espécie (Apêndice 2).

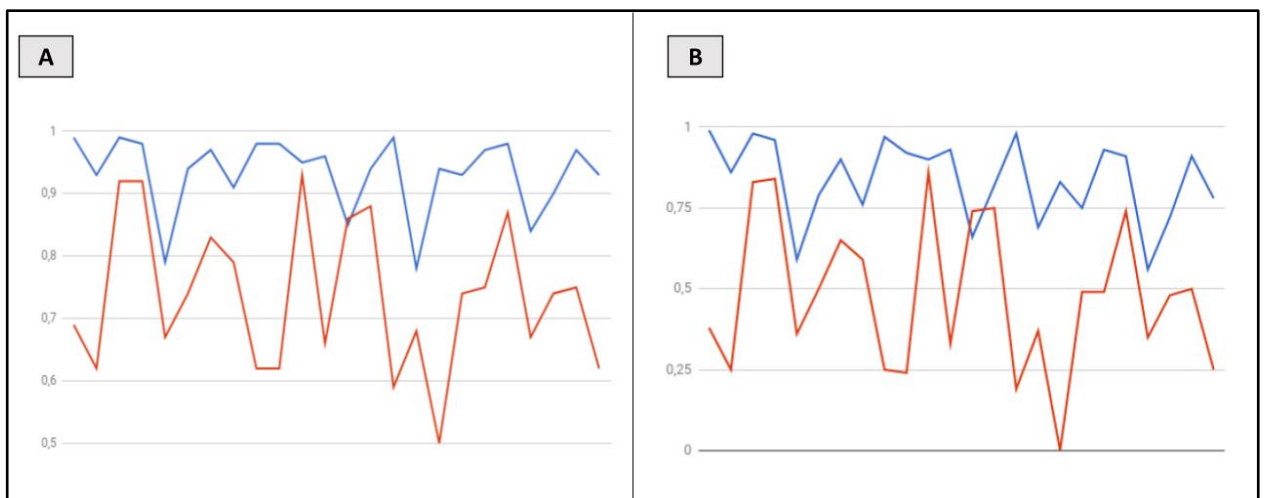


Figura 1: Comparação dos resultados de AUC e TSS para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde as linhas azuis representam os resultados de AUC e as vermelhas de TSS.

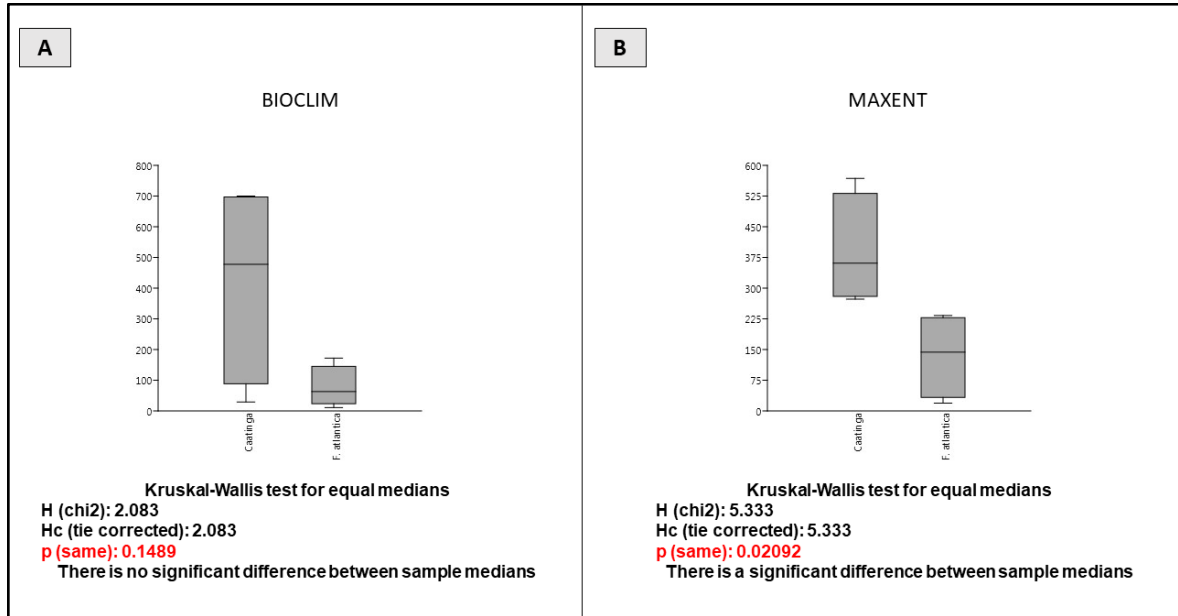


Figura 2: Comparação dos dados de EOO para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde os dados de Caatinga estão representados à esquerda de cada gráfico e os de Mata Atlântica a direita.

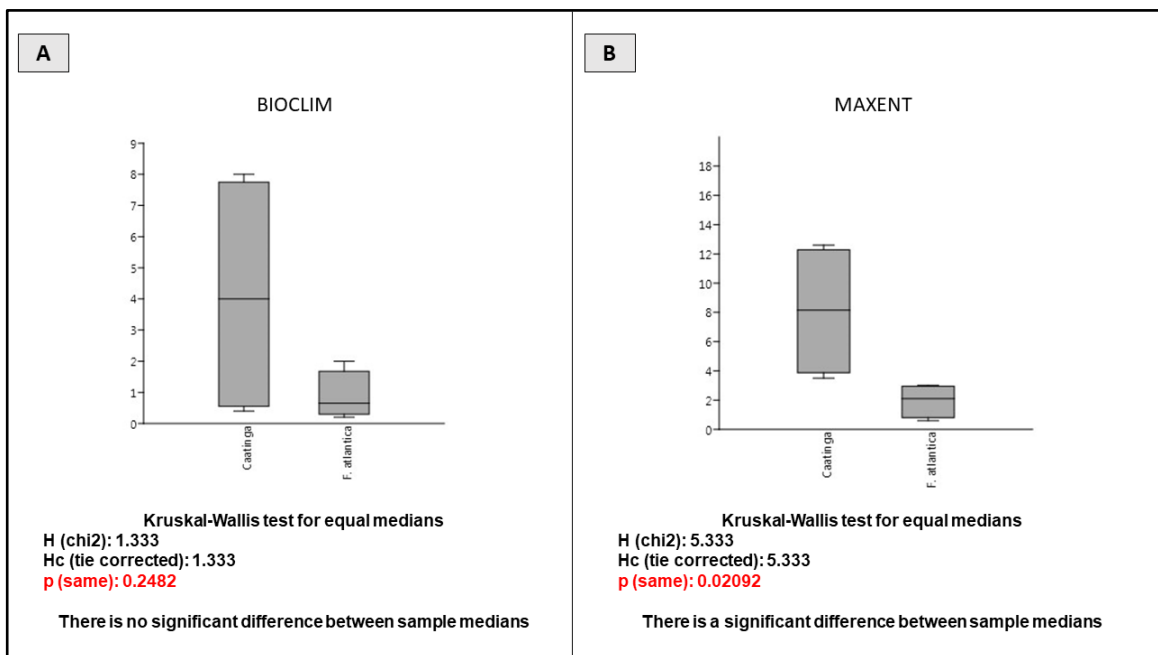


Figura 3: Comparação dos dados de AOO para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde os dados de Caatinga estão representados à esquerda de cada gráfico e os de Mata Atlântica a direita.

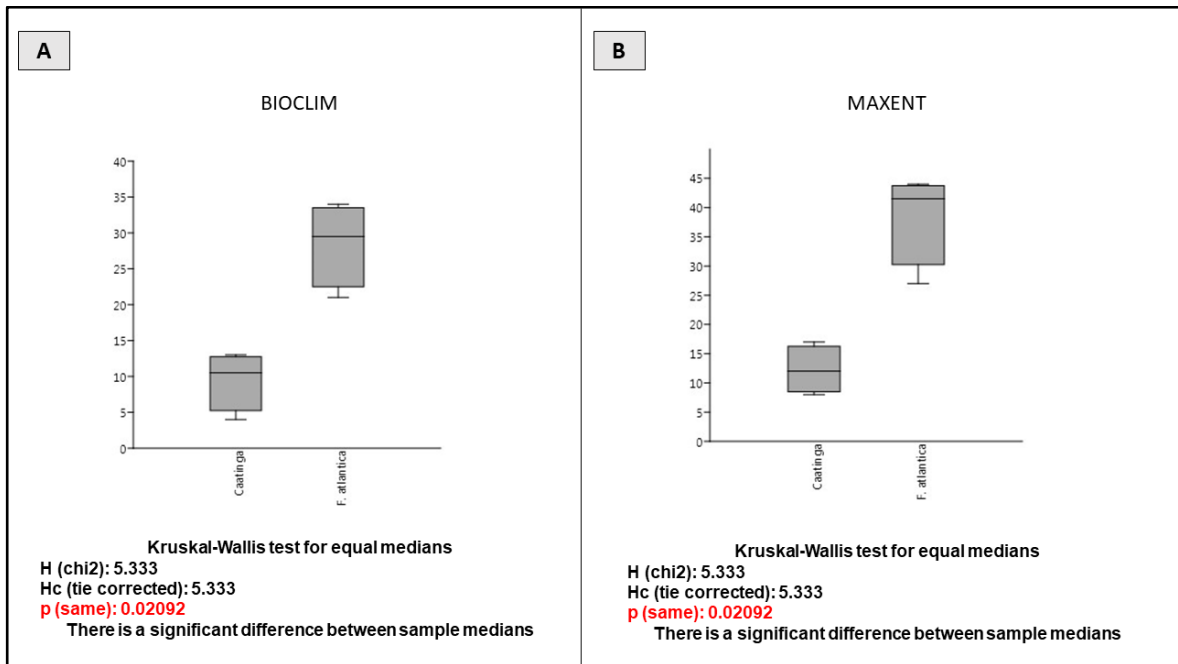


Figura 4: Comparação do número de Unidades de Conservação para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, onde os resultados para as espécies de Caatinga estão representados à esquerda de cada gráfico e os de Mata Atlântica a direita.

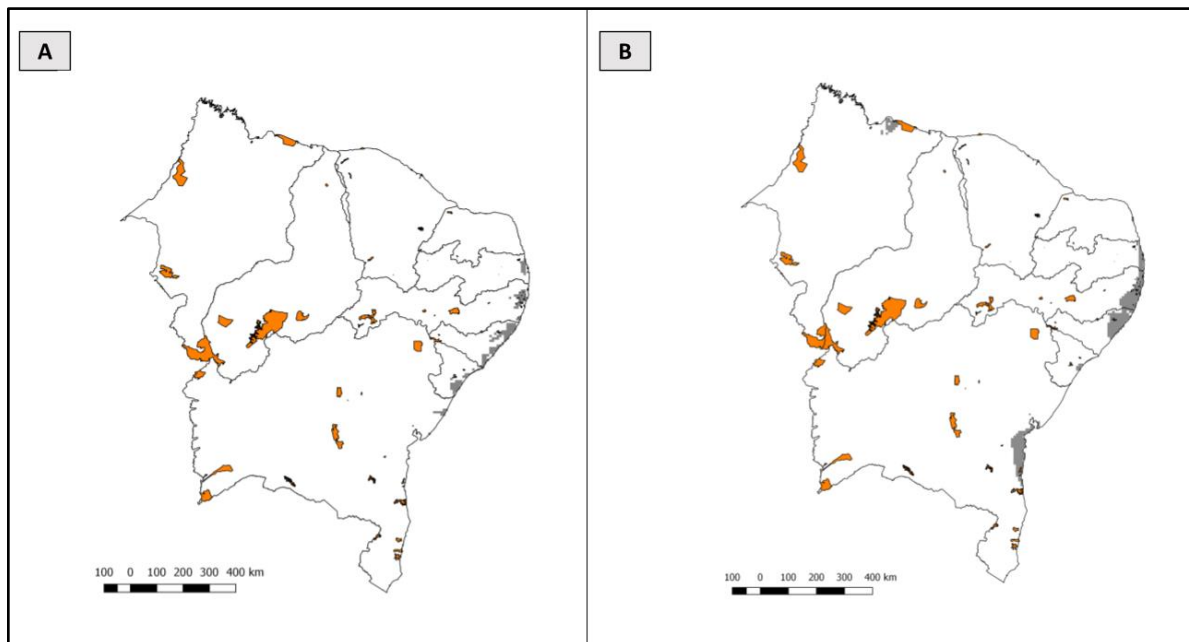


Figura 5: Distribuição potencial de *Manilkara dardanoi* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

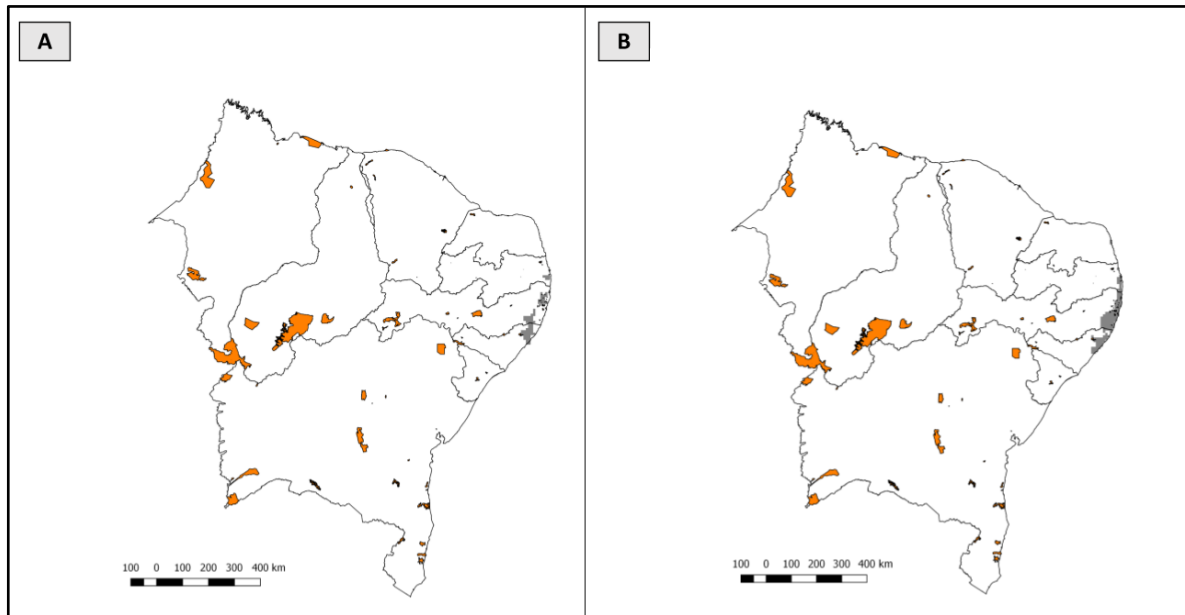


Figura 6: Distribuição potencial de *Aechmea muricata* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

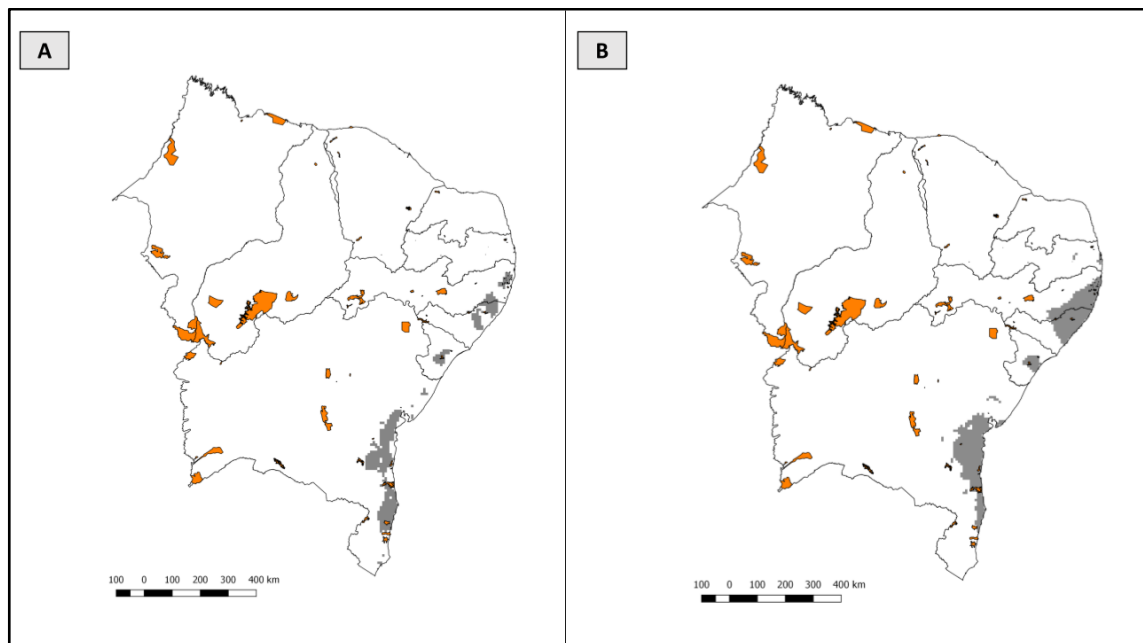


Figura 7: Distribuição potencial de *Eschweilera alvimii* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

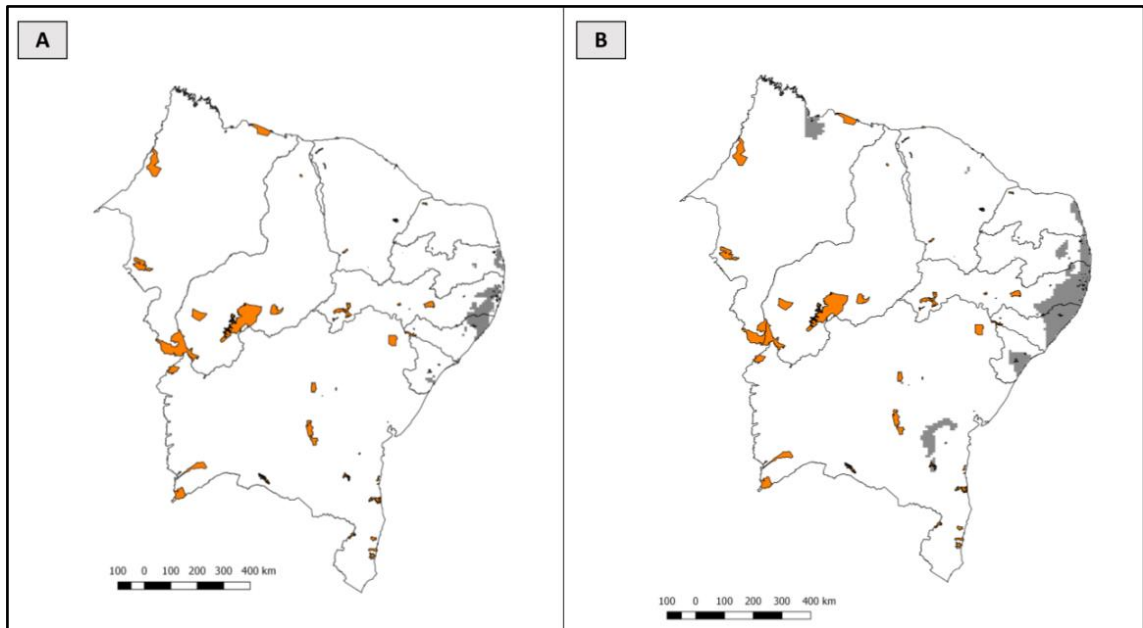


Figura 8: Distribuição potencial de *Cryptanthus zonatus* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

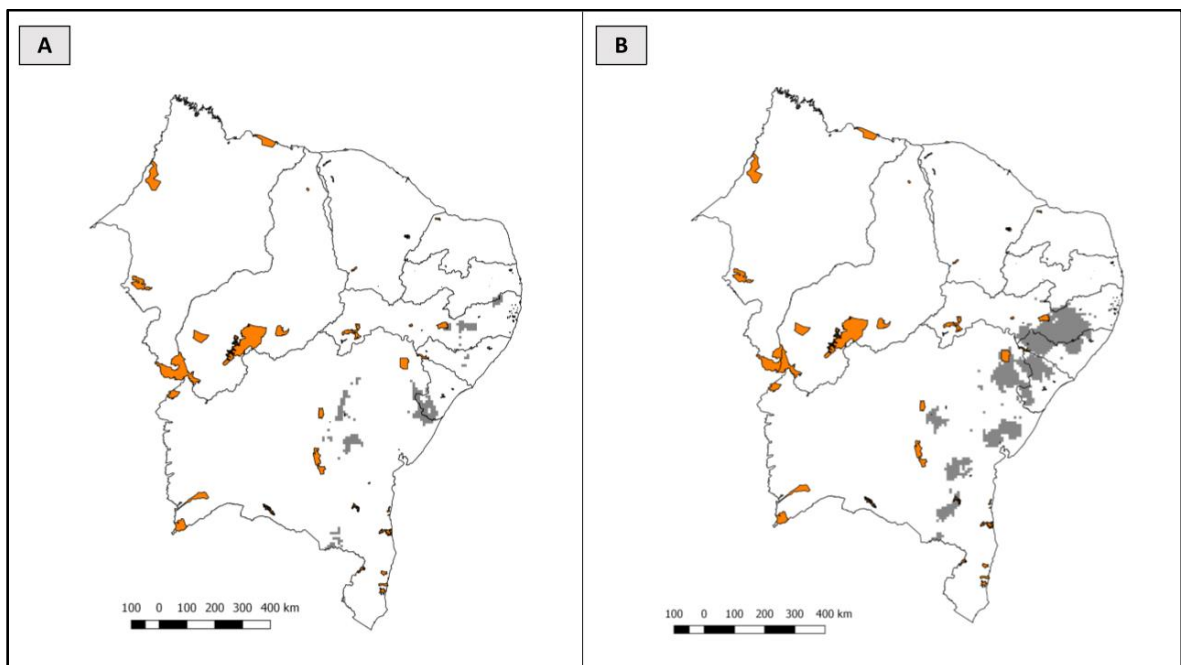


Figura 9: Distribuição potencial de *Jacaranda rugosa* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

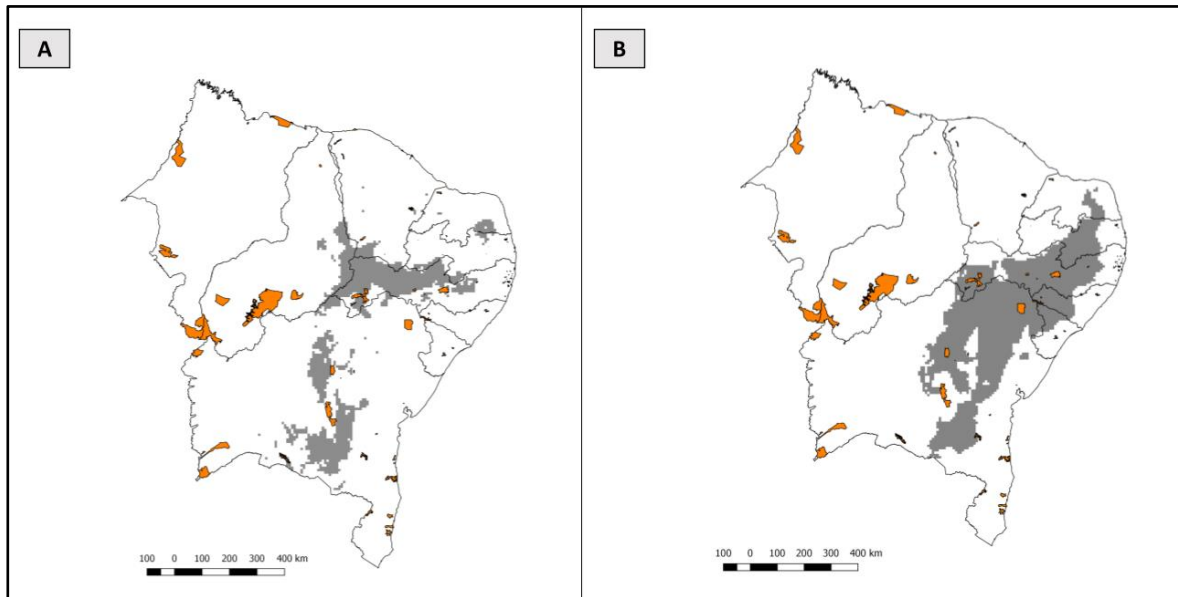


Figura 10: Distribuição potencial de *Griffinia gardneriana* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

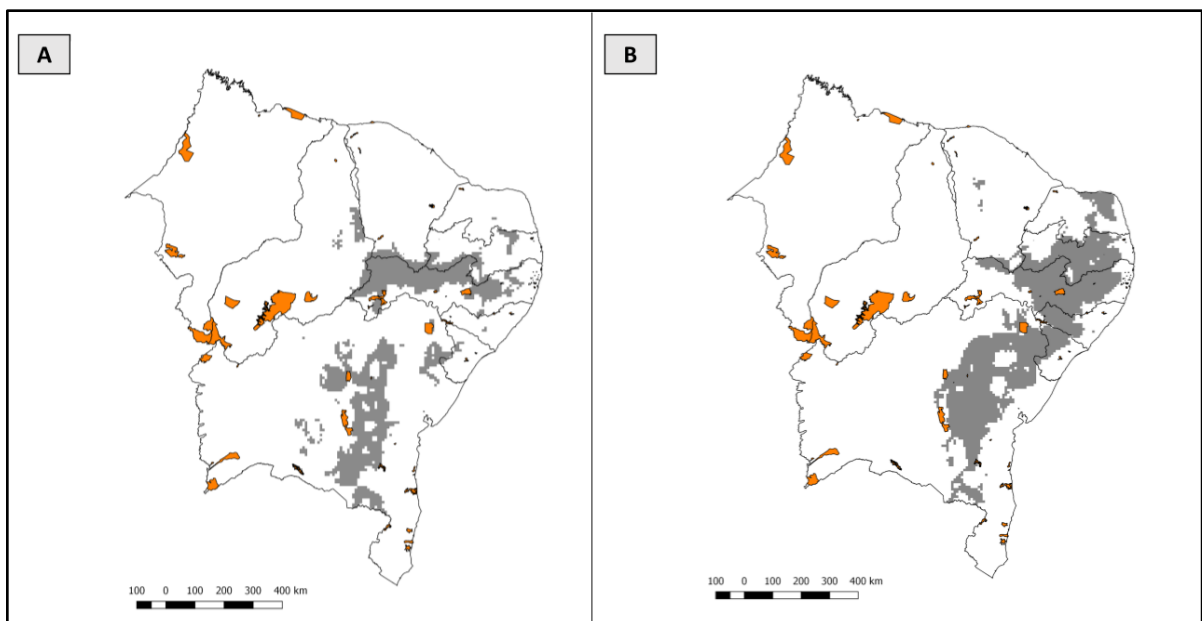


Figura 11: Distribuição potencial de *Solanum jabrense* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

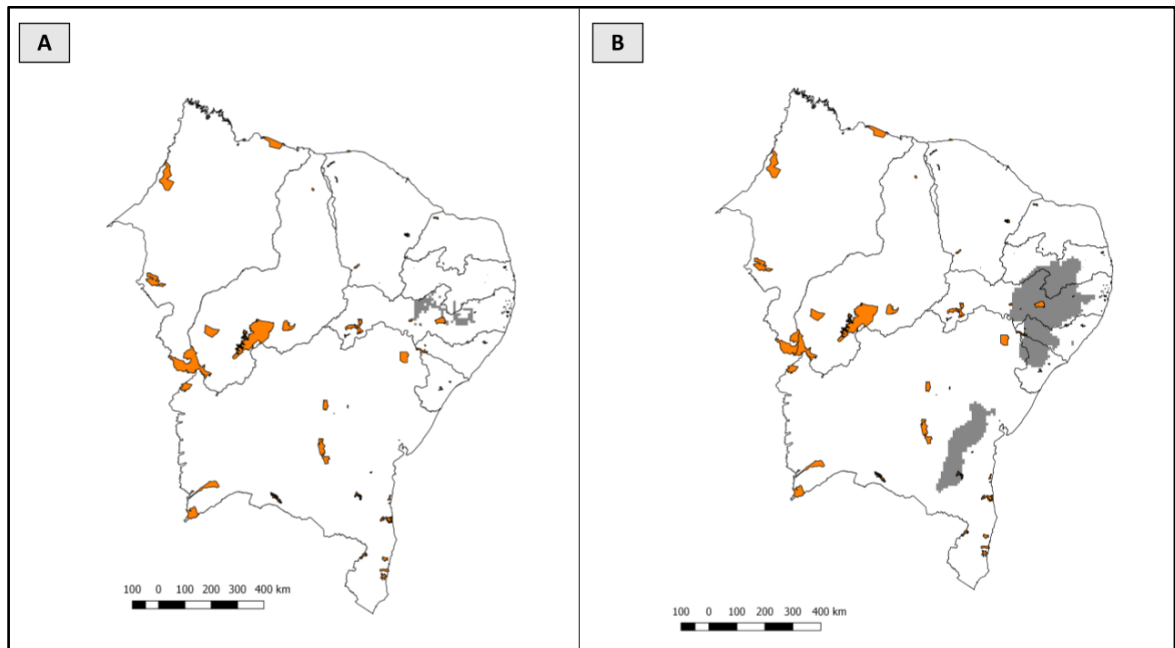


Figura 12: Distribuição potencial de *Aechmea werdermannii* para os algoritmos (A) Bioclim e (B) MaxEnt, no mapa as áreas em laranja indicam as UC's e as em cinza a distribuição da espécie.

Tabela 1: Número de coordenadas potências geradas por espécie para os algoritmos Bioclim e MaxEnt.

| Espécie | BIOCLIM | MAXENT |
|------------------------------|---------|--------|
| <i>Eschweilera alvimii</i> | 435 | 761 |
| <i>Manilkara dardanoi</i> | 160 | 363 |
| <i>Aechmea muricata</i> | 64 | 148 |
| <i>Cryptanthus zonatus</i> | 197 | 717 |
| <i>Griffinia gardneriana</i> | 1749 | 3142 |
| <i>Solanum jabrense</i> | 2009 | 2837 |
| <i>Jacaranda rugosa</i> | 260 | 874 |
| <i>Aechmea werdermannii</i> | 111 | 1259 |

Tabela 2: Dados de EOO e AOO, para os algoritmos Bioclim e MaxEnt

| Espécie | Bioclim | | MaxEnt | |
|------------------------------|-------------|-----------|-------------|------------|
| | EOO(Km2) | AOO (Km2) | EOO (Km2) | AOO (Km2) |
| <i>Eschweilera alvimii</i> | 171.742.803 | 1.736.000 | 298.678.050 | 3.040.000 |
| <i>Manilkara dardanoi</i> | 64.838.049 | 636.000 | 151.442.749 | 1.320.000 |
| <i>Aechmea muricata</i> | 11.700.625 | 252.000 | 28.682.933 | 588.000 |
| <i>Cryptanthus zonatus</i> | 61.254.315 | 784.000 | 206.777.726 | 2.560.000 |
| <i>Griffinia gardneriana</i> | 688.562.290 | 6.992.000 | 421.775.477 | 12.564.000 |
| <i>Solanum jabrense</i> | 700.035.486 | 8.032.000 | 567.743.240 | 11.344.000 |
| <i>Jacaranda rugosa</i> | 266.768.863 | 1.036.000 | 273.002.387 | 3.492.000 |
| <i>Aechmea werdermannii</i> | 29.050.804 | 440.000 | 299.682.100 | 5.032.000 |

4.2. Discussão

As diferenças das avaliações entre os algoritmos MaxEnt e Bioclim comprovam padrões que já foram observados em outros trabalhos, como nos de Elith *et al.* (2006), Phillips *et al.* (2006), e De Marco Júnior & Siqueira (2009). Segundo De Marco Júnior & Siqueira (2009), os algoritmos podem se assemelhar quanto à área prevista de distribuição potencial da espécie, mas os valores de AUC em geral são bastante distintos. A tendência é que os modelos gerados pelo MaxEnt sempre apresentem maiores valores de AUC entre os algoritmos utilizados (De Marco Júnior & Siqueira, 2009).

Adhikari *et al.* (2012) correlacionam positivamente o status populacional com os limiares mais altos do modelo, MaxEnt, nos habitats não perturbados, confirmando a utilidade do modelo no monitoramento populacional. Isso particularmente na previsão do estabelecimento bem-sucedido da espécie, já que as áreas nas quais a *Ilex khasiana* Purk foram reintroduzidas, tinham sido obtidas a partir da área potencial prevista pelo MaxEnt (Adhikari *et al.*, 2012)

Apesar do bioma Mata Atlântica ter uma extensão territorial maior que a Caatinga, 1.110.182 km² e 844.453 Km², respectivamente (IBGE, 2004), os modelos gerados para espécies de Caatinga apresentaram a área de distribuição potencial maior. Esse resultado pode estar relacionado, com o fato da biota não se distribuir homogeneamente em um dado território, e que a distribuição das espécies está suscetível a restrições geométricas do bioma onde ocorrem, na ausência de qualquer gradiente ambiental ou histórico (Colwell, 2004; Pinto *et al.*, 2006).

A Mata Atlântica está submetida a variações ambientais e restrições geométricas maiores que a Caatinga. A Caatinga apresenta altitude sub-equatorial compreendidas entre 2° 45' e 17° 21' Latitude Sul (Alves, 2009). O que faz com que seu território apresente uma variação climática menor do que o da Floresta Atlântica. Por sua vez, a Mata Atlântica, estende-se por uma larga faixa latitudinal ao longo da costa brasileira, com altitudes variando do nível do mar a 2.700m e alcance latitudinal de aproximadamente 29° (Galindo-Leal & Câmara, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009). Conseqüentemente, essas variações ambientais e restrições geométricas impõem as espécies limites mais restritivos para suas distribuições geográficas. Dessa forma, o comportamento das distribuições potenciais é afetado com as representações espaciais observadas nos nossos resultados.

No entanto, os processos históricos que deram origem a flora atual da Caatinga e da Mata Atlântica não podem ser desprezados na explicação sobre as diferenças de áreas de ocorrência entre as espécies dos dois biomas, verificados em nosso estudo. Os múltiplos eventos de mudanças climáticas observados nos últimos 2.5 milhões de anos na região afetaram de forma distinta a Floresta Atlântica e a Caatinga (Auler *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 1999; Zachos *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2004).

Há indicativos de que os momentos de aumento da umidade ocorridos durante o Pleistoceno mudaram a paisagem da Caatinga (Auler *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 1999; Zachos *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2004). Mesmo assim, está muito claro nos padrões de riqueza genética das espécies desse bioma e nas flutuações populacionais que a conformação e limites da Caatinga não foram afetados (Werneck *et al.* 2011, 2012). As evidências indicam que a Caatinga foi muito estável e não foi fragmentada com as mudanças climáticas, mesmo que as florestas ciliares em seu

interior tenham evidências de expansão (Auler *et al.*, 2004; Oliveira *et al.*, 1999; Wang *et al.*, 2004; Werneck *et al.* 2011, 2012).

Por outro lado, a Mata Atlântica teve sua conformação profundamente alterada (Carnaval & Moritz, 2008). Sua área se reduziu e foram formados refúgios que se tornaram locais de intensos processos de especiação para alguns grupos (Carnaval *et al.*, 2009). Há indicativos de que mesmo dentro da Mata Atlântica as respostas às mudanças climáticas variaram (Turchetto-Zolet *et al.*, 2016). Essas dinâmicas alteraram e originaram os padrões de distribuição das espécies verificados atualmente.

Mesmo com áreas de distribuição maiores, as espécies de Caatinga apresentam um menor número de UCs para proteger suas populações e com potenciais para programas de reintrodução do que as espécies de Mata Atlântica. Essa inversão acontece porque a Mata Atlântica apresenta 9,40% de área protegida em seu território, enquanto a Caatinga possui 8,81% (MMA, 2018). A caatinga tem 180 UC's, das quais 45 são de proteção integral e 135 de uso sustentável. Já a Mata Atlântica possui 1.257, que estão divididas em 837 de uso sustentável e 420 de proteção integral (MMA, 2018).

A Mata Atlântica é considerada como o ecossistema que mais sofre processos de degradação, enquanto a caatinga é o terceiro mais antropizado do Brasil (Silveira & Silva, 2010; Galindo-Leal & Câmara, 2005; Silva, 2017). A Mata Atlântica também é considerada um dos mais ameaçados hotspots de biodiversidade do mundo (Myers *et al.*, 2000). Por causa disso, as regiões onde se concentram as maiores áreas de remanescentes estão usualmente associadas às atuais unidades de conservação de proteção integral (Pinto *et al.*, 2006). Isso justifica o grande número de unidades de conservação na Mata Atlântica, embora a soma de todas as unidades de proteção integral do bioma totalize cerca de 28.836 km², para 420 unidades de conservação, enquanto a Caatinga tem 45 unidades de conservação que cobrem uma área de 14.936 km² (MMA, 2018).

Vale ressaltar que o número de UC's de proteção integral da caatinga representa apenas 11%, do total de unidades de proteção integral da Mata Atlântica. E nossos resultados deixam claro que o modelo adotado para proteger a Caatinga é ineficiente principalmente sob dois aspectos. Elas não estão distribuídas no território

de forma a compreender toda a variação ambiental e nem oferecem uma cobertura adequada para proteger as espécies ameaçadas de extinção do bioma.

Além disso, os modelos obtidos remetem ao longo e inacabado debate a respeito do tamanho ideal de unidades de conservação, conhecido na literatura como debate SLOSS (Tjørve, 2010). Nossos resultados levantam questionamentos sobre a ampla aceitação de Unidades de Conservação muito grandes para proteger o maior número de espécies e ecossistemas.

Embora o debate SLOSS esteja longe de ser solucionado desde que se iniciou na década de 1970 (Tjørve, 2010) há algum tempo já se aceita que o tamanho das unidades de conservação depende das espécies e outras circunstâncias científicas (Soulé & Simberloff, 1986). Além disso, vetores históricos de perda de cobertura vegetal impõem restrições naturais a delimitação do tamanho das unidades de conservação, limitando o estabelecimento de áreas protegidas com grandes extensões territoriais (Primack & Rodrigues, 2001).

Nesse contexto, os motivos para as unidades de conservação da Mata Atlântica terem em geral áreas mais reduzidas do que as da Caatinga estão obviamente conectados com o próprio processo de fragmentação verificado na região (Ribeiro *et al.*, 2009). No entanto, a comparação dos modelos gerados aponta com clareza que ter poucas unidades de conservação, mesmo cobrindo extensos territórios, não é eficiente para proteger a amplitude da distribuição geográfica de espécies de plantas.

Dessa forma, uma alternativa a ser adotada para a Caatinga seria aumentar e distribuir de forma mais homogênea no território o número de unidades de conservação. Mesmo que essas novas unidades tenham a tendência de apresentar um território menor do que o observado nas unidades de conservação existentes. Isso reduziria, inclusive, o isolamento verificado na conformação atual do sistema de unidades protegidas da Caatinga, um problema que tem se intensificado nos últimos anos (Defries *et al.*, 2005), mesmo com o expressivo aumento de unidades de conservação no Brasil (Ryland & Brandon, 2005).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Mata Atlântica e Caatinga precisam de ferramentas e estratégias de conservação, que garantam a proteção de sua biodiversidade. Em uma revisão recente da distribuição, taxa de extinção e conservação da biodiversidade, o Nordeste do Brasil foi indicado como uma das áreas mais relevantes do mundo para o impacto global na conservação de plantas (Pimm *et al.*, 2014). Por isso, a implementação de UC's e a reintrodução de espécies nessas regiões é de grande importância.

Para a Mata Atlântica, a construção de corredores ecológicos entre os fragmentos facilitaria o fluxo gênico e reduziria os efeitos de borda verificados na região. Enquanto isso para a Caatinga, a implementação de um número maior de UC's, mesmo que menores, seria interessante para aumentar a eficácia da proteção das espécies ameaçadas do Bioma.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aechmea* in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB5845>>. Acesso em: 18 Dez. 2018.
- ALVES, Jose Jakson Amancio; DE ARAÚJO, Maria Aparecida; DO NASCIMENTO, Sebastiana Santos. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga*, v. 22, n. 3, 2009.
- ANDERSON, R.P.; LEW, D.; PETERSON, A.T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, v.162, p.211-232, 2003.
- ARAÚJO FILHO, J. Manejo pastoril sustentável da caatinga. IICA, Brasília (Brasil) Projeto Dom Helder Camara, Recife (Brasil) Projeto SEMEAR, Brasília (Brasil) Associação Brasileira de Agroecologia, Rio Grande do Sul (Brasil), 2013.
- AULER, Augusto S. *et al.* Quaternary ecological and geomorphic changes associated with rainfall events in presently semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Quaternary Science*, v. 19, n. 7, p. 693-701, 2004.
- BARNOSKY, Anthony D. *et al.* Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature*, v. 471, n. 7336, p. 51, 2011.
- BATALHA-FILHO, Henrique; MIYAKI, Cristina Yumi. Processos evolutivos na Amazônia e na Mata Atlântica. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v. 3, n. 2, 2014. p. 34-44.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 2000.
- CARNAVAL, Ana Carolina *et al.* Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science*, v. 323, n. 5915, p. 785-789, 2009.
- CARNAVAL, Ana Carolina; MORITZ, Craig. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*, v. 35, n. 7, p. 1187-1201, 2008.
- CEBALLOS, Gerardo; EHRLICH, Paul R.; DIRZO, Rodolfo. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and

declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 30, p. E6089-E6096, 2017.

COLWELL, Robert K.; RAHBEK, Carsten; GOTELLI, Nicholas J. The mid-domain effect and species richness patterns: what have we learned so far?. *The American Naturalist*, v. 163, n. 3, p. E1-E23, 2004.

COSTA, Leonora Pires *et al.* Biogeography of South American Forest Mammals: Endemism and Diversity in the Atlantic Forest 1. *Biotropica*, v. 32, n. 4b, p. 872-881, 2000.

COSTA, Maria Lúcia M. *et al.* Estratégia nacional para a conservação ex situ de espécies ameaçadas da flora brasileira. 2016. p. 6-7.

CUNHA, André A.; GUEDES, Fátima Becker (Ed.). Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Departamento de Conservação da Biodiversidade, 2013.

DE MARCO JÚNIOR, P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista. *Megadiversidade*, v. 5, n. 1-2, 2009.

DEFRIES, Ruth *et al.* Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications*, v. 15, n. 1, p. 19-26, 2005.

DRUMMOND, José Augusto; FRANCO, JL de A.; OLIVEIRA, D. de. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. *Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas*. Brasília: Editora Câmara, 2010.

ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; ANDERSON, R.P.; DUDÍK, M.; FERRIER, S.; GUIBAN, A.; HIJMANS, R.J.; HUETTMANN, F.; LEATHWICK, J.R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LOHMANN, L.G.; LOISELLE, B.A.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; OVERTON, J.M.; PETERSON, A.T.; PHILLIPS, S.J.; RICHARDSON, K.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R.E.; SOBERÓN, J.; WILLIAMS, S.; WISZ, M.S.; ZIMMERMANN, N.E. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, v.29, p.129-151, 2006.

- ENDRES-JÚNIOR, Delio *et al.* Reintrodução de *Cattleya intermedia* Graham (Orchidaceae) em borda e interior de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 13, n. 1, 2015.
- FORZZA, Rafaela C. *et al.* New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *BioScience*, v. 62, n. 1, p. 39-45, 2012.
- GALINDO-LEAL, Carlos; CÂMARA, I. G. Mata Atlântica. *Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. v. 8, 2005.
- GARIGLIO, Maria Auxiliadora *et al.* Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. 2010.
- GRAEFF, Orlando. *Fitogeografia do Brasil: uma atualização de bases e conceitos*. Nau Editora, 2015. p 39.
- IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Território. Disponível em: <<https://brasilemsintese.ibge.gov.br/territorio.html>>. Acesso em: 12 maio 2018.
- JOLY, Carlos A. *et al.* Diagnóstico da pesquisa em biodiversidade no Brasil. *Revista USP*, n. 89, p. 114-133, 2011.
- LEAL, Inara Roberta (Org.); TABARELLI, M. (Org.); SILVA, José Maria Cardoso da (Org.). *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife: Editora da Universidade Federal de Pernambuco, 2003. v. 1. 815p.
- LEWINSOHN, Thomas M.; PRADO, Paulo Inácio. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 619-624, 2005.
- LEWINSOHN, Thomas; PRADO, Paulo Inácio. *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. São Paulo: Editora Contexto, 2002.
- MACHADO, Marcos; CADEMARTORI, Cristina Vargas; BARROS, Rodrigo Carrilho. *Extinções em massa e a crise atual da biodiversidade: lições do tempo profundo*. *Diálogo (Canoas)*, v. 9, p. 37-68, 2006.
- Manilkara* in *Flora do Brasil 2020 em construção*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB14475>>. Acesso em: 18 Dez. 2018
- MARQUES, Juracy. *As caatingas: debates sobre a ecorregião do Raso da Catarina*. Paulo Afonso: Fonte Viva, 2007.
- MARTINELLI, Gustavo; MORAES, Miguel Avila. *Livro vermelho da flora do Brasil*. 2013. p. 20.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Tabela consolidada das Unidades de Conservação. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados>>. Acesso em: 4 Jul 2018.

MYERS, Norman *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

OLIVEIRA, Paulo E. de; BARRETO, Alcina Magnólia Franca; SUGUIO, Kenitiro. Late Pleistocene/Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian caatinga: the fossil dunes of the middle São Francisco River. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v. 152, n. 3-4, p. 319-337, 1999.

PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, v.190, p.231-259, 2006.

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

PINTO, Luiz Paulo *et al.* Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. *Biologia da conservação: essências*. São Carlos: RiMa, p. 91-118, 2006.

PRIMACK, R; RODRIGUES, Efraim. *Biologia da conservação*. Londrina: Planta, 2001.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, v. 142, n. 6, 2009. p. 1141-1153.

RIBEIRO, Milton Cezar *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RYLANDS, Anthony B.; BRANDON, Katrina. Brazilian protected areas. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

SÁ, I. B. *et al.* Processos de desertificação no Semiárido brasileiro. Embrapa Semiárido-Capítulo em livro científico (ALICE), 2010.

SANTOS, Anderson Alves. Parques Nacionais Brasileiros: relação entre Planos de Manejo e atividade ecoturística. *Revista Brasileira de Ecoturismo*, São Paulo, v.4, n.1, p. 141-162, 2011.

- SILVA, José Maria Cardoso da (Org.); Leal, Inara R. (Org.); TABARELLI, M (Org.). Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. 1. ed. New York: Springer, 2017. v. 1. 479p
- SILVEIRA, Carla Semiramis; SILVA, Viviane Vidal da. Dinâmicas de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocadas por fatores climáticos e geomorfológicos: uma análise geocológica através de SIG. *Revista Árvore*, v. 34, n. 6, 2010.
- SIMON, Marcelo Fragomeni. Manual de Curadores de Germoplasma-Vegetal: Conservação in situ. Brasília, DF. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2010. p. 8.
- Solanum* in Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB14790>>. Acesso em: 18 Dez. 2018
- SOULÉ, Michael E.; SIMBERLOFF, Daniel. What do genetics and ecology tell us about the design of Nature Reserves? *Biological Conservation*, v. 35, p. 19-40, 1986.
- TJØRVE, Even. How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, v. 264, n. 2, p. 604-612, 2010.
- TONHASCA, Athayde. Ecologia e história natural da Mata Atlântica. Editora Interciência, 2005.
- TOZZO, Robson Alexandre. Unidades de conservação no Brasil: uma visão conceitual, histórica e legislativa/Storage units in Brazil: a conceptual, historical and legislative vision. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 7, n. 3, p. 508-523, 2014.
- TURCHETTO-ZOLET, Andreia C. *et al.* Phylogeography and ecological niche modelling in *Eugenia uniflora* (Myrtaceae) suggest distinct vegetational responses to climate change between the southern and the northern Atlantic Forest. *Botanical journal of the Linnean Society*, v. 182, n. 3, p. 670-688, 2016.
- WANG, Xianfeng *et al.* Wet periods in northeastern Brazil over the past 210 kyr linked to distant climate anomalies. *Nature*, v. 432, n. 7018, p. 740, 2004.
- WERNECK, Fernanda P. *et al.* Deep diversification and long-term persistence in the South American 'dry diagonal': integrating continent-wide phylogeography and

distribution modeling of geckos. *Evolution: International Journal of Organic Evolution*, v. 66, n. 10, p. 3014-3034, 2012.

WERNECK, Fernanda P. *et al.* Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. *Global Ecology and Biogeography*, v. 20, n. 2, p. 272-288, 2011.

ZACHOS, James *et al.* Trends, rhythms, and aberrations in global climate 65 Ma to present. *Science*, v. 292, n. 5517, p. 686-693, 2001.

ZAPPI, Daniela C. *et al.* Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, v. 66, n. 4, p. 1085-1113, 2015.

ZEDAN, Hamdallah. *Global strategy for plant conservation*. UNEP, 2002.

Apêndices

APÊNDICE 1

Lista das Unidades de Conservação com potencial para reintrodução das quatro espécies ameaçadas de extinção da Mata Atlântica analisadas neste estudo.

| Unidade de Conservação | UF | <i>Manilkara dardanoi</i> | <i>Aechmea muricata</i> | <i>Eschweilera alvimii</i> | <i>Cryptanthus zonatus</i> |
|--|-----------|----------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| RESERVA BIOLÓGICA GUARIBAS | PB | X | | | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO BURQUINHO | PB | X | X | X | X |
| PARQUE ESTADUAL DO ARATU | PB | X | | X | X |
| PARQUE ESTADUAL DO JACARAPÉ | PB | X | X | | X |
| PARQUE ESTADUAL DAS TRILHAS DOS CINCO RIOS | PB | X | X | | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DE SANTA CRUZ | ES | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DE JAGUARIBE | PE | X | X | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA ENGENHO MACAXEIRA | PE | X | | | X |
| REFÚGIO DE VIDA | PE | X | X | X | X |

| | | | | | |
|---|----|---|---|---|---|
| SILVESTRE MATA DO AMPARO | | | | | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DA USINA SÃO JOSÉ | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DE MIRITIBA | PE | X | X | X | X |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE CAETÉS | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO QUIZANGA | PE | X | X | X | X |
| PARQUE ESTADUAL DOIS IRMÃOS | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA SÃO JOÃO DA VÁRZEA | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO CURADO | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO ENGENHO UCHOA | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DE MUSSAÍBA | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DE | PE | X | X | X | X |

| | | | | | |
|---|----|---|---|---|---|
| TAPACURÁ | | | | | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO TORÓ | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO CAMUCIM | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO OUTEIRO DO PEDRO | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE ENGENHO MORENINHO | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO ENGENHO SALGADINHO | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO CONTRA-AÇUDE | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATAS DO SISTEMA GURJAÚ | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DE CARAÚNA | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DE BOM JARDIM | PE | X | X | X | X |

| | | | | | |
|--|----|---|---|---|---|
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE SERRA DO CUMARU | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA SERRA DO COTOVELO | PE | X | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO URUCU | PE | X | X | X | X |
| PARQUE ESTADUAL MATA DAS DUAS LAGOAS | PE | X | X | X | X |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA BITA E UTINGA | PE | X | X | X | X |
| RESERVA BIOLÓGICA DE SALTINHO | PE | X | X | X | X |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE MURICI | AL | X | X | X | X |
| RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL | SE | X | | | X |
| PARQUE ESTADUAL SERRA DO CONDURU | BA | X | | X | |
| PARQUE ESTADUAL PONTA DA TULHA | BA | X | | X | |
| PARQUE NACIONAL DA SERRA DE ITABAIANA | SE | X | | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO ENGENHO SÃO JOÃO | PE | X | X | X | X |

| | | | | | |
|---|----|----------|--|----------|----------|
| PARQUE ESTADUAL MARINHO DE AREIA VERMELHA | PB | | | X | X |
| PARQUE ESTADUAL DO JACARAPÉ | PB | | | X | |
| RESERVA BIOLÓGICA DE PEDRA TALHADA | PB | | | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO JUNCO | SE | | | X | X |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA ESTADUAL WENCESLAU GUIMARÃES | BA | | | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DE UNA | BA | X | | X | |
| PARQUE NACIONAL DA SERRA DAS LONTRAS | MG | | | X | |
| PARQUE NACIONAL DO PAU BRASIL | BA | | | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DO RIO DOS FRADES | BA | | | X | |
| PARQUE NACIONAL MARINHO DOS ABROLHOS | BA | | | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DE BOA NOVA | PB | | | X | X |

| | | | | | |
|---|----|--|--|----------|----------|
| PARQUE NACIONAL DO MONTE PASCOAL | BA | | | X | |
| MONUMENTO NATURAL DOS CANIONS DO SUBAÉ | BA | | | X | |
| PARQUE ESTADUAL DO SÍTIO RANGEDOR | MA | | | | X |
| PARQUE ESTADUAL DO BACANGA | MA | | | | X |
| PARQUE ESTADUAL MATA DO PAU FERRO | PB | | | X | X |
| PARQUE ESTADUAL DO POETA E REPENTISTA JUVENAL DE OLIVEIRA | PB | | | | X |

APÊNDICE 2

Lista das Unidades de Conservação com potencial para reintrodução das quatro espécies ameaçadas de extinção da Caatinga analisadas neste estudo.

| Unidade de Conservação | UF | <i>Jacaranda rugosa</i> | <i>Griffinia gardneriana</i> | <i>Solanum jabrense</i> | <i>Aechmea werdermannii</i> |
|---|-----------|--------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU | PE | X | X | X | X |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE MURICI | AL | X | | | |
| RESERVA BIOLÓGICA DE PEDRA TALHADA | PB | X | | | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DOS MORROS DO CRAUNÃ E DO PADRE | AL | X | X | X | X |
| MONUMENTO NATURAL DO RIO SÃO FRANCISCO | PB | X | X | X | X |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA RASO DA CATARINA | PB | X | X | X | |
| MONUMENTO NATURAL CANIONS DO SUBAÉ | BA | X | | | |
| MONUMENTO NATURAL CACHOEIRA DO FERRO DOIDO | BA | X | X | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE DE BOA | BA | X | X | X | X |

| | | | | | |
|--|----|---|---|---|---|
| NOVA | | | | | |
| PARQUE NACIONAL DO ALTO CARIRI/ PARQUE ESTADUAL DO ALTO CARIRI | MG | X | | X | |
| PARQUE ESTADUAL DAS SETE PASSAGENS | BA | X | X | X | |
| RESERVA BIOLÓGICA DA MATA ESCURA | MG | X | | | |
| PARQUE NACIONAL DA SERRA DE ITABAIANA | PB | X | | | |
| PARQUE ESTADUAL DO MORRO DO CHAPÉU | BA | X | X | X | |
| PARQUE NACIONAL DA CHAPADA DIAMANTINA | BA | X | X | X | |
| MONUMENTO NATURAL PEDRA DO CACHORRO | PE | X | X | X | X |
| RESERVA BIOLÓGICA SERRA NEGRA | PE | | X | X | X |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA SERRA DA CANOA | PE | | X | X | X |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE TATU-BOLA | PE | | X | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE RIACHO PONTAL | PE | | X | X | |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO CASTANHÃO | CE | | X | | |

| | | | | | |
|--|----|--|----------|----------|--|
| PARQUE NACIONAL SERRA DAS CONFUSÕES | PI | | X | | |
| PARQUE ESTADUAL DA SERRA DOS MONTES ALTOS | BA | | X | X | |
| PARQUE ESTADUAL CAMINHOS DOS GERAIS | MG | | X | | |
| RESERVA BIOLÓGICA JAÍBA | MG | | X | | |
| ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO SERIDÓ | PB | | | X | |
| RESERVA BIOLÓGICA GUARIBAS | PB | | | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO CAMUCIM | PE | | | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO OUTEIRO DO PEDRO | PE | | | X | |
| REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE MATA DO URUCU | PE | | | X | |