



UNIVERSIDADE DO ESTADO DA BAHIA  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA II  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MODELAGEM E SIMULAÇÃO DE BIOSISTEMAS

**KAROLINE DE MENEZES REBELLO**

Modelagem da Distribuição Potencial de *Moquiniastrum*  
*oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Asteraceae: Gochnatieae) no Brasil

Alagoinhas, Bahia

2024

**KAROLINE DE MENEZES REBELLO**

Modelagem da Distribuição Potencial de *Moquiniastrum*  
*oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Asteraceae: Gochnatieae) no Brasil

Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade do Estado da Bahia, Curso de Modelagem e Simulação de Biosistemas, para a obtenção do título de Mestre em Modelagem e Simulação de Biosistemas.

Área de conhecimento: Interdisciplinar; Biologia da Conservação.

Linha de Pesquisa: Análise de Biosistemas.

Orientadora: Dra. Gracineide Selma Santos de Almeida

Co-Orientador: Dr. Gustavo Reis de Brito

Alagoinhas, Bahia

2024

Sistema de Bibliotecas da UNEB  
Biblioteca Carlos Drummond de Andrade – *Campus II*  
Manoela Ribeiro Vieira  
Bibliotecária - CRB 5/1768

R292m      Rebello, Karoline de Menezes  
Modelagem de Distribuição Potencial de *Moquiniastrium oligocephalum* no Brasil /  
Karoline de Menezes Rebello – Alagoinhas, 2024  
80f.:il

Orientadora: Profª Drª Gracineide Selma Santos de Almeida.  
Coorientador: Profª Drª Gustavo Reis de Brito

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra. Programa de Pós-Graduação em Modelagem e Simulação de Biosistemas. Mestrado em Modelagem e Simulação de Biosistemas – Alagoinhas, 2024.

I. Nicho ecológico – Modelagem 2. Conservação 3. Adequabilidade Ambiental I. Almeida, Gracineide Selma Santos de. II. Brito, Gustavo Reis de III. Universidade do Estado da Bahia – Departamento de Ciências Exatas e da Terra – Campus II. IV. TÍTULO

CDD – 574.5

## FOLHA DE APROVAÇÃO

"ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO DE MOQUINIASTRUM OLIGOCEPHALUM GARDNER G. SANCHO (ASTERACEAE: GOCHNATIEAE) NO BRASIL POR MEIO DA MODELAGEM DE NICHO ECOLÓGICO"

**KAROLINE DE MENEZES REBELLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem e Simulação de Biosistemas – PPGMSB, em 28 de fevereiro de 2024, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestra em Modelagem e Simulação de Biosistemas pela Universidade do Estado da Bahia, conforme avaliação da Banca Examinadora:

Professor(a) Dr.(a) GRACINEIDE SELMA SANTOS DE ALMEIDA  
UNEB  
Doutorado em Botânica  
Universidade Federal de Viçosa

Professor Dr. GUSTAVO REIS DE BRITO  
UNESP  
Doutorado em Biociências  
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Professor(a) Dr.(a) ELTÂMARA SOUZA DA CONCEIÇÃO  
UNEB  
Doutorado em Entomologia  
Universidade Federal de Viçosa

Professor(a) Dr.(a) MARLETE MOREIRA MENDES IVANOV  
UFPI  
Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais  
Universidade Federal do Piauí

## RESUMO

A Modelagem de Nicho Ecológico (MNE), que consiste em processos matemáticos e computacionais guiados por algoritmos que utilizam dados de ocorrência das espécies e variáveis ambientais, para traçar correlações entre distribuição e ambiente. Possui implicações fundamentais para o estudo da biodiversidade, tomada de decisão em conservação e para a compreensão dos requerimentos ecológicos das espécies. O uso de MNE pode auxiliar no entendimento dos padrões de distribuição das espécies de um bioma ou ecossistema em uma análise regional, além de possuir potencial de aplicação para outras espécies tropicais ainda pouco estudadas, sobretudo aquelas que estão sob pressão da atividade madeireira, a exemplo da espécie *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Asteraceae: Gochnatieae), espécie popularmente conhecida como candeia, no Nordeste brasileiro. Esta apresenta-se normalmente com hábito arbóreo, ginodióica, composta por capitulescências agrupadas em panículas reduzidas, axilares e pápus bisseriado. Este estudo teve como objetivo investigar a distribuição de *M. oligocephalum* para o Brasil, a partir da análise da adequabilidade ambiental para ocorrência da espécie, calculado a partir da MNE. A metodologia empregada para a geração de modelos de adequabilidade ambiental e análise da distribuição geográfica de *M. oligocephalum* foi satisfatória. A análise conjunta pautou-se no recorte de condições climáticas (*Worldclim*), combinado a pontos de ocorrência georreferenciadas, obtidos nos bancos de dados do GBIF e speciesLink. A validação estatística dos modelos foi baseada nas métricas da *Area Under the Curve* (AUC) e *True Skill Statistic* (TSS), com valores de 0,97 e 0,87, respectivamente. Os valores de contribuição das variáveis para os modelos foram calculados por meio da Importância Relativa das Variáveis, sendo consideradas as mais significativas: BIO1 - temperatura média anual (46.5%) e BIO4 - sazonalidade da temperatura (44.9%). A partir dos modelos gerados foi possível concluir que há maior adequabilidade (superior a 50%) para ambientes de Caatinga e Mata Atlântica nordestina no Brasil, principalmente nos estados de Bahia, Sergipe e Pernambuco. Podemos assim, considerar a região Nordeste como centro de dispersão da espécie, especialmente o estado da Bahia onde foi observada significativa adequabilidade ambiental na porção norte da costa leste do estado e baixa adequabilidade ambiental em áreas ao Sul e Oeste baiano. Para demais regiões brasileiras, resultados mostram reduzida adequabilidade ambiental, em relação ao Nordeste. Não foram encontrados registros nos bancos de dados da ocorrência da espécie nas regiões Centro Oeste e Sul do Brasil e há poucos registros da espécie para a região Sudeste.. Foi possível, a partir desse estudo, ampliar o conhecimento acerca da distribuição da espécie para fornecer subsídios para as ações de conservação no Brasil.

**Palavras chave:** Conservação; Modelagem de Nicho Ecológico; Adequabilidade Ambiental; MaxEnt

## ABSTRACT

Ecological Niche Modeling (ENM) encompasses mathematical and computational processes guided by algorithms that utilize species occurrence data and environmental variables to establish correlations between distribution and environmental factors. This approach has fundamental implications for the study of biodiversity, decision-making in conservation, and understanding the ecological requirements of species. The application of ENM can aid in comprehending the distribution patterns of species within a biome or ecosystem through regional analysis, and it holds potential for application to other poorly studied tropical species, particularly those under the pressure of logging activities, such as *Moquiniastrium oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Asteraceae: Gochnatieae), commonly known as candeia, in Northeast Brazil. This species typically exhibits an arboreal habit, is ginodioecious, and comprises capitula arranged in reduced axillary panicles, with a biseriate pappus. The objective of this study was to investigate the distribution of *Moquiniastrium oligocephalum* in Brazil by analyzing the environmental suitability for the occurrence of the species, calculated through ENM. The methodology employed for generating environmental suitability models and analyzing the geographical distribution of *Moquiniastrium oligocephalum* proved satisfactory. The joint analysis focused on climatic conditions (Worldclim), combined with georeferenced occurrence points obtained from databases such as GBIF and speciesLink. The statistical validation of the models was based on the metrics of Area Under the Curve (AUC) and True Skill Statistic (TSS), yielding values of 0.97 and 0.87, respectively. The contribution values of the variables to the models were calculated through Relative Variable Importance, with the most significant variables identified as BIO1 - annual mean temperature (46.5%) and BIO4 - temperature seasonality (44.9%). From the generated models, it was concluded that there is greater suitability (exceeding 50%) for environments in the Caatinga and Atlantic Forest of Northeast Brazil, particularly in the states of Bahia, Sergipe, and Pernambuco. Thus, we can consider the Northeast region as a center for the dispersal of the species, especially in the state of Bahia, where significant environmental suitability was observed in the northern portion of the eastern coast and low environmental suitability in the southern and western areas of the state. For other regions of Brazil, results indicate reduced environmental suitability compared to the Northeast. No records of the species were found in the occurrence databases for the Central-West and Southern regions of Brazil, and there are few records for the Southeastern region. This study has thus expanded knowledge regarding the distribution of the species, providing essential support for conservation efforts in Brazil.

**Keywords:** Conservation; Ecological Niche Modeling; Environmental Suitability; MaxEnt.

## SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 Geral	
2.2 Específicos	
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	
3.1. A família Asteraceae no Brasil e no mundo	5
3.2. Padrões de Distribuição de Espécies	10
3.3. Modelagem de Nicho Ecológico (MNE)	11
4. METODOLOGIA	
4.1. Área de estudo	16
4.2. Levantamento de dados de ocorrência da espécie	17
4.3. Variáveis ambientais	19
4.4. Modelagem de Nicho Ecológico (MNE)	21
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	
5.1. Distribuição geográfica de <i>Moquiniastrum oligocephalum</i> no Brasil	24
5.2. Modelagem de Nicho Ecológico de <i>Moquiniastrum oligocephalum</i> no Brasil	33
5.3. Áreas prioritárias para conservação da espécie no Brasil	39
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
7. REFERÊNCIAS	49

## 1. INTRODUÇÃO

Podemos considerar o conhecimento acerca da distribuição geográfica de espécies como fundamental para compreensão de determinantes ecológicos, evolutivos de padrões espaciais da biodiversidade, além de ser essencial para a conservação biológica (Ferreira, 2009). A complexidade dos sistemas biológicos segue uma série de parâmetros que permitem a sobrevivência e desenvolvimento dos seres vivos. Como exemplo, há os fatores abióticos como temperatura, umidade e altitude e estes juntamente com fatores bióticos, como migração, competição e dispersão, influenciam diretamente na distribuição dos organismos.

A fragmentação de habitat, mudanças provocadas pelo uso da terra e as mudanças climáticas ameaçam a existência e perpetuação das espécies em todo o mundo. É notável que, com a intensificação do aquecimento global, vários biomas ao redor da Terra já estão passando por transformações, dando indícios de mudanças que podem levar cada vez mais aos processos de desertificação e à ocorrência de eventos extremos como secas severas e chuvas intensas (Lacerda *et al.* 2016). Por outro lado, a necessidade crescente de proteção e restauração dos ecossistemas demandam novas tecnologias, que vem sendo aprimoradas e são capazes de relacionar características do meio ambiente com a ocorrência de espécies (Giannini *et al.*, 2012; Moreno-Fernández *et al.*, 2016), pois alterações ambientais têm colocado em risco especialmente a distribuição de espécies que compõem a flora do planeta.

O conhecimento sobre distribuição de espécies, especialmente vegetais, ainda é escasso no Brasil (Diniz - Filho *et al.*, 2013; Hortal *et al.*, 2014). Um desafios enfrentados refere-se à falta de conhecimento acerca da riqueza e distribuição geográfica de parte considerável das espécies. Porém, houveram grandes avanços rumo ao melhor entendimento das relações filogenéticas na família Asteraceae.

*Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho é uma espécie da família Asteraceae, de importância econômica, conhecida popularmente no Nordeste brasileiro como candeia ou candeeiro. Apresenta características de hábito normalmente arbóreo, ginodióica, composta por capitulescências agrupadas em panículas reduzidas, axilares, mais curtas que as folhas, raramente bracteadas, contendo flores de corola tubulosa, cor creme e pápus bisseriado (Flora e Funga do Brasil, 2023). Trata-se de uma espécie requisitada por seu potencial madeireiro, e este alarma a necessidade de maiores esforços

para proteção ambiental e evitar impactos da redução das populações vegetais, no nicho o qual pertence.

Mediante isso, é importante o investimento e reforço em medidas que viabilizam a conservação da biodiversidade, somando esforços para a manutenção de áreas prioritárias (Peterson *et al.*, 2011), ao atuar no processo de identificação de prováveis locais de ocorrência de espécies, no planejamento de ações de manejo e conservação (Funk e Richardson, 2002).

Uma medida cabível e que funciona como estratégia útil ao preenchimento de lacunas acerca do conhecimento produzido sobre a distribuição de espécies vegetais é a Modelagem de Nicho Ecológico (MNE). A MNE consiste em um conjunto de técnicas modernas que utiliza dados de diversas áreas do conhecimento, resultado da integração de conhecimentos biológicos e diversas tecnologias (Giannini *et al.*, 2011), para obter modelos baseados em aproximações matemáticas do nicho ecológico (Sillero *et al.*, 2021), permitindo discussões quanto a distribuição probabilística de uma ou mais espécies no ambiente.

O uso e a aplicação de modelos ecológicos relativos à distribuição de espécies tem aumentado. Com o crescimento da pesquisa científica na área da ecologia, o desenvolvimento computacional e a utilização de métodos baseados em sistemas de informações geográficas, as modelagens de distribuição de espécies ganharam destaque, principalmente pela disponibilidade de algoritmos para análises de dados, auxiliando ainda na compreensão dos requerimentos ecológicos das espécies. Isso resulta em implicações fundamentais para o estudo da biodiversidade e determinação de áreas prioritárias para conservação (Ferreira, 2009; Anderson, 2013).

A construção da MNE requer a utilização de variáveis ambientais em conjunto com informações georreferenciadas (Anderson *et al.*, 2003), além do uso de algoritmo que estima a relação entre esse dados e mapeia a adequação de habitat para representar condições requeridas (Franklin e Miller, 2010). Se trata de uma ferramenta muito útil para responder perguntas de Ecologia aplicada, Biogeografia e Conservação, devido as suas bases ecológicas e evolutivas (Guisan e Thuiller, 2005). Assim, oferecem respostas fundamentadas mediante aos desafios atuais de ameaças ambientais que muitas espécies têm enfrentado (Giannini, 2012), e são importantes em análises biológicas, particularmente em apoio a intervenções de conservação e manejo, pois informa por exemplo alguns requisitos ambientais da espécie e sua distribuição, demonstrada no

mapeamento, aspectos importantes em análises biológicas, particularmente em apoio a intervenções de conservação e manejo. Além disso, conhecer as espécies da flora e sua classificação de ameaça de extinção é imprescindível para embasar políticas de conservação.

No Brasil, uma das formas de proteção à flora ameaçada é a instituição das Unidades de Conservação (UC), fundamentadas com o objetivo de contribuir com a conservação das espécies e proteger a biodiversidade (Brasil, 2000). A identificação de áreas prioritárias para a conservação no Brasil, visa o reconhecimento daqueles locais ou regiões que possuem atributos naturais únicos, considerados críticos para a manutenção da biodiversidade regional (Brasil, 2004). A partir da elaboração do documento técnico de plano de manejo, por exemplo, é possível estabelecer o zoneamento e nortear as ações de uso dos recursos naturais das UCs (Brasil, 2000). No entanto a seleção de áreas prioritárias à conservação depende do conhecimento da biodiversidade que se deseja conservar.

Considerando estas informações, o presente estudo inédito foi desenvolvido com o intuito de apresentar dados referente a atualização de distribuição da espécie em território brasileiro. Os resultados promissores podem ser utilizados para o direcionamento de ações de conservação e manutenção de áreas prioritárias no Brasil, especialmente no estado da Bahia, estado com o maior número de registros de ocorrência da espécie.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Geral

Determinar a distribuição geográfica de *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho no Brasil, a partir dos registros de ocorrência e aplicação da técnica de Modelagem de Nicho Ecológico (MNE).

### 2.2 Específicos

Analisar a distribuição geográfica da espécie e variáveis bioclimáticas determinantes para ocorrência da espécie no Brasil;

Elaborar o mapa de distribuição geográfica da espécie no Brasil;

Gerar os modelos de Adequabilidade Ambiental a partir da Modelagem de Nicho Ecológico para análise de distribuição geográfica da espécie no Brasil;

Investigar e localizar possíveis áreas prioritárias para conservação da espécie no Brasil.

### 3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1. Família Asteraceae no Brasil e no mundo

Asteraceae Bercht. & J. Presl é uma das mais diversas famílias de Angiospermas (BFG, 2018). Constitui um grupo monofilético, composto por aproximadamente 25.000-30.000 espécies, agrupadas em cerca de 1.700 gêneros (Funk *et al.*, 2009). No Brasil, a família está agrupada em 327 gêneros e cerca de 2.208 espécies (Flora e Funga do Brasil, 2023). Bremer (1994) dividiu a família em três subfamílias e 17 tribos. Após a publicação de Funk *et al.* (2009) foi reconhecido uma classificação de Asteraceae, onde há 13 subfamílias e 44 tribos, o que representa cerca de 10% das plantas vasculares no mundo (Funk *et al.* 2009; Panero *et al.*, 2014).

Asteraceae caracteriza-se pela inflorescência em capítulo, com flores arrançadas em um receptáculo envolvido por brácteas. Os capítulos são formados por flores sésses, solitários no ápice do pedúnculo floral (escapo) ou, geralmente, por poucos a muitos capítulos em capitulescência cimoso, corimbiforme, espiciforme, paniculiforme, racemiforme, umbeliforme (Flora e Funga do Brasil, 2023). As anteras são sinânteras, com exposição secundária do grão de pólen e ovário ínfero bicarpelar, com um óvulo de placentação basal, que se desenvolve em uma cipsela, geralmente com pápus (Funk *et al.*, 2005, 2009; Roque e Bautista, 2008).

Apresenta ampla distribuição geográfica, estando presente em todos os continentes do mundo, com exceção da Antártida (Panero, 2008; Roque e Bautista, 2008). É mais abundante nas regiões temperadas e semiáridas dos trópicos e subtropicais, registrada com ocorrência em áreas de vegetação abertas de campos, de altitude e em florestas tropicais úmidas de baixa altitude (Funk *et al.*, 2009b; GBIF, 2023). Porém, mesmo com o considerável nível de informações sobre a biodiversidade brasileira, ainda existem lacunas que necessitam ser preenchidas, inclusive para colaborar com ações de conservação e aprimorar o entendimento das relações filogenéticas em Asteraceae (Funk *et al.*, 2009).

A eficiência na dispersão confere às Asteraceae extrema importância no conhecimento da recuperação de áreas degradadas, onde participam como pioneiras na colonização de ambientes degradados e na ocorrência em clareiras e bordas de mata (Heiden *et al.*, 2007). Distribuída em todos os biomas, a família ocorre no Brasil em formações vegetacionais de Cerrado, Campos, Mata Atlântica, Restinga, Caatinga, áreas de brejos e matas ciliares e florestas de altitude (Moura e Roque, 2016). Perdendo apenas para o Cerrado, dentre os domínios

fitogeográficos do país, a Mata Atlântica é o segundo mais rico em Asteraceae, com 187 gêneros e 961 espécies (Roque *et al.*, 2020).

Asteraceae apresenta-se com hábitos herbáceos subarborescentes, arbustivos ou arbóreos, geralmente terrestres, raro, epífitas ou aquáticas, algumas vezes suculentas. As espécies de Asteraceae são extremamente estudadas dos pontos de vista botânico, químico e farmacológico (Bremer, 1994; Funk *et al.*, 2009). Há pesquisas que relatam a presença de algumas atividades citotóxica, anti-inflamatórias (Funk *et al.*, 2009).

A família destaca-se mundialmente pela importância econômica, ornamental e medicinal. Devido a elevada diversidade química presentes e do grande potencial bioativo, um dos principais usos de espécies de Asteraceae é o emprego como fitoterápico na medicina popular (Funk *et al.*, 2009). Além disso, muitas plantas são alimentícias e o consumo e cultivo de folhas, caules, sementes para extração de óleo vegetal são conhecidos, a exemplo de *Helianthus annuus* L. (girassol); *Cynara scolymus* L., (alcachofra); e *Lactuca sativa* L., (alface). Outras espécies são consideradas plantas medicinais, como o adoçante, extraído de *Stevia rebaudiana*; pomadas (*Calendula officinalis* L., *Arnica montana* L.); chás, como a camomila (*Matricaria recutita* L.) (Panero e Funk, 2008; Moura e Roque, 2014). Entre as espécies de *Moquiniastrum*, são conhecidos estudos fitoquímicos com: *Moquiniastrum argentinum* (Cabrera) G. Sancho, *Moquiniastrum barrosoae* (Cabrera) G. Sancho, *Moquiniastrum blanchetianum* (DC.) G. Sancho, *Moquiniastrum haumanianum* (Cabrera) G. Sancho, *Moquiniastrum paniculatum* (Menos.) G. Sancho, *Moquiniastrum paniculatum* (Menos.) G. Sancho, *Moquiniastrum polymorphum* (Menos.) G. Sancho, *Moquiniastrum polymorphum* subsp. *floccosum* (Menos.) G. Sancho, *Moquiniastrum pulchrum* (Cabrera) G. Sancho, a partir dos quais foram descritos algumas dezenas de metabólitos especiais (Tamayose, 2019).

A produção de substâncias a partir da extração de compostos tem sido relatada para a família Asteraceae (Calabria *et al.*, 2007), a exemplo de classes de metabólitos especiais como flavonoides e terpenoides, sendo que as subclasses mais encontradas em Asteraceae são as flavonas e os flavonóis tendo sido relacionada ao sucesso evolutivo dos seus indivíduos (Funk, *et al.*, 2009; Tamayose, 2019). Os flavonoides apresentam de modo geral, uma grande importância ecológica para as plantas atuando como atraentes de polinizadores, dispersores de sementes e frutos, sinalizadores de interações planta-planta e planta-microrganismo, além de fornecerem proteção contra radiação UV (Funk *et al.*, 2009).

Conforme a pesquisa de Tamayose (2019), os procedimentos experimentais realizados com a espécie *M. oligocephalum* permitiram a identificação de 20 substâncias, extraídas a partir

de amostras coletadas em região do fitodomínio Caatinga, no município de Morro do Chapéu, na Bahia. Esse foi o primeiro relato do estudo de ceras epicuticulares em espécies de *Moquiniastrum*, especialmente em *M. oligocephalum*.

Nos últimos anos várias classificações foram propostas para as espécies da família. Asteraceae constitui um agrupamento facilmente reconhecido e claramente monofilético (Judd *et al.*, 2009). Estudos moleculares recentes propuseram arranjos para sua classificação (Moura e Roque, 2014). Assim, o advento da biologia molecular trouxe novas mudanças na circunscrição dos gêneros, tribos e subfamílias de Asteraceae, agora baseada em dados genéticos (Panero e Funk, 2008; Funk *et al.*, 2009).

Mesmo existindo significativos avanços no entendimento das relações filogenéticas atuais em Asteraceae, um dos grandes problemas enfrentados no Brasil se refere à falta de conhecimento acerca da distribuição geográfica de boa parte das espécies e falta de conhecimento (inventários) acerca da riqueza dos gêneros e espécies. Além disso, existe uma alta variação e complexidade morfológica (Roque *et al.*, 2016, 2017). Lacunas de informações dificultam a aplicação de ações conservacionistas e a conservação da espécie de interesse ser limitada apenas em áreas onde a mesma já tenha sido registrada (Moscoso, 2012).

A subfamília Gochnatioideae possui atualmente 103 espécies e é considerada uma das mais basais de Asteraceae e grupo-irmão de aproximadamente 96% das espécies da família (Panero e Funk, 2008; Sancho e Freire, 2009; Funk *et al.*, 2014). Muitos estudos morfológicos não resolveram a situação entre as seções do gênero *Gochnatia*, com finalidade de estabelecer relações genéricas e infra genéricas (Funk *et al.*, 2014). Freire, Katinas e Sancho (2002) publicaram uma análise morfológica das espécies de *Gochnatia* definidas por Cabrera (1971), denominado “complexo *Gochnatia*”.

Os gêneros de Gochnatioideae apresentam características de apêndice do conectivo apiculado, ramos do estilete redondos e dorsalmente glabros, sendo a apomorfia da tribo baseada nestes dois caracteres (Funk *et al.*, 2014). Segundo o mesmo autor, a partir de estudos filogenéticos com uso de evidências moleculares e morfologia, *Gochnatia* foi reduzida a aproximadamente 40 espécies.

Na década de 70, uma revisão das espécies da tribo Gochnatinae levou a redefinição do gênero *Gochnatia*, na classificação o gênero agrupava 70 espécies em seis seções, com uma delas denominada *Moquiniastrum*. Estudos recentes de filogenia molecular apresentaram que as espécies da seção *Moquiniastrum* eram muito próximas entre si e, diferentes das demais espécies

do gênero, o que determinou a sua elevação ao nível de gênero (Cabrera e Klein, 1973; Sancho, Funk e Roque, 2013).

Inicialmente a tribo era composta por quatro gêneros: *Cnicothamnus* Griseb. (1874), *Cyclolepis* Gilles ex D. Don (1832), *Gochnatia* Kunth (1818) e *Richterago* Kuntze (1891). Atualmente, os gêneros incluídos em Gochnatieae variam em sua morfologia e habitat: *Gochnatia*, *Pentaphragus*, *Anastraphia*, *Moquiniastrum*, *Richterago*, *Cnicothamnus* (grupo-irmão do clado *Moquiniastrum* + *Richterago*) e *Cyclolepis*. Na filogenia da subfamília Gochnatioideae, os gêneros *Moquiniastrum* e *Richterago* são considerados grupos-irmãos com suporte estatístico (Funk *et al.*, 2014).

Um estudo filogenético de Gochnatieae por Funk *et al.* (2014) incluiu mais de 60% das espécies da tribo (representadas por 112 amostras) e amostraram seis marcadores moleculares para filogenética comparativa. Este esforço confirmou a monofilia e a posição filogenética de Gochnatieae, que atualmente conta com sete gêneros, incluindo o gênero *Moquiniastrum* (Cabrera) G. Sancho e cerca de 80 espécies, com distribuição geográfica restrita ao continente Americano (Funk *et al.*, 2014; Roque *et al.*, 2016; Flora e Funga do Brasil 2024).

Na classificação atual, o gênero é monofilético e apresenta diferenças com *Gochnatia*, tais como a ginodioicicia; indumento com tricomas 2-5-ramosos e capitulescência geralmente paniculiforme, corola actinomórfica profundamente lobada, pápus 2–3-seriado e sinflorescência usualmente paniculiforme (Sancho, Funk e Roque, 2013; Freitas, 2014). A complexidade sexual de *Moquiniastrum* é singular, suas espécies são classificadas essencialmente em cinco grupos de acordo com a sexualidade das flores: ginomonoicas, ginodioicas, homógamos, hermafroditas, polígamas (Sancho, 2000). Ainda segundo a autora Gisele Sancho, o gênero é o único que apresenta flores funcionalmente femininas, devido à presença de anteras rudimentares (estaminódios), sendo considerado um modelo para se estudar evolução do sistema sexual de plantas.

A distribuição ancestral de *Moquiniastrum* (Cabrera) G. Sancho corresponde a uma grande área que compreende o leste da América do Sul e os atuais Andes centrais, cerca de 32 milhões de anos (Gostel *et al.*, 2022). O gênero não é endêmico para o Brasil, também na Argentina, Bolívia, Peru, Venezuela e Uruguai. Em sua distribuição mundial, *Moquiniastrum* é constituída por 22 espécies, sendo que 20 espécies ocorrem no leste do Brasil (Flora do Brasil, 2024), incluindo a nova espécie *Moquiniastrum glabrum* Roque, Neves & A. Teles (Roque *et al.*, 2019).

No Brasil, ocorrem os gêneros *Moquiniastrum* e *Richterago* (Funk *et al.*, 2014). A publicação de Sancho, Funk e Roque (2013) forneceu um rearranjo nomenclatural, ao segregar *Moquiniastrum* e elevá-lo à categoria de gênero (Freitas, 2014). Encontra-se distribuído nos domínios fitogeográficos do Cerrado (Minas Gerais, Bahia, Goiás, Paraná, São Paulo), Pampa (Rio Grande do Sul) e também em regiões de Mata Atlântica (do Nordeste ao Sul do país) (Sancho *et al.*, 2013, 2014; Flora do Brasil, 2023).

Das 20 espécies do gênero *Moquiniastrum* que ocorrem no Brasil, nove ocorrem no estado da Bahia: *Moquiniastrum barrosoae* (Cabrera) G. Sancho, *Moquiniastrum blanchetianum* (DC.) G. Sancho, *Moquiniastrum densicephalum* (Cabrera) G. Sancho, *Moquiniastrum floribundum* (Cabrera) G. Sancho, *Moquiniastrum paniculatum* (Less) G. Sancho, *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho, *Moquiniastrum discolor* (Baker) G. Sancho, *Moquiniastrum glabrum* Roque, Neves & A.Teles, incluindo *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Sancho *et al.*, 2013, 2014; Roque, 2019; *Specieslink*, 2024).

*Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho, popularmente conhecida no nordeste brasileiro como candeia, é morfológicamente bem definida dentro do grupo homogêneo a qual pertence. A espécie distingue-se pelo hábito normalmente arbóreo, ramos tomentosos; folhas discolores com tricomas ramificados; capitulescência paniculiforme, flores tubulosas e por serem ginodióicas (Bremer, 1994; Sancho, 2013; Freitas, 2014; Roque *et al.*, 2019; Flora do Brasil, 2023). Segundo Sancho, Funk e Roque (2013), a espécie possui importantes centros de dispersão no Brasil e o gênero ocorre também, segundo Flora e Funga do Brasil (2023) nos seguintes países: Argentina, Uruguai, Bolívia, Paraguai, Peru, Venezuela.

*M. oligocephalum* tem sido cada vez mais requisitada pelo seu potencial madeireiro, e devido ao extrativismo vegetal recorrente, sua população tende a ser reduzida ainda mais, especialmente em zonas de Mata Atlântica no nordeste brasileiro, onde há ameaça de extinção atual de populações locais. No Nordeste brasileiro, este fitodomínio apresenta diversas fisionomias e segundo Tabarelli *et al.* (2006), mais de 46% dos remanescentes de Mata Atlântica mapeados estão localizados no estado da Bahia. No entanto, mais trabalhos necessitam ser realizados para que seja ampliado o esforço amostral, a fim de que seja possível a recuperação de áreas e de maior fomento a conservação florística. Espécies lenhosas, como *M. oligocephalum*, são especialmente importantes nas regiões semiáridas para a proteção contra desertificação e resiliência às mudanças climáticas (FAO, 2016).

### 3.2. Padrões de Distribuição de Espécies

A distribuição dos organismos nos diferentes ambientes da Terra demonstra parte da história dos eventos geológicos, ecológicos e evolutivos que passaram em conjunto. De modo geral, sabe-se que a distribuição geográfica de espécies resulta de relações ecológicas complexas envolvendo: o tipo de solo, microclima, macroclima, altitude, tectônica de placas, estreitamento/alargamento do leito de um rio, glaciações, fisionomias vegetacionais, clima, umidade, correntes marinhas, salinidade, precipitação e duração do dia, disponibilidade de alimento, além de capacidade de dispersão dos organismos e a influência de fatores geográficos e climáticos como a latitude, altitude, correntes marítimas e massas de ar (Brown e Lemolino, 2006; Soberón, 2010). Além de capacidade de dispersão, interações entre espécies (fatores bióticos) e impactos antrópicos (Morellato *et al.*, 2000; Pearson, 2006; Soberón, 2010; Wisz *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2017).

Estudos envolvendo síndromes de dispersão, por exemplo, têm sido levados em conta para o entendimento de padrões biogeográficos, pois estão relacionados diretamente com a distribuição das espécies (Diniz-Filho *et al.* 2009). Ecólogos e biogeógrafos têm se empenhado ao longo dos anos, na tentativa de entender os processos envolvidos na geração e manutenção do padrão atual de distribuição da biodiversidade (Hutchinson, 1959; Diniz-Filho *et al.* 2009).

Alguns autores ressaltam em especial que a distribuição da maioria das espécies de plantas, seja controlada principalmente por fatores climáticos como temperatura e precipitação (Bañuelos *et al.*, 2004; Kendal *et al.*, 2012). Em se tratando de florestas neotropicais, de acordo com Gentry (1983), esses ambientes apresentam padrões na composição taxonômica e diversidade e na ecologia de dispersão de espécies.

Segundo (Neves *et al.*, 2015 e Queiroz *et al.*, 2017), variações em precipitação e temperatura podem levar a mudanças significativas na composição de espécies e nas estratégias ecológicas (Santiago *et al.*, 2016). Antonelli (2017) resalta que o clima influencia nos padrões de distribuição de espécies, devido a suas variações, de modo que diferentes cenários podem surgir em períodos distintos, no mesmo ambiente. Assim, as relações bióticas e abióticas influenciam de forma determinante na distribuição geográfica de espécies (Morellato *et al.*, 2000; Soberón, 2010), e naturalmente ocorrem variações temporais nas taxas de especiação, extinção e migração (Condamine *et al.*, 2018).

O Brasil possui grande diversidade biológica (Mittermeier *et al.*, 1998) e há uma ampla diversidade de fatores ambientais que operam em intensidades e escalas diferentes, ajustando os limites de ocorrência dos organismos. O Nordeste brasileiro contém variados domínios

morfoclimáticos, ricos em ecossistemas (Ab'Sáber 1971, 1977). A floresta costeira se estabelece em uma estreita faixa ao longo da costa atlântica. Essa floresta abrange dois tipos vegetacionais principais: Floresta Ombrófila Densa (mais próxima da costa) e a Floresta Semidecidual, a qual forma um estreito cinturão de floresta mais seca no interior do continente (Veloso *et al.*, 1991).

O grau de endemismo segundo Gentry (1986), é um importante critério utilizado para seleção de áreas prioritárias para conservação e assim, o diagnóstico de prováveis endemismos e informações sobre a distribuição geográfica de espécies vegetais, contribuem ao fomento à programas de identificação, diagnóstico e possível recuperação de áreas consideradas prioritárias à conservação. Diniz - Filho *et al.* (2009), aponta que conhecer padrões de diversidade em grandes escalas e processos envolvidos em sua origem e manutenção sejam importantes para estabelecer programas mais eficientes de conservação da biodiversidade. Moscoso (2012), reforça que o conhecimento acerca da distribuição das espécies vegetais seja essencial para planejamento de manejo e conservação da biodiversidade. Já Funk e Richardson (2002) afirmam que compreender os padrões de biodiversidade pode ser a chave para conservar o restante das espécies existentes, especialmente em áreas tropicais.

Existem ainda muitas espécies para serem descritas e catalogadas, sendo que o conhecimento sobre a identidade e distribuição de espécies ainda se encontra em desenvolvimento, havendo lacunas de conhecimento no estudo d biodiversidade (Cardoso *et al.*, 2011; Hortal *et al.*, 2014). Mediante a isso, uma das estratégias que podem auxiliar no preenchimento destas lacunas, é estimar a distribuição geográfica de espécies e caracterizar condições ambientais favoráveis para a ocorrência de espécies, possivelmente localizando e identificando como determinados ambientes adequados a sobrevivência de organismos em estudo, estão distribuídos no espaço (Pearson, 2007).

### 3.3. Modelagem de Nicho Ecológico (MNE)

A modelagem de nicho ecológico é definida como a inferência da distribuição geográfica de um ou mais organismos, por meio de métodos ou algoritmos (Guisan e Zimmermann, 2000; Peterson e Soberón, 2012). Conforme a pesquisa de Siqueira (2005), baseado em dados biológicos (i. e. pontos de ocorrência de espécies) e dados ambientais (i. e. mapas temáticos), algoritmos podem ser aplicados em processos de modelagem de distribuição geográfica, com o objetivo de modelar o nicho fundamental e estimar prováveis áreas de ocorrência de espécies. Para isto, combinam os dados de ocorrência da espécie com as variáveis ambientais destes locais,

buscando identificar áreas com condições ambientais adequadas para a sobrevivência da população (Elith e Leathwick 2009; Pearson, 2007; Thuiller, 2007).

Grinnell (1917) descreveu o ambiente ocupado pela ave *Toxostoma redivivum*, caracterizando como nicho as condições ambientais que permitiam sua sobrevivência. No caso do conceito de nicho “grinneliano” não são consideradas interações entre os seres vivos ou influência de recursos ambientais, pois foca na abrangência de variáveis e no conjunto de componentes abióticos de ampla escala, que permitem a existência das espécies (Soberón, 2007). Baseado no conceito de nicho de Grinnell (1917), as áreas indicadas na modelagem são de habitat e locais satisfatórios para a ocorrência de espécies (Phillips, 2008).

Já o autor Hutchinson (1957) definiu nicho como sendo um espaço multidimensional, dentro do qual existem diversos eixos que representavam as diferentes variáveis ambientais, tanto físicas quanto biológicas, que permitem a sobrevivência de uma dada espécie e limitam sua abundância e distribuição, a exemplo de fatores limitantes como luminosidade, temperatura e recursos alimentares. O conceito proposto Hutchinson considera o conceito de nicho ecológico fundamental, ou seja, aquele que a espécie pode ocupar e engloba todas as condições e recursos que permitem uma determinada espécie existir e reproduzir-se na ausência de outras espécies.

Autores como Soberón e Peterson (2005) citam que os modelos de nicho proporcionam uma aproximação ao nicho fundamental da espécie, enquanto outros defendem que a modelagem seja a representação espacial do nicho efetivo (Guisan e Zimmermann, 2000; Pearson e Dawson, 2003). Soberón e Peterson (2005) acrescentaram em seus estudos a capacidade de dispersão na interpretação de modelos e criaram o diagrama *Biotic, Abiotic and Movements* (BAM).

A projeção das previsões dos modelos sobre o espaço geográfico resulta nos mapas de adequabilidade ambiental (Sillero, 2011), que indicam numa escala numérica contínua, a semelhança dos ambientes mapeados com aqueles onde a espécie em estudo está presente dentro do domínio das variáveis bioclimáticas preditoras usadas na modelagem. Assim, os modelos de Nicho ecológico consistem em uma aproximação simplificada de processos complexos e partem do princípio de que as variáveis ambientais da área de estudo representam uma aproximação ambiental do nicho de determinada espécie (Phillips *et al.*, 2006).

De acordo com Guisan e Thuiller (2005), o interesse na computação para estudar a influência das variáveis ambientais nas distribuições de espécies concentrou-se, principalmente, nas décadas de 1970, 1980 e 1990. Oferece respostas rápidas e fundamentadas para as ameaças que as espécies têm enfrentado (Sillero, 2011; Giannini, 2012), tendo sido utilizada em análises

de distribuição de espécies, fornecendo informações sobre ecossistemas e biomas (Lima-Barreto, 2015; Sobral-Souza, 2018), atrelada a estudos biogeográficos (Siqueira e Durigan, 2007); conservação de espécies (Engler, Guisan e Rechsteiner, 2004) e no auxílio na determinação de áreas prioritárias para conservação (Chen, 2009).

Dados de ocorrência de espécies têm sido disponibilizados pela comunidade científica nos últimos anos (Trainor *et al.*, 2014). Essas ações ocorreram a partir de iniciativas internacionais que visavam, principalmente, a padronização, compartilhamento e disponibilização de dados primários de coleções biológicas, museus e herbários (Graham *et al.*, 2004), dentre elas o banco de dados sobre informações taxonômicas *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), cujo objetivo primário é o de tornar disponíveis os dados sobre biodiversidade. No Brasil, foi criada no ano de 2002 a rede *speciesLink*, com o objetivo geral de disponibilizar dados sobre a biodiversidade brasileira.

Inicialmente, além da obtenção dos dados de ocorrência das espécies e recorte da área de estudo, considerando os parâmetros ambientais e a biologia da espécie para as análises estatísticas, é necessário realizar seleção de variáveis bioclimáticas e de um ou mais algoritmos para traçar as potenciais correlações entre ambiente e distribuição. Phillips (2008) discute que em termos estatísticos o resultado da modelagem indica se um local é satisfatório para a ocorrência de uma espécie e não exatamente se ele está sendo ocupado. Assim, a probabilidade de ocorrência da espécie pode ser estimada.

Metodologias com uso de algoritmos computacionais geralmente são aplicadas para representar dados primários, de ocorrência de espécies de interesse, em mapas de distribuição, indicando assim, a provável presença ou ausência (Araújo e Guisan, 2006). Estes buscam estabelecer relações não aleatórias entre os dados de ocorrência com variáveis ambientais relevantes para as espécies estudadas, como temperatura, precipitação e topografia.

A validação estatística de modelos faz uso de técnicas diversas para avaliar a performance dos algoritmos e a capacidade preditiva dos modelos treinados. Das metodologias apresentadas na literatura, as métricas de *Area Under the Curve* (AUC) e *True Skill Statistics* (TSS) (Thuiller *et al.*, 2009) são as mais utilizadas na validação estatística de MDEs e MNEs. Quanto mais próximo de 1,0 o valor de AUC, melhor o desempenho do modelo (Phillips *et al.*, 2006; Merow *et al.*, 2013).

Em relação a procedimentos de modelagem, entre os elementos importantes para garantir a qualidade da modelagem final estão a definição adequada da resolução de camadas ambientais; precisão dos pontos de ocorrência; as características do terreno e da espécie (Elith e Leathwick,

2009); e o tamanho da área geográfica a ser analisada (Chapman *et al.*, 2005). Segundo Hernandez (2006) a influência do tamanho amostral demonstra a necessidade de melhor definir um conjunto de dados, baseado no conhecimento da biologia da espécie e performance do algoritmo utilizado para modelá-la.

O MaxEnt é um algoritmo capaz de estimar a probabilidade de ocorrência da espécie, utilizando procedimento de otimização baseado no princípio da máxima entropia, assim relaciona a presença das espécies com as características dos ambientes (Phillips, 2006) com base no conceito de entropia de Shannon), seguindo o proposto por Phillips; Anderson; Schapire (2006), Steven *et al.*, (2019) e Dai *et al.* (2022). Este algoritmo apresenta uma interface de simples utilização e apresenta normalmente bom desempenho, necessitando de apenas de dados de presença (Wisz *et al.* 2008). Consiste em uma das ferramentas mais populares para a modelagem de distribuição de espécies (Merow *et al.*, 2013) e tem se mostrado mais eficaz do que outros programas ao processar conjuntos de dados pequenos (Elith *et al.*, 2006).

Técnicas de análise ambiental, com o uso de Maxent, podem indicar condições ambientais semelhantes àquelas onde a espécie foi encontrada, representadas na escala de mapa de adequabilidade ambiental. Assim, a distribuição de ocorrências no espaço geográfico pode então ser estimada, a partir das variáveis ambientais relacionadas tanto aos dados de presença quanto à paisagem (Lima-Ribeiro e Diniz-Filho, 2012). O modelo gerado para uma dada espécie é uma superfície contínua de valores compreendidos entre zero e 100, onde altos valores indicam uma maior probabilidade de encontrar a espécie em estudo na região (Guisan e Zimmermann, 2000). A execução do algoritmo considera que a probabilidade de distribuição da espécie seja uniforme dentro da área de estudo (*background*) (Elith *et al.*, 2006)

Segundo Carvalho *et al.* (2019), o desempenho de cada algoritmo está relacionado tanto ao tipo de distribuição da espécie modelada, como também pode ser constatado em estudos anteriores por Araújo (2006); Elith *et al.* (2006) e Pearson *et al.* (2006). A escolha do algoritmo portanto, deve ser baseada na pergunta do estudo e na disponibilidade de dados de ocorrência, não havendo um consenso sobre o algoritmo a melhor a ser utilizado uma vez que a escolha deverá ser considerada caso a caso (Ginannini, *et al.*, 2012).

Existem diversos tipos de algoritmos de modelagem, cujo critério de classificação está na forma que processam os dados. Devido à complexidade do processo, concernente à previsões confiáveis, diferentes abordagens de algoritmos e métodos têm sido aplicados, como: algoritmos do tipo envelopes bioclimáticos, como o BIOCLIM (Busby, 1991); os de ajustes estatístico, como o *Generalized Linear Model* – GLM (modelos lineares generalizados) (Wiley & Sons,

2006) e *Generalized Additive Model* – GAM (modelos aditivos generalizados); há também os de aprendizagem de máquina (redes neurais artificiais) – RNA; *support vector machine* – SVM, árvores de decisão – CART, *random forest* – RF e entropia máxima – MAXENT), conforme observado nos trabalhos de (Phillips *et al.*, 2006; Paglia *et al.*, 2012; Merow *et al.*, 2014; Araújo, 2016; Cerdeira *et al.* 2018).

O entendimento dos padrões de distribuição das espécies é fundamental para a conservação da diversidade biológica (Ferreira, 2009). Assim, trabalhos de distribuição de espécie realizados com uso de Modelagem de Nicho Ecológico, são relevantes para análises biológicas, por contribuir em ações de conservação e manejo, auxiliando na tomada de decisões que visem a manutenção e reabilitação da biodiversidade em diversas.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1. Área de estudo

O território brasileiro foi a área de estudo considerada, tendo sido dado destaque para região Nordeste, especialmente o estado da Bahia, para o qual foi realizada uma projeção da modelagem após análise de dados da distribuição da espécie *Moquiniastrum oligocephalum*. Para a produção dos mapas de distribuição geográfica da espécie, foram consideradas duas localidades: todo o território brasileiro e o estado da Bahia, uma vez que este é o estado com o maior número de registros de ocorrência da espécie em relação aos demais. Assim, as coordenadas geográficas dos pontos de ocorrência da espécie foram importadas no *software* QGIS (QGIS, 2023) e sobrepostos ao mapa geográfico do Brasil (IBGE, 2019) para melhor visualização e análise da distribuição espacial da espécie no território brasileiro.

Considerado o maior país da América do Sul e em biodiversidade do planeta, com variedade de biomas terrestres (Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal) (Flora e Funga do Brasil, 2023), o Brasil possui clima predominantemente tropical (PNUD, 2020) e fatores como superfície, o relevo e a amplitude tanto latitudinal quanto longitudinal resultam em variações climáticas significativas por todo território brasileiro (Larousse, 2013). Afloramentos rochosos são encontrados em vários domínios climáticos, ocorrem principalmente na região Nordeste, porção leste do país, tanto no semiárido como no domínio Mata Atlântica (Araújo *et al.*, 2008).

No Nordeste brasileiro é possível encontrar algumas mesorregiões geográficas muito particulares, cujos climas mudam do superúmido das zonas litorâneas ao clima seco do sertão, na região conhecida como o Semiárido Nordestino (Zanella, 2014). O Nordeste brasileiro é banhado, ao Norte e a Leste, pelo oceano Atlântico. Devido à sua grande extensão e localização (48° 05' W - 35° 02' W e 1° S - 18° 05' S), sofre a influência de vários sistemas atmosféricos, dentre os quais se destacam a zona de convergência intertropical, ondas de leste, frentes frias, brisas marítimas (Roucou *et al.*, 1996). O domínio fitogeográfico da Mata Atlântica cobre cerca de 15% do território brasileiro e está distribuído ao longo de todo o litoral, desde o norte do estado do Piauí até o sul do estado do Rio Grande do Sul, juntamente com áreas isoladas em Goiás, Mato Grosso e Minas Gerais (SOS Mata Atlântica, 2018). A Mata Atlântica vem sofrendo forte intervenção humana, normalmente associada à exploração massiva de seus recursos naturais (Stehmann *et al.*, 2009). A proximidade da costa propicia à Mata Atlântica

uma constante umidade vinda do oceano, e um regime pluviométrico importante para a manutenção de boa parte dos mananciais hídricos do Brasil. O fitodomínio geográfico da Caatinga é o único genuinamente do Nordeste brasileiro e ocupa uma área equivalente a 11% do território nacional (IBGE, 2019), estendendo-se sobre bases sedimentares, montanhas e platôs (IBGE, 1985). A vegetação é marcada por sazonalidade e baixos índices de precipitação pluviométrica (Sampaio, 1995; Rodal e Melo 1999), compondo um mosaico de paisagens de elevada diversidade florística (Sampaio *et al.*, 2002). Já em relação ao domínio fitogeográfico do Cerrado, este pode ser caracterizado como vegetação savânica brasileira, e já representou cerca de 23% do território nacional, menor apenas que o domínio amazônico (Ratter *et al.*, 1997). Ocupa cerca de 25% do território nacional (IBGE, 2019) e está presente em todas as Regiões brasileiras. O Cerrado apresenta paisagens compondo um mosaico de fitofisionomias, determinadas por diferentes tipos de solos, condições climáticas e características do regime de queimadas de cada local (Ratter *et al.*, 2003; Durigan *et al.*, 2003a.; Ribeiro e Walter, 2008) sendo que apenas reduzidas áreas do Cerrado estão legalmente protegidas (Bianchi e Haig, 2013).

#### 4.2. Levantamento de dados de ocorrência da espécie

*Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho é uma espécie da família Asteraceae, de importância econômica, conhecida popularmente no Nordeste brasileiro como candeia ou candeeiro. A espécie distingue-se pelo hábito normalmente arbóreo, ramos tomentosos; folhas discolores com tricomas ramificados; capitulescência paniculiforme, flores tubulosas e por serem ginodióicas (Roque *et al.*, 2019; Flora do Brasil, 2023). Segundo Sancho, Funk e Roque (2013), a espécie possui importantes centros de dispersão no Brasil e o gênero ocorre também, nos seguintes países: Argentina, Uruguai, Bolívia, Paraguai, Peru, Venezuela.

A construção de um Modelo de Nicho Ecológico requer a utilização de variáveis ambientais, em conjunto com informações georreferenciadas, referentes à presença da espécie na área de estudo (Soberón, 2010). Assim, na primeira etapa, foi realizada a devida filtragem prévia a partir de bases de dados de ocorrência, tendo sido considerado apenas dados georreferenciados (i.e. ocorrências completas com registro de latitude e longitude).

Em relação aos dados de registros de presença global e regional da ocorrência de *Moquiniastrum oligocephalum*, estes foram obtidos em bancos de dados *online* como o *SpeciesLink* ([www.specieslink.net](http://www.specieslink.net)) e no *Global Biodiversity Information Facility* - GBIF

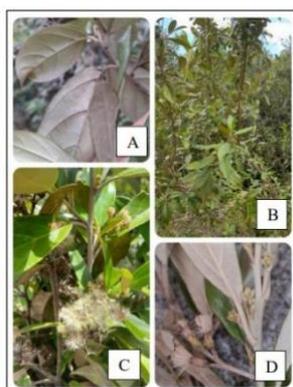
([www.gbif.org](http://www.gbif.org)) na forma de coordenadas geográficas. Os registros de presença foram conferidos um a um e na sequência, removidos aqueles repetidos e espacialmente correlacionados para preparação de planilha. As ocorrências da espécie foram processadas com o pacote *tidyverse* (Wickham; RStudio, 2023) para remoção de duplicatas, coordenadas erradas e/ou faltantes, além de ocorrências sem dados de localização. Todos os procedimentos foram realizados em ambiente R 4.3.0 (R Core Team, 2023). Os dados relativos à distribuição geográfica e domínios fitogeográficos brasileiros de *M. oligocephalum* foram consultados no website da Flora e Funga do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/>).

A partir da consulta realizada de ocorrência da espécie em estudo, nas bases de dados, foi obtido um total de 952 pontos de ocorrência. Assim, inicialmente a matriz de ocorrência foi filtrada para o território brasileiro, resultando em 482 pontos selecionados. Posteriormente, foram realizados os procedimentos de limpeza dos dados para construir a matriz de ocorrência definitiva para modelagem, a qual apresentou 173 pontos únicos de presença para *M. oligocephalum*, estruturada em um arquivo separado por vírgulas (CSV, em inglês).

O espaçamento geográfico para remoção do viés espacial de amostragem foi realizado por meio do pacote *spThin* (Aiello-Lammens *et al.*, 2015), considerando um raio de 10 km no entorno de cada ocorrência, sendo esse processo replicado 100 vezes pelo algoritmo de seleção do melhor conjunto amostral.

O material testemunho de *M. oligocephalum* foi devidamente coletado em ambiente de Mata Atlântica, no complexo vegetacional da UNEB/EBDA, Campus II da Universidade Estadual da Bahia, no município de Alagoinhas, Bahia, Brasil (Figura 01). O material foi herborizado conforme técnicas usuais de botânica (Mori *et al.*, 1989) e incorporado ao acervo do Herbário da Universidade do Estado da Bahia (HUNEB).

**Figura 1** - Material testemunho de *Moquiniastrum oligocephalum*, *in situ* no Complexo EBDA/UNEB, Trilha do Professor, Alagoinhas, Bahia (Março, 2023). Legenda: A - Detalhe das folhas esbranquiçada, discolor; B - Hábito arbustivo de *Moquiniastrum oligocephalum*, *in situ*. C e D - Capitulescência



Fonte: Autoral, 2023.

### 4.3. Variáveis ambientais bioclimáticas

Para realizar os procedimentos de modelagem, as variáveis foram recortadas afim de que seja considerado a área de estudo, e seguindo a metodologia de Austin (2007), refere-se ao tamanho da unidade de amostragem em que os dados de ocorrência são registrados. Assim, as variáveis ambientais bioclimáticas foram recortadas para a área específica de malha correspondente ao território do Brasil.

Foi utilizado um conjunto de 19 variáveis ambientais bioclimáticas, extraídas em formato *tif*, a partir da base de dados do *Global Climate Data - Worldclim* (<http://www.worldclim.org/>), em sua versão 2.1 (Fick e Hijmans, 2017). Considerando recomendações de Chapman *et al.* (2005) e Phillips, Anderson e Schapire (2006), foram selecionadas variáveis bioclimáticas (Quadro 01) compostas pela temperatura, precipitação, isotermalidade, sazonalidade da temperatura, precipitação do mês mais seco e sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação) e outras derivadas dessas, relevantes para estudos de distribuição espacial dos organismos vivos (Hijmans *et al.*, 2005) e amplamente utilizadas em trabalhos de Modelagem de Distribuição de Espécies (Giannini *et al.* 2012; Peterson e Soberón, 2012) e para trabalhos de Modelagem de Nicho Ecológico e de Adequabilidade Ambiental. Para os dados climáticos (i.e. temperatura e precipitação) o valor do *pixel* representa o valor da variável naquela área.

**Quadro 1** - Identificadores e descrição das variáveis bioclimáticas

Códigos	Variáveis
BIO <sub>1</sub>	Temperatura média anual
BIO <sub>2</sub>	Variação média diurna (média mensal - temp. máx. e temp. mín.)
BIO <sub>3</sub>	Isotermalidade (BIO <sub>2</sub> /BIO <sub>7</sub> ) (*100)
BIO <sub>4</sub>	Sazonalidade da temperatura (desvio-padrão*100)
BIO <sub>5</sub>	Temperatura máxima no mês mais quente
BIO <sub>6</sub>	Temperatura mínima no mês mais frio
BIO <sub>7</sub>	Variação anual de temperatura (BIO <sub>5</sub> -BIO <sub>6</sub> )
BIO <sub>8</sub>	Temperatura média no quarto mais úmido

BIO <sub>9</sub>	Temperatura média no quarto mais seco
BIO <sub>10</sub>	Temperatura média no quarto mais quente
BIO <sub>11</sub>	Temperatura média no quarto mais frio
BIO <sub>12</sub>	Precipitação anual
BIO <sub>13</sub>	Precipitação no mês mais úmido
BIO <sub>14</sub>	Precipitação no mês mais seco
BIO <sub>15</sub>	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)
BIO <sub>16</sub>	Precipitação no quarto mais úmido
BIO <sub>17</sub>	Precipitação no quarto mais seco
BIO <sub>18</sub>	Precipitação no quarto mais quente
BIO <sub>19</sub>	Precipitação no quarto mais frio

Fonte: *WorldClim*, 2020.

Apesar do conjunto de variáveis bioclimáticas conter 19 variáveis (Quadro 1), foi realizado um processo de análise de correlação, anterior aos procedimentos de modelagem, dada a necessidade de reduzir efeitos de colinearidade no modelo final. Para seleção do conjunto de variáveis a ser utilizado, foi aplicada a técnica do Fator de Inflação da Variância (VIF, em inglês) com fator de corte 10; as variáveis com valores de VIF inferiores ou iguais a esse valor foram classificadas com menor grau de correlação dentro do conjunto, descartando aquelas com VIF superior a 10. Deste modo, por meio do cálculo do VIF, as variáveis com menor grau de colinearidade no conjunto foram selecionadas (Warren *et al.*, 2014; Naimi e Araújo, 2016; Lima e Marchioro, 2021).

A partir da análise dos valores de VIF, foram selecionadas as variáveis com menor nível de colinearidade para o processo de modelagem (Naimi e Araújo, 2016): BIO3 (Isotermalidade); BIO4 (Sazonalidade de temperatura); BIO7 (Variação anual de temperatura); BIO8 (Temperatura média no quarto mais úmido); BIO9 (Temperatura média no quarto mais seco); BIO15 (Sazonalidade da precipitação); BIO17 (Precipitação no quarto mais seco); BIO18

(Precipitação no quarto mais quente) e BIO19 (Precipitação no quarto mais frio), considerando a inclusão manual de BIO1 (Temperatura média anual) e BIO12 (Precipitação anual), devido a sua relevância nas análises biológicas.

A análise e seleção das variáveis finais para a modelagem de adequabilidade ambiental foi realizada através do pacote *usdm* (Naimi *et al.*, 2014), implementado também no ambiente R 4.3.0 (R Core Team, 2023), sendo que a resolução espacial das camadas utilizada foi de 2.5 arco-minutos (aproximadamente 5km<sup>2</sup> de área no equador terrestre).

#### 4.4. Modelagem de Nicho Ecológico

Para estruturar a rotina de Modelagem de Nicho Ecológico e quantificar a Adequabilidade Ambiental foi utilizado o algoritmo de máxima entropia (MaxEnt), um método eficiente para realizar inferências baseadas em apenas dados de presença espacial da espécie em determinada área (Philips *et al.* 2006).

O MaxEnt foi o algoritmo selecionado para treinamento do modelo de nicho ecológico de *Moquiniastrium oligocephalum* no Brasil dada as vantagens em ser um algoritmo capaz de construir modelos sem a necessidade de pontos de ausência (Phillips *et al.*, 2017), sendo aplicado com frequência em estudos de ecologia, biogeografia, conservação, entre outros. O Maxent encontra a distribuição de probabilidade de máxima entropia (i. e. mais próxima do uniforme) sujeita a um conjunto de restrições, que devem corresponder às médias das variáveis ambientais observadas no conjunto de dados de ocorrências que compõe a amostra (Phillips *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007; Elith *et al.* 2011).

O algoritmo MaxEnt foi utilizado em sua configuração padrão conforme a literatura: seleção aleatória de 10000 pontos de *background* ao longo da área de estudo, com método de replicação em *cross-validation*, estruturado em 30 réplicas. Para treinamento e teste dos modelos, os dados de ocorrência foram divididos em dois conjuntos contendo 70% (treinamento) e 30% (teste) dos dados de ocorrência, respectivamente.

A validação de modelos é uma área de pesquisa onde novas técnicas tem sido aprimoradas e informações tem sido divulgadas a partir de publicações mais recentes, como a validação estatística comumente recomendada na literatura através das métricas de *AUC* e *TSS* (True Skill Statistics) (Thuiller *et al.* 2009), quando considerados valores de corte  $AUC \geq 0.7$  e  $TSS \geq 0.4$  (Allouche, 2006; Buisson *et al.*, 2010). A partir disso os *ensembles* finais podem ser

produzidos através da seleção por TSS, maximizando especificidade e sensibilidade dos modelos.

Devido as diferenças internas entre cada modelo gerado, optou-se por elaborar um único mapa de consenso de adequabilidade ambiental (*ensemble*, em inglês) para a espécie em estudo, construído a partir da seleção dos melhores modelos por meio de um *threshold* ( $TSS \geq 0.4$ ), maximizando a especificidade e sensibilidade dos modelos ajustados para a espécie (Marmion *et al.*, 2009).

De modo a analisar a influência da presença de pontos extremos no conjunto de dados, foram produzidos dois mapas de adequabilidade ambiental para o Brasil, um considerando a inclusão de ponto extremo (estado de Roraima) e outro desconsiderando esse ponto de ocorrência. O modelo foi ajustado para o território brasileiro considerando a distribuição da espécie, sendo posteriormente projetado para o estado da Bahia (área de estudo com maior número de registros de ocorrência). Para criação dos *ensembles*, os mapas de consenso são combinados em um único mapa final com uso do pacote *raster* (Hijmans, 2022), sendo calculada a média ponderada para estruturar a projeção final. A escala de adequabilidade ambiental representa o percentual de adequabilidade do ambiente para a espécie, considerando o gradiente representado pelo modelo, mensurado de 0 a 100%.

Posterior à modelagem, de modo a avaliar e validar estatisticamente o modelo, foi aplicada a técnica para cálculo da curva *Receiver Operating Characteristics* (ROC), obtida plotando-se a sensibilidade no eixo y e o valor de especificidade no eixo x para os limites de corte. A metodologia ROC é comumente usada para avaliar a qualidade dos modelos gerados pelo Maxent (Phillips *et al.*, 2006).

Para avaliação da precisão dos modelos, é calculada a *Área Under the Receiver Operating Characteristic Curve* - AUC. Esta análise caracteriza-se por avaliar a performance do modelo através de todos os possíveis limites de corte, gerando um único valor, que representa a área sob a curva (AUC). É normalmente determinada conectando os pontos com linhas diretas e o valor da área é calculado pelo método de trapezóide (Phillips *et al.*, 2006) e pode então ser usado para comparações entre diferentes algoritmos (Phillips, Anderson e Schapire, 2006). Assim, independente da escolha prévia de um limite de corte específico, a curva é construída a partir de vários limites de corte (cada limite de corte é responsável por um ponto da curva).

O valor da AUC varia de 0 a 1 ao passo que, um valor AUC de 1,0 indica discriminação perfeita. Os parâmetros de que valores próximos de 1 indicam que o modelo apresenta alto desempenho, valores próximos de 0,5 indicam que o desempenho é baixo (Elith *et al.*, 2006).

Quanto mais próximo de 1,0 for o valor da AUC, mais distante é o resultado do modelo da previsão aleatória (Phillips, Anderson e Schariope, 2006), ou seja, uma área igual a 1 representa um melhor desempenho do modelo (Phillips *et al.* 2006; Phillips e Dudik 2008) e já um valor AUC de 0,50 indica que o modelo seleciona ao acaso (Gianninni *et al.* 2012). Assim, AUC é interpretada como a probabilidade do modelo classificar um local de presença escolhido aleatoriamente em relação a um local qualquer da paisagem (Merow *et al.* 2013). A validação estatística ocorreu através dos cálculos dos valores de AUC e TSS seguindo o descrito por Allouche (2006) e Buisson *et al.* 2010. A seleção dos melhores modelos considerou o valor de  $TSS \geq 0.8$ , maximizando a sensibilidade e a especificidade do modelo.

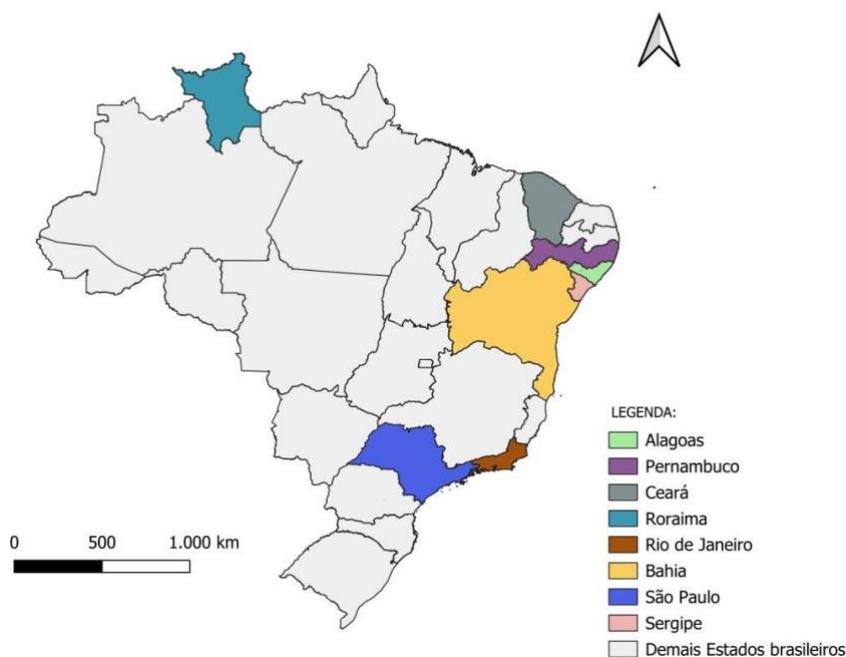
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Distribuição geográfica de *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho no Brasil

Para o Brasil, foram verificados nos bancos de dados a presença da espécie em estudo nos estados da Bahia, Ceará, Pernambuco, Sergipe, Alagoas, Rio de Janeiro, São Paulo e Roraima (Figura 2). A amplitude de ocorrência da espécie é necessária em relação a ocorrência de *M. oligocephalum* para o Brasil, uma vez que havia o registro apenas para os estados de Bahia, Ceará e Pernambuco, conforme o site Flora e Funga do Brasil, sendo acrescida a ocorrência da espécie para os estados de Sergipe e Alagoas na região Nordeste e aos estados de Rio de Janeiro, São Paulo para a região Sudeste e para a região Norte, Roraima.

No Nordeste brasileiro há um predomínio de ocorrência da espécie para ambientes mais secos e com chuvas irregulares menos frequentes. A espécie apresenta-se normalmente em hábito arbóreo, de forma predominante em ambientes de domínio fitogeográfico da Caatinga e Mata Atlântica nordestina, como visto no mapa de distribuição para o estado da Bahia (Figura 4), onde a fisionomia vegetacional forma um mosaico de acordo com o tipo de solo e umidade.

**Figura 2:** Estados brasileiros com registros de ocorrência de *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho (Bancos de dados *speciesLink* e GBIF, 2023)

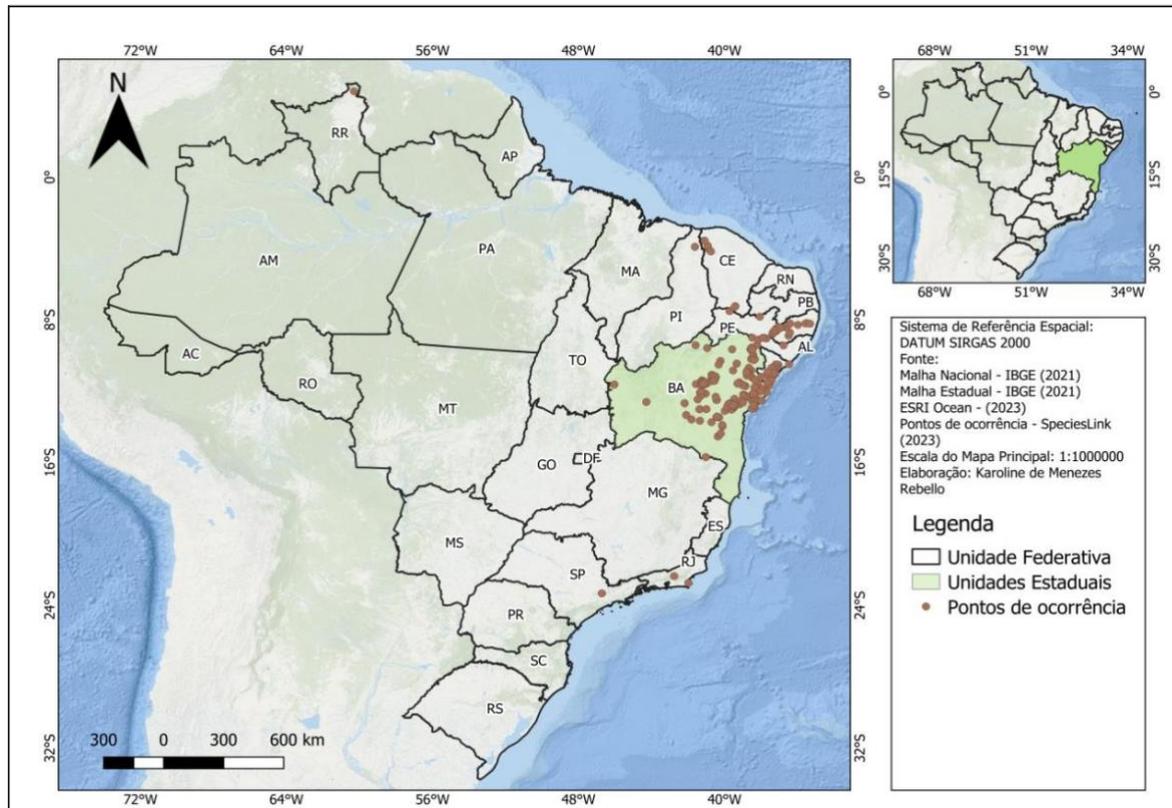


Fonte: Malha IBGE, 2022. Dados da pesquisa, 2024.

Segundo o Flora e Funga do Brasil (2023), *M. oligocephalum* está distribuída apenas nos fitodomínios brasileiros da Caatinga e Cerrado. No entanto, a espécie foi registrada nos bancos de dados do GBIF e *speciesLink* ocorrendo também em Mata Atlântica e de modo predominante no Nordeste brasileiro (Figura 2). Ao considerar restrições de ocorrência observadas identifica-se também que, a atualização da distribuição geográfica e domínio fitogeográfico nessas bases de dados fazem-se necessárias, para subsidiar inclusive estratégias de conservação da espécie no Brasil.

Nas informações disponíveis no *speciesLink* dos 343 registros de ocorrência georreferenciados encontrados, que foram filtrados para o Brasil (Figura 3), 241 correspondem ao estado da Bahia, conforme apresentado na Figura 4. Na Bahia, encontra-se distribuída de forma mais predominante, em relação a demais estados, especialmente em áreas dos fitodomínios da Caatinga e áreas de transição Caatinga/Mata Atlântica, onde recebe influência de fatores bioclimáticos de precipitação e temperatura sazonais característicos de região de Caatinga. A espécie foi registrada em cerca 56 municípios baianos (Figura 4) segundo as plataformas *speciesLink* e GBIF. Nos demais estados brasileiros os registros foram: 39 para o estado de Sergipe; 38 para Pernambuco; 10 para o estado do Ceará; 8 para Alagoas; 3 para o Rio de Janeiro; 1 para o estado de São Paulo; 1 para Roraima. No território brasileiro, foram encontrados no *speciesLink*, 2024: 109 registros para áreas de Mata Atlântica; 209 para Caatinga e 5 para Cerrado. Na região Nordeste foi verificado maior número de registros de ocorrência, principalmente no estado da Bahia, Pernambuco e Sergipe.

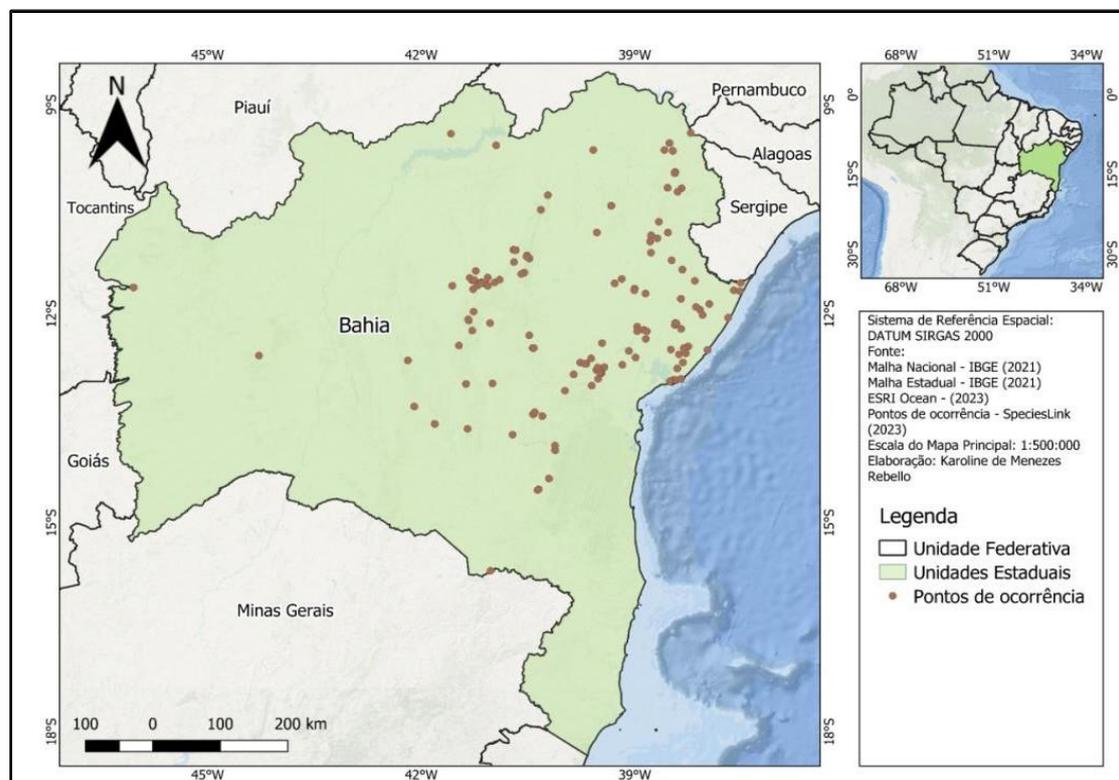
**Figura 3** - Mapa de Distribuição de *Moquiniastrum oligocephalum* Gardner G. Sancho para o Brasil.



Fonte: Dados da pesquisa, 2024 (Bancos de dados *SpeciesLink* e GBIF).

Ocorre em ambientes de Mata Atlântica nordestina, onde há maior influência da Caatinga, como por exemplo na Mata Atlântica do litoral norte do estado (porção norte da costa leste). Há uma menor adequabilidade (Figura 5) para ambientes correspondentes ao Cerrado brasileiro, onde ocorre de forma menos frequente conforme as bases de dados analisadas.

**Figura 4** - Mapa de Distribuição de *Moquiniastrium oligocephalum* Gardner G. Sancho no Estado da Bahia, Brasil.



Fonte: Dados da pesquisa, 2024 (Bancos de dados *SpeciesLink* e GBIF).

Segundo alguns autores, a família Asteraceae é mais predominante em formações de Cerrado e ocorre com menor frequência em áreas de Mata Atlântica, Caatinga, restinga, brejos e florestas de altitude (Hind e Miranda 2008; BFG, 2015; Roque, 2016). No entanto, o presente estudo atualiza tais informações a cerca do domínio de ocorrência da espécie para áreas dos fitodomínios da Caatinga e da Mata Atlântica nordestina, de forma predominante. A caatinga é a principal formação vegetal da Bahia (SEI, 2009) e distribui-se em quase toda a extensão nordeste e central do estado (Queiroz *et al.* 2005).

*M. oligocephalum* foi registrada na base de dados ocorrendo na Cadeia do Espinhaço, região é formada por um conjunto de serras, que se estendem por cerca de mil quilômetros na direção norte-sul, com limite norte na Serra da Jacobina, a qual corta o município de Jacobina no Estado da Bahia. Atinge-se ao sul na Serra de Ouro Branco, no Estado de Minas Gerais (Giulietti e Pitani, 1988). Segundo Roque *et al.*, (2016), no município de Mucugê na Bahia, *M.*

*oligocephalum* tem sido coletada em áreas de Cerrado e campos gerais, a exemplo da localidade da Fazenda Caraíbas. Amorin e Bautista (2016) aponta *M. oligocephalum* ocorrendo em floração, no município de Jeremoabo, no Raso da Catarina, Ecorregião caracterizada pelo clima marcante sazonal, quente e seco, de Caatinga do tipo arbustiva densa. Compreende porções dos estados de Pernambuco e Bahia, estando delimitada pela bacia sedimentar Tucano-Jatobá, na porção Centro-Leste do domínio Caatinga (Velloso, Sampaio e Pareyn, 2002).

Conforme a base de dados *speciesLink* e *GBIF*, há 40 registros de ocorrência da espécie para o estado de Sergipe, distribuídos em mais de 13 municípios. Esses registros mostram a espécie ocorrendo normalmente com hábito arbóreo e em ambientes que reúnem composição vegetacional característica de Caatinga e matas que recebem influência de Caatinga e Mata Atlântica. O contato da Mata atlântica com o semiárido da Caatinga, pelo agreste, estabelece uma zona de transição de fitofisionomia peculiar, onde coexistem espécies de ambos fitodomínios (Carvalho; Villar, 2005; Vicente *et al.*, 2005, Silva *et al.*, 2019).

Há registros de *M. oligocephalum* na Unidade de Conservação, Parque Nacional Serra de Itabaiana (PARNA) fica localizado na região central de Sergipe (10°40' S, 37°25' O), cerca de 40 km do litoral (Silva, Prata e Mello, 2019). O PARNA é considerado de extrema importância para a conservação da flora da Mata Atlântica (Mendes *et al.*, 2010; SpeciesLink, 2023). Abrange os municípios de Areia Branca, Itabaiana, Laranjeiras, Itaporanga D'ajuda, Malhador e Campo do Brito (Dantas e Ribeiro, 2013).

Nesta região ecótona, destaca-se um número considerável de espécies comuns às áreas de Caatinga, apesar de não serem endêmicas deste bioma (Mendes, Gomes e Alves, 2010) e há zonas de transição dos domínios fitogeográficos por conter espécies endêmicas da Mata Atlântica e da Caatinga (Vicente *et al.*, 2005, Silva, Prata e Mello, 2019). É considerada refúgio ecológico devido as condições específicas na formação do substrato (Dantas *et al.*, 2010) e abriga um número considerável de espécies comuns às áreas de Caatinga, apesar de não serem endêmicas deste bioma (Mendes *et al.*, 2010). A biodiversidade local sofre com ações antrópicas como o uso recreativo de trilhas (Oliveira 2008); a retirada de madeira e areia, caça, queimadas e depósito de lixo (Sobral *et al.* 2007).

Pernambuco foi o terceiro estado com maior número de registros de ocorrência, há 37 registros no total, ocorrendo de forma predominante em vegetação estépica típica de Caatinga no estado. Conforme consultas realizadas no banco de dados (mapas) no *speciesLink*, desse total tde 35 registros, são para ambientes de Caatinga arbustivo - arbórea, contendo solo argilo - arenoso. Outros 2 registros são para Mata Atlântica pernambucana. *M. oligocephalum*

ocorre por exemplo, na Área de Proteção Ambiental Chapada do Araripe ao noroeste do estado e de forma mais frequente ao centro do estado, havendo registros no Parque Nacional do Catimbau, próximo a terra indígena Kapinawá, municípios de Buípe e Tupanatinga. A Chapada do Araripe possui áreas onde misturam-se zonas de caatinga e cerrado e há a distinta vegetação conhecida como "carrasco" (Araújo *et al.*, 1998; Giuletta *et al.*, 2002). Segundo a pesquisa de Athiê-Souza *et al.* (2019) embora algumas espécies tenham sido listadas ocorrendo em outros estados, das 613 espécies listadas para o Parque Nacional do Catimbau, 34 são novos registros para o Estado de Pernambuco, dentre elas *Moquiniastrum oligocephalum*.

Em Pernambuco há importantes Áreas de Conservação estaduais e federais, estabelecidas para garantir a preservação da diversidade biológica do Brasil (Leão *et al.*, 2011). Dentre as federais estão o Parque Nacional do Vale do Catimbau e a Chapada do Araripe (CPRH, 2014). Há dois registros de *M. oligocephalum*, ocorrendo em altitude entre 889 à 991 metros, no Catimbau, município de Buípe, importante área prioritária para conservação no fitodomínio da Caatinga. Esse Parque geologicamente faz parte da bacia sedimentar de Jatobá e é caracterizada topograficamente por baixas elevações montanhosas (800 a 1000 m de altitude) e por vales abertos com declives abruptos (Rodal *et al.* 1998, SIGEP 2010). Em relação a vegetação, típica de Caatinga, apresenta ainda influências de fitodomínios brasileiros de Mata Atlântica e Cerrado (Sales *et al.*, 1998, IBAMA, 2009).

O estado do Ceará possui uma área de cerca de 148.894,757 km<sup>2</sup>, sendo composto por 184 municípios (IBGE, 2019). Foram encontrados distribuídos no Ceará, 10 registros de ocorrência da espécie, localizados em 5 municípios: Crato, Viçosa do Ceará, Ubajara, São Benedito e Guaraciaba do Norte. De forma marcante próximo a divisa com o estado do Piauí, na porção noroeste do estado, há 8 dessas ocorrências da espécie, incluindo a região da Unidade de Conservação Federal conhecida como Parque Nacional de Ubajara e Área de proteção ambiental Serra da Ibiapaba, ambas situadas no Planalto da Ibiapaba. Além disso, foram observados ao sul do estado, próximo a divisa com Pernambuco, outros 2 registros. Esses estão localizados na Unidade de Conservação Federal conhecida como Área de Proteção Ambiental Chapada do Araripe, em região próxima aos municípios de Crato e Juazeiro do Norte. O planalto da Ibiapaba é o brejo-de-altitude com localização mais ocidental, na fronteira com o estado do Piauí. A região apresenta microclimas, influenciados por fatores ambientais diversos, e riqueza de espécies, a qual é beneficiada pela proximidade do litoral e chuvas orográficas (Bezerra *et al.*, 1997; Ivanov *et al.*, 2022).

A composição vegetacional do Ceará possui diferentes unidades fitoecológicas (Figueiredo, 1997; IBGE 2012; Loiola *et al.*, 2020), baseado em clima e tipos de solos, além de características litológicas, estrutura geológica e compartimentação topográfica. De acordo com Lima *et al.* (2000), são reconhecidos grandes compartimentos geoambientais: Região Litorânea; Planícies Fluviais; Região Semiárida; Região Serrana. No sudoeste do Piauí e na borda do Ceará há um ecótono complexo onde a composição vegetacional típica de Caatinga se encontra com a de Cerrado e comunidades variadas ocorrem nessas faixas de transição (Andrade-Lima 1978, Emperaire 1983, Oliveira *et al.* 1988, Araújo *et al.*, 1999).

O Estado de Alagoas abrange uma área aproximada de 27.767 km<sup>2</sup> (IBGE Resolução nº 5 de 10 de outubro de 2002). Limita-se ao norte e oeste com o Estado de Pernambuco, ao sul com os estados de Sergipe e Bahia e a leste com o oceano Atlântico. De acordo com o IBGE (2010), as mesorregiões do Estado de Alagoas compreendem o Leste, Agreste e o Sertão Alagoano. O leste de Alagoas é a maior região em área territorial e abrange o Litoral e a Zona da Mata (Norte e Sul). O Agreste é uma região de transição entre a zona úmida e seca. O Sertão corresponde às superfícies com características climáticas áridas e semiáridas.

Conforme consultas na *specieslink* e GBIF, há oito registros de ocorrência da espécie para o estado de Alagoas. Esses pontos de ocorrência são distribuídos em regiões no centro do estado e próximo a divisa com o estado de Pernambuco. Quatro registros são localizados em composição vegetacional de Caatinga, a exemplo do foi encontrado na região da Serra da Boa Vista, onde foi observado no município de Mata Grande, presença de afloramentos rochosos graníticos com vegetação rupestre e Caatinga do tipo arbustivo-arbórea densa.

Outros desses registros no estado de Alagoas são localizados no município de São José da Laje (Serra das Guaribas) e também na UC Reserva Biológica Pedra Talhada (município de Quebrangulo). *M. oligocephalum* ocorre em hábito arbustivo-arbóreo em fragmentos da Mata Atlântica na Serra das Guaribas, onde parte da Reserva Biológica de Pedra Talhada está situada.

Segundo Studer (2015), a Reserva Biológica de Pedra Talhada é considerada um dos mais importantes fragmentos de Mata Atlântica do agreste nordestino. A floresta é caracterizada como um brejo de altitude, formação florestal ombrófila submonta (Studer, 1985; Thomas & Barbosa, 2008), onde características topográficas influenciam diretamente na pluviometria local, a qual é mantida devido ao clima local que é mais úmido que o das regiões vizinhas (Studer *et al.*, 2015). Está localizada no interior de Alagoas e Pernambuco e preserva importantes trechos como a Florestas do Interior de Pernambuco, uma das ecorregiões definidas pelo WWF na região Nordeste.

Nesta área protegida de brejo de altitude, há formação do tipo floresta ombrófila submonta (Studer, 1985; Thomas e Barbosa, 2008) e as características topográficas influenciam diretamente na pluviometria local, a qual é mantida devido ao clima local que é mais úmido que o das regiões vizinhas. Trata-se de região em transição com Caatinga.

O regime de chuvas no estado está diretamente relacionado com as configurações da circulação atmosférica e oceânica em grande escala sobre os trópicos. As médias pluviométricas anuais variam de 2.000 mm, no litoral, a 400 mm no sertão. Assim, nota-se que as distintas áreas do estado apresentam distintos aspectos ambientais e climáticos, como exemplo as irregularidades da precipitação pluviométrica e a pouca variação sazonal da radiação solar, do fotoperíodo e da temperatura do ar (Barros *et al.*, 2012).

Na região Sudeste brasileira, há registros de *M. oligocephalum* ocorrendo apenas nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro. Foram verificados 2 registros de ocorrência da espécie na Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro. Um registro foi localizado a 1922 metros de altitude, em área conhecida como Morro Branca de Neve, que fica no município de Teresópolis e inserida na Unidade de Conservação Parque Estadual dos Três Picos. O outro registro foi em ambiente caracterizado como floresta semidecidual sobre tabuleiros, na Praia da Gorda, município de Armação dos Búzios.

A Serra do Mar caracteriza-se como uma macro-unidade geomorfológica de grande relevância na borda atlântica sul-sudeste do Brasil, compreendendo um conjunto diversificado de escarpas e planaltos (Freitas *et al.*, 2017). A Serra do Mar caracteriza-se como uma macro-unidade geomorfológica de grande relevância na borda atlântica sul-sudeste do Brasil (Dantas, 2000). A região serrana do Estado do Rio de Janeiro, onde está situado o Parque Estadual dos Três Picos, é constituída por rochas graníticas e gnáissicas pertencentes ao Terreno Oriental da Faixa Ribeira (Heilbron *et al.*, 2000; Heilbron e Machado, 2003). Segundo Freitas *et al.* (2017) o Parque Estadual dos Três Picos apresenta condições de difícil acessibilidade por causa de fatores geomorfológicos, como as altitudes elevadas e escarpas íngremes. Devido a peculiaridades desta região que apresenta características de relevo montanhoso, se faz necessário que o processo de gestão (ocupação e uso do solo) precise de constante planejamento e monitoramento, uma vez que se trata de área prioritária para conservação no estado.

Armação de Búzios está localizado na região das baixadas litorâneas, ocupa uma área de 71,7 km<sup>2</sup> (IBGE, 2010) e faz limite com o município de Cabo Frio e o Oceano Atlântico. Apresenta paisagens de grande diversidade geológica, biológica e há ecossistemas como florestas, restingas, costão rochoso, recifes de corais, manguezais e praias arenosas. Além disso,

possui importância ambiental, social e cultural, uma vez que abriga também populações tradicionais (Barbosa, 2003; Dantas *et al.*, 2009).

Já para o estado de São Paulo há um único registro, no Parque Estadual Juquery, no município Franco da Rocha. O Parque Estadual do Juquery, indicado como área prioritária para conservação, foi criado através do Decreto Estadual nº 36.859 de 05/06/1993 a partir das terras da Fazenda Juquery (São Paulo, 1993). Segundo Monteiro (1973), na paisagem semimontanhosa da área onde se insere o Parque, a feição climática é controlada por massas equatoriais e tropicais gerando climas tropicais com alternância de estação seca e úmida, de acordo com a classificação de Köppen (1948). Há um gradiente altimétrico é de 730 a 950 m e relevo como um “mar de morros” pertencentes à Serrania de São Roque, na região do Planalto Atlântico (Ab’Saber, 1978; Dantas, 1990).

A unidade de conservação de proteção integral Parque Estadual do Juquery – PEJ, destaca-se no domínio dos mares de morros do Planalto Atlântico, conforme Brasil (2006), onde estão localizados os municípios de Franco da Rocha e Caieiras, na região metropolitana de São Paulo. Nessa região há remanescentes de bioma Cerrado preservado, com manchas relictuais, que possivelmente se trata de uma distribuição mais ampla do Cerrado no passado (Ab’Saber, 1963, 2003).

As plataformas consultadas indicam um único registro para o estado de Roraima, o qual fica localizado em uma ecorregião conhecida como Guiana Savana, próximo aos municípios de Pacaraima e Uiramutã, onde há na fronteira com a Venezuela. Esta ecorregião é uma das unidades consideradas por Borsato *et al.* (2015), em seu estudo de Ecorregiões terrestres do Brasil, baseado em dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e no Wildfinder (WWF).

Os estados com maior registro de ocorrência foram na região Nordeste: Bahia, Sergipe e Pernambuco, especialmente no estado da Bahia. Este predomínio da espécie indica ser a região Nordeste o centro de dispersão da espécie no Brasil. Não foram encontrados registros nos bancos de dados nas regiões Centro Oeste e Sul do Brasil e os poucos registros da espécie para a região Sudeste, na região serrana do litoral de Rio de Janeiro e em São Paulo mostram a necessidade de ampliar o esforço amostral e de ampliação dos estudos nos estados da região sudeste e Roraima para confirmação da ocorrência e distribuição da espécie nestes estados. A partir do presente estudo, portanto, sabe-se que é necessário ser feito melhores análises e investir em levantamentos florísticos, além de expedições a campo onde possa ser realizado esforço de coleta de *Moquiniastrum oligocephalum* para diversos estados do Brasil.

Apesar de apresentar alguma adequação para ocorrer em ambiente de Mata Atlântica, se trata de uma espécie que provavelmente não necessita de alta pluviosidade para sobreviver e há preferência por áreas de Caatinga, uma vez que apresenta características morfofisiológicas adaptativas que lhes permite sobreviver nesses ambientes. Assim, mesmo estando ocorrendo em ambiente de mata, é possível observar que há uma maior adequabilidade ambiental para zonas influenciadas por Caatinga, ou seja, com reduzida pluviosidade ao longo do ano.

Os registros da espécie em áreas protegidas como o Parque Nacional do Catimbau, Parque Estadual do Morro do Chapéu, Pedra Talhada, Parque Junquerey, Serra do Mar e outros. Referente a ecorregiões do Bioma Caatinga, há registros da espécie ocorrendo na Chapada Diamantina, Raso da Catarina e no Complexo-Ibiapaba-Araripe. Mesmo tendo sido registrada em algumas áreas ambientais protegidas, ainda existe uma carência de levantamentos florísticos nessas e outras áreas ainda pouco estudadas.

Este estudo chama a atenção para necessidade de investimentos em projetos que visem os estudos florísticos com a espécie, para os estados da região nordeste com poucos ou nenhum registros em especial Paraíba e Rio Grande do Norte.

## 5.2. Modelo de Nicho Ecológico de *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho para o Brasil

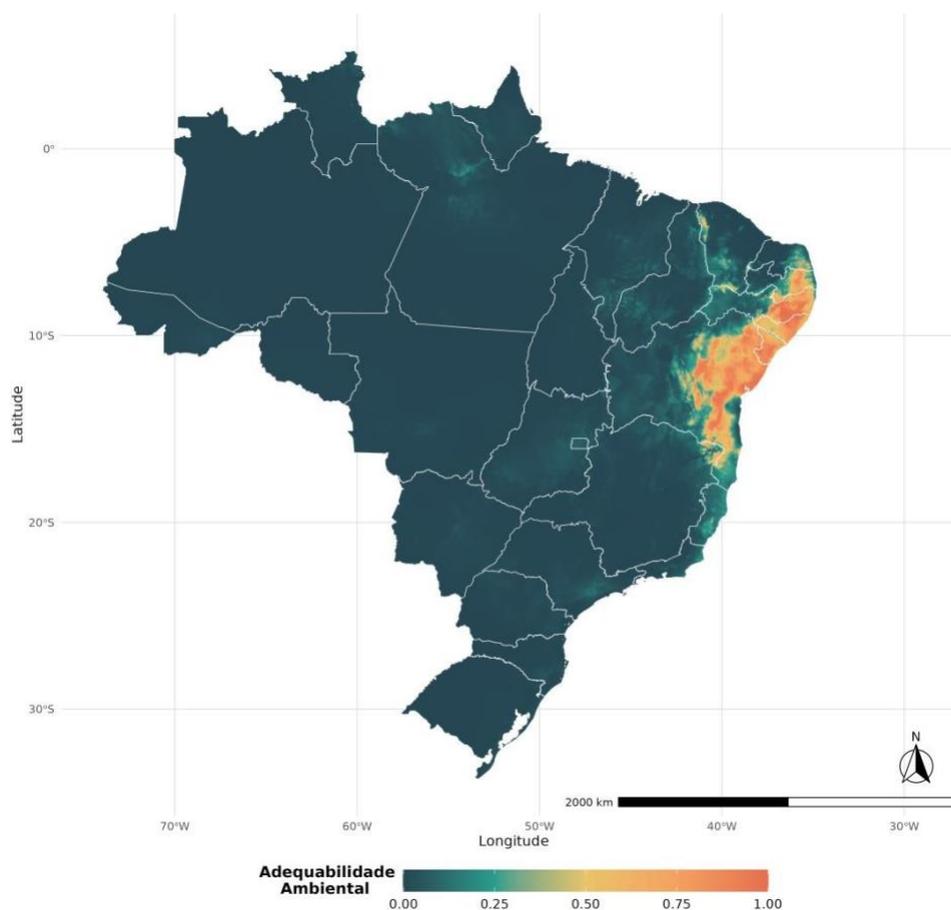
A modelagem realizada corrobora informações a cerca da distribuição da espécie e permite indicar o Nordeste brasileiro, em especial o estado da Bahia (Figura 6), como centro de dispersão da espécie para o Brasil. A probabilidade de ocorrência da espécie pode ser estimada com base na adequabilidade ambiental, sendo que a escala percentual indicou o quanto o ambiente é adequado ou não para ocorrência da espécie (o que mostra uma representação de possíveis nichos em que a mesma pode ocupar geograficamente).

Assim, a modelagem realizada (excluindo o ponto extremo em Roraima das análises) permitiu visualizar regiões onde há maior adequabilidade ambiental para o Brasil. Foram consideradas para validação estatística dos modelos os valores de  $AUC \geq 0,7$  e  $TSS \geq 0,8$ ; os resultados obtidos na modelagem apresentaram valores de  $AUC = 0.97$  e  $TSS = 0.87$ , sendo considerados válidos para projeção.

As áreas indicadas com maiores percentuais (adeq.  $\geq 50\%$ ) de adequabilidade ambiental (Figura 5) para ocorrência de *Moquiniastrum oligocephalum* correspondem a porção Norte da Costa Leste, Nordeste brasileiro, incluindo principalmente áreas dos fitodomínios geográficos da Caatinga e Mata Atlântica, e de forma predominate no estado da Bahia. Já para as regiões

Centro - Oeste, Sul, Norte e Sudeste o percentual de adequabilidade ambiental foi menor (cerca de 30% até 00%), sendo necessária uma atualização dos bancos de dados e melhor investigação como incentivo para mais expedições de campo, onde a espécie possa ser coletada e identificada taxonomicamente de forma precisa.

**Figura 5** - Modelagem *Ensemble* das projeções de *Moquiniastrium oligocephalum* (Gardner) G. Sancho para o território brasileiro baseado na matriz de ocorrência



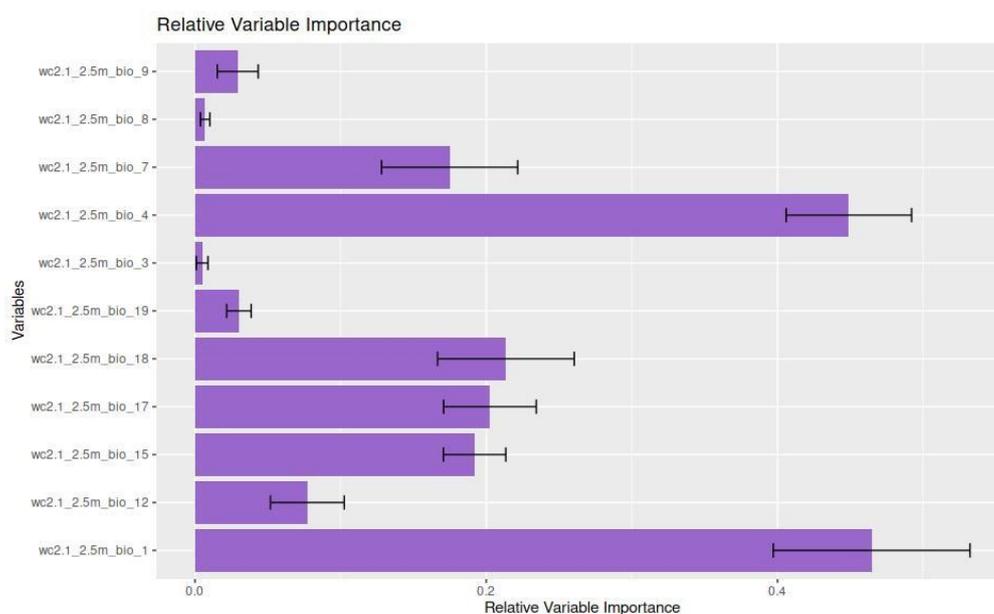
Fonte: Dados da pesquisa, 2024

O modelo é satisfatório para a análise da distribuição da adequabilidade do habitat de *M. oligocephalum*. Assim, foi possível compreender melhor que a espécie desenvolve-se preferencialmente em ambientes com sazonalidade ambiental marcante, onde há periodicamente chuvas regulares e temperatura características de clima tropical à semiárido (como visto em faixas que compreendem Caatinga e Mata Atlântica).

Os valores de importância relativa das variáveis com maior contribuição para a Modelagem de Nicho Ecológico foram: BIO1 - temperatura média anual (46.5%); BIO4 - sazonalidade da temperatura (44.9%); BIO18 - precipitação no quarto mais quente (21.4%); BIO17 - precipitação no quarto mais seco (20.3%); BIO15 - precipitação no quarto mais úmido

(19.2%) (Figura 6). Esses dados mostram a influência direta dessas variáveis na modelagem (Figura 5) e nos limites da distribuição geográfica da espécie.

**Figura 6** - Importância relativa das variáveis ambientais bioclimáticas na Modelagem de Adequabilidade Ambiental de *Moquiniastrum oligocephalum* (Gardner) G. Sancho



Fonte: Dados da pesquisa, 2024.

A modelagem (Figura 5) representa de forma aproximada, condições ambientais propícias para a ocorrência da espécie e apresenta sentido biológico relevante, corroborado por informações a cerca da distribuição geográfica investigada nos bancos de dados. Foi verificada a importante influência das variáveis bioclimáticas em destaque: BIO1 - temperatura média anual (46.5%); BIO4 - sazonalidade da temperatura (44.9%); BIO18 - precipitação no quarto mais quente (21.4%) para o desenvolvimento e ocorrência da espécie nas áreas demonstradas no mapa de distribuição da espécie para o Brasil (Figura 3). Em relação a influência da precipitação (representada pela variável BIO18) e as significativas oscilações anuais de temperatura (BIO07), pode se perceber variabilidades espaço-temporais, sendo o mecanismo de formação das precipitações, diretamente relacionado ao acúmulo do volume de vapor d'água, condensado no ar, conforme afirma Tucci, (2000).

Amissah *et al.*, (2014), identifica precipitação como o principal na distribuição de espécies arbóreas. Além disso, segundo Albuquerque *et al.*, 2012, a precipitação (chuva) é considerado o elemento do clima mais controlador e dominante da vida em terras secas, como

no bioma Caatinga, onde a chuva inicia e encerra vários processos ecofisiológicos tais como, fenológico e germinação de sementes. Já para Carvalho e Silva (2006), a umidade atmosférica, decorrente em especial da evapotranspiração, além do mecanismo de resfriamento do ar (dados a ascensão do ar úmido), são alguns dos elementos necessários à formação das precipitações.

De acordo com Frankie *et al.* (1974), Gentry (1982, 1988) e Bullock (1995), uma das principais diferenças ecológicas entre florestas tropicais secas e úmidas que podemos retratar, está relacionada à diferença na quantidade e sazonalidade da precipitação anual. Portanto, verifica-se a relevância dos fatores ambientais sazonalidade de temperatura e precipitação ao longo do ano (especialmente após períodos em que a temperatura se encontra mais elevada), uma vez que após o aumento da umidade necessária para floração da espécie, um período mais seco permite o desenvolvimento e a dispersão dos frutos.

A espécie possui características que favorecem a dispersão nos diferentes ambientes onde pode ser encontrada. A exemplo disso há a característica biológica da espécie, em produzir frutos secos do tipo cipsela, com estrutura de dispersão cerdosa (pappus), os quais são dispersos por eventos anemocóricos (influencia da movimentação de massas de ar) após períodos de pluviosidade marcante e temperaturas quentes adequadas no período reprodutivo.

Estudos em Ecologia de Dispersão de espécies vegetais constitui uma importante base que a estrutura e funcionamento das comunidades florestais nos neotrópicos sejam melhor compreendidas (Gentry 1983). A dispersão possibilita o estabelecimento de novos indivíduos numa população e/ou colonização de novos sítios, interferindo na composição florística e funcionamento das comunidades florestais. nos ambientes secos a anemocoria é a síndrome predominante (Howe e Smallwood 1982, Lopes *et al.*, 2010).

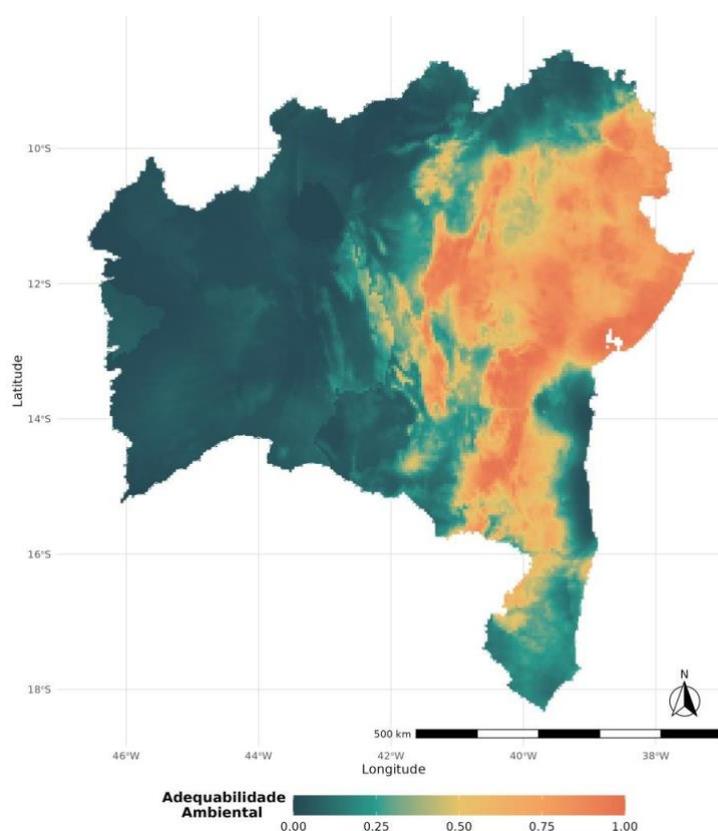
A dispersão de diásporos anemocóricos é favorecida durante períodos mais secos em regiões com clima sazonal (Croat, 1975; Morellato e Leitão-Filho 1990), uma vez que fatores ambientais como o aumento da temperatura, juntamente com a baixa umidade, ajuda na abertura de frutos e na diminuição do seu peso, assim como na dispersão dos diásporos, a redução da cobertura vegetal aumenta a exposição dos diásporos ao vento (Souza *et al.*, 2012).

Segundo (Frankie *et al.*, 1974, Bullock, 1995) a anemocoria o modo de dispersão dominante, característica das florestas tropicais secas. Geralmente é suposto que sementes dispersas pelo vento prevalecem em "florestas secas" (Gentry 1983, 1995). Quanto ao modo de dispersão de plantas lenhosas, é assumido que a frequência das várias estratégias de dispersão de sementes difere entre locais mais úmidos e mais secos, tanto na escala continental quanto na escala local, bem como entre espécies arbóreas simpátricas perenes e decíduas (Gentry, 1995).

As informações apresentadas como resultado das variáveis bioclimáticas selecionadas em destaque (Figura 6), corroboram a preferência ambiental de *M. oligocephalum*, a qual possui aspectos fitomorfológicos adaptáveis, que lhes permite sobreviver especialmente em ambiente característico de Caatinga e Mata Atlântica sob influência do semiárido, onde há marcada sazonalidade e baixos índices de precipitação pluviométrica. A espécie foi registrada ocorrendo de forma menos frequente em ambientes de Cerrado.

Conforme o resultado da projeção realizada para o estado da Bahia (Figura 6), percebeu-se a alta adequabilidade ambiental (adeq.  $\geq 50\%$ ) para *Moquiniastrum oligocephalum* em áreas do estado de clima predominate tropical e também semiárido, além de elevada temperatura e de altos índices pluviométricos em alguns períodos. Porém, mostrou baixos valores de adequabilidade ambiental (adeq.  $\leq 25\%$ ) em áreas da costa leste Sul, no Oeste da Bahia e em faixas de Cerrado (Figura 7).

**Figura 7** - Ensemble das projeções de *M. oligocephalum* para o Estado da Bahia a partir do modelo brasileiro completo, baseado na matriz de ocorrência completa.



Fonte: Elaboração autoral (2024).

A espécie apresenta-se com distribuição marcante nas áreas dos fitodomínios da Caatinga baiana e na Mata Atlântica, onde se concentra na porção norte do leste baiano, bem como nas faixas de transição Caatinga/Mata Atlântica. A análise do modelo gerado pode corroborar ações de conservação ambiental da espécie nas áreas de Mata Atlântica do Litoral Norte e na Caatinga baiana (Figura 6).

É possível perceber que a biodiversidade no estado da Bahia é grande, com potencial para ser ainda maior mediante a um maior esforço amostral, pois grande parte dos inventários florísticos estão concentrados na porção sul do estado, em florestas ombrófilas ou áreas transicionais (Amorim *et al.*, 2009; Thomas *et al.*, 2009, Coelho e Amorim 2014). Além disso, segundo autores como Tabarelli *et al.* (2006), mais de 46% dos remanescentes de Mata Atlântica mapeados no Nordeste estão localizados na Bahia.

No estado da Bahia, áreas que mostram alta precipitação são encontradas principalmente ao leste do Estado (Figura 7) onde há ambientes com remanescentes de Mata Atlântica. A proteção de importantes ambientes é um desafio e o fomento a ações de caráter científico contribui nesse processo (Sanquenta, 2008).

Para os estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo (há registros de ocorrência para os estados de São Paulo e Rio de Janeiro), a modelagem mostrou adequabilidade ambiental reduzida ( $\leq 40\%$ ) em relação aos estados de Bahia, Sergipe e Pernambuco.

Salienta-se nesta pesquisa a necessidade de uma ampliação do esforço amostral através de levantamentos florísticos, identificação de áreas e manejo de ações prioritárias para conservação dos biomas brasileiros, principalmente nos estados do Nordeste como o Piauí, Paraíba e Rio Grande do Norte, uma vez que estes abrigam, por exemplo, porções consideráveis de ecorregiões de Caatinga (Anexo A) e não há registros de *M. oligocephalum* nas bases de dados consultadas.

Na região Norte do Brasil há um predomínio de florestas Amazônicas. No estado de Roraima, foi observado adequabilidade ambiental reduzida (adeq.  $\leq 25\%$ ), não sendo este o nicho preferencial para a espécie ocorrer. Referente a único registro de ocorrência encontrado nas bases de dados, o qual foi desconsiderado nas últimas análises de modelagem, podendo ter sido introduzida na região, uma vez que sabe-se que a espécie não seja endêmica do Norte do Brasil.

Essas informações corroboram o que já se sabe atualmente na literatura, referente à distribuição mundial do gênero *Moquiniastrum*. A partir da publicação de Sancho *et al.* (2013)

houve re-arranjo nomenclatural, segregando *Moquiniastrum* e elevando-o à categoria de gênero. As espécies estão distribuídas de forma limitada à América do Sul (ANEXO B), e ocorrem principalmente no Brasil (Sancho 2000; Funk *et al.*, 2014). No entanto, apesar dos esforços, há escassez de estudos a cerca de taxonomia, ecologia, distribuição geográfica do grupo, sendo necessário maior compilação e atualização de dados.

Nas análises foram consideradas como nicho preferencial para ocorrência da espécie, locais que indicados com maior percentual de adequabilidade ambiental (adeq.  $\geq 50\%$ ) representados na modelagem. Assim a combinação de dados de ocorrência, com variáveis ambientais bioclimáticas selecionadas, permitiram elaborar uma representação de condições probabilísticas necessárias para a sobrevivência de *M. oligocephalum*. No entanto, maiores análises necessitam ser realizadas.

Na pesquisa de Carvalho *et al.* (2019), com uso algoritmos de aprendizagem de máquina, os resultados mostraram maior influência da variável ambiental precipitação quando comparada com a temperatura. Foi realizado um estudo da distribuição de dez espécies arbóreas de região de Caatinga, mais abundantes em uma sub-bacia do rio São Francisco (MG), foram avaliados três métodos de aprendizagem de máquina (árvore de decisãoJ48, *random forest* e redes neurais artificiais).

Conforme o estudo de Araújo *et al.* 2004, esse tipo de modelagem consiste em uma importante ferramenta na escolha de áreas prioritárias para a conservação, o que reforça a importância da manutenção da espécie para a preservação dos ambientes onde a mesma ocorre. Assim, os dados apresentados sobre a distribuição geográfica de *M. oligocephalum* possibilitam a ampliação dos estudos biogeográficos necessários para o desenvolvimento de estratégias de conservação de espécies na flora local.

### 5.3. Áreas prioritárias para conservação da espécie no Brasil

O Brasil é o país com a maior diversidade de espécies no mundo, espalhadas nos seis biomas terrestres, além da zona costeira e marinha. No entanto, a riqueza biológica, os endemismos e diversas fitofisionomias dos biomas brasileiros, carecem de instrumentos mais eficientes que auxiliem na conservação ambiental (MMA, 2023). O Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima adota, desde 2004, as Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira.

As Áreas Prioritárias, consiste em um instrumento de caráter informativo, que norteia a definição de políticas públicas ambientais e disponibiliza um banco de dados com informações

sobre as prioridades de ação em cada área, levando em conta a importância biológica e os diversos usos dos recursos naturais (MMA, 2023). O instrumento abrange ainda o apoio a áreas protegidas já estruturadas, como unidades de conservação, terras indígenas e territórios quilombolas, as quais abrigam diversas espécies ameaçadas e ambientes especiais.

Além disso, oferece apoio a medidas a serem implementadas nas novas Áreas Prioritárias para a Biodiversidade. Essas medidas contribuem para ações como pesquisa, inventário da biodiversidade, recuperação de áreas degradadas, licenciamento ambiental, fiscalização, identificação de áreas com potencial para criação de unidades de conservação, dentre outras ações que visem a conectividade de áreas por meio de corredores ecológicos e o fomento ao uso sustentável, e a regularização ambiental (MMA, 2023).

Conforme dados consultados nas bases de dados, *M. oligocephalum* ocorre em áreas protegidas como: Parque Nacional (PARNA), na Serra de Itabaiana no estado de Sergipe; no Raso da Catarina, na divisa entre Pernambuco e Bahia, Parque Estadual do Morro do Chapéu, na Bahia; Pedra Talhada em Alagoas, Vale do Catimbau em Pernambuco e a Chapada do Araripe localizadas nos estados de Ceará, Pernambuco e Piauí. Ainda conforme a consultas ao Segundo *speciesLink* (2024), em Alagoas há registros da espécie ocorrendo na Serra das Guaribas. No estado do Ceará, *M. oligocephalum* foi registrada ocorrendo em unidades de conservação federais Área de Proteção Ambiental Serra da Ibiapaba, Floresta Nacional do Araripe-apodi, Parque Nacional de Ubajara.

Em relação a identificação de áreas de biodiversidade e prioridade de conservação discutidas a partir de Olson *et al.* (2001), o mapa global de Ecorregiões fornece uma estrutura útil para a realização de pesquisas biogeográficas ou macroecológicas. São baseadas em grande parte nos reinos biogeográficos de Pielou (1979) e Udvardy (1975). Uma equipe de biólogos convocada pelo World Wide Fund for Nature (WWF) desenvolveu um sistema de oito reinos biogeográficos (ecozonas) como parte de sua delimitação das mais de 800 ecozonas terrestres do mundo.

Segundo Borsato (2015), se tratando de definição de prioridades de conservação uma importante abordagem é a das Ecorregiões Terrestres no Brasil. Para isso, foi realizada a sobreposição da delimitação geográfica das ecorregiões (WWF) em mapas de cobertura vegetal que apresentam remanescente de Mata Atlântica no Brasil (MMA, 2005). Assim locais com menor proporção de vegetação remanescente são consideradas de importância máxima para a conservação. A visão de biodiversidade ecorregional, conforme concebida pelo WWF-Brasil, é uma ferramenta para o planejamento que visa orientar as ações de conservação da

biodiversidade, afim de identificar áreas de prioridade para manter uma amostra representativa da biodiversidade em toda uma ecorregião (Borsato, 2015).

A seguir algumas ecorregiões em destaque e percentual de remanescente de Mata Atlântica em ordem decrescente são: Savanas das Guianas (*Guianan savana*) 8,3%; Floresta Costeira da Bahia (*Bahia coastal forests*) 11,9%; Florestas do Interior da Bahia (*Bahia interior forests*) 14,8%; Brejos Nordestinos (*Caatinga Enclaves moist forests*) 25,6%; Florestas Costeiras de Pernambuco (*Pernambuco coastal forests*) 27,6%; Florestas Costeiras da Serra do Mar (*Serra do Mar coastal forests*) 29,1%; Restingas da Costa Atlântica (*Atlantic Coast restingas*) 30,2%; Florestas do Interior de Pernambuco (*Pernambuco interior forests*) 33,8%; Caatinga (*Caatinga*) 57,1%; Florestas Secas do Nordeste (*Atlantic dry forests*) 66,5% (Borsato *et al.*, 2015).

*M. oligocephalum* já foi registrada ocorrendo nas ecorregiões acima listadas. Os registros verificados nos bases de dados consultadas, em ambiente de Mata Atlântica, apontam a necessidade de ações de conservação de forma prioritária nessas ecorregiões e em outras localidades no Brasil.

Nas últimas décadas foram conquistados avanços expressivos para a conservação como por exemplo a promulgação da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, a chamada Lei da Mata Atlântica, a qual regula o uso dos remanescentes de Mata Atlântica. Ainda assim, apenas 9% da cobertura florestal remanescente se encontra dentro de áreas protegidas (Ribeiro *et al.*, 2009), sendo que estas não correspondem de fato a áreas de remanescentes de vegetação. Áreas protegidas que nem sempre representam a biodiversidade da região em que estão situadas. Por isso, uma vez que não é possível preservar todas as áreas naturais remanescentes, é necessário priorizá-las, buscando representar de forma adequada a biodiversidade existente (Durigan *et al.*, 2009).

Mesmo reduzida e muito fragmentada, estima-se que na Mata Atlântica existam cerca de 20.000 espécies vegetais (cerca de 35% das espécies existentes no Brasil), incluindo diversas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. A cobertura de áreas protegidas na Mata Atlântica avançou expressivamente ao longo dos últimos anos, com a contribuição dos governos federais, estaduais e mais recentemente dos governos municipais e iniciativa privada. No entanto, a maior parte dos remanescentes de vegetação nativa ainda permanece sem proteção (MMA, 2020).

O desenvolvimento dos principais blocos florestais úmidos presentes no Brasil, a Amazônia e a Mata Atlântica, ainda é discutido. Essas duas formações possivelmente estiveram conectadas no passado, seja diretamente, como sugerido, por exemplo, a partir de estudos de

grãos de pólen fossilizados (Behling *et al.*, 2000), ou indiretamente, através de uma emaranhada rede de corredores e galerias florestais (Oliveira-Filho e Fontes, 2000). Admite-se que ambos se originaram a partir de pequenas formações florestais independentes e que provavelmente se desenvolveram em decorrência do clima favorável. Durante o Terciário, um corredor xérico, possivelmente, se instalou entre ambas as formações florestais e em função das variações climáticas, formações mais úmidas do que as observadas atualmente teriam se desenvolvidas. Assim, a região da Mata Atlântica provavelmente foi recoberta por uma formação arbórea sazonal durante a maior parte do Pleistoceno, com florestas ripárias interconectando-a com a floresta Amazônica durante os períodos interglaciais mais úmidos (Costa, 2003; Percequillo *et al.*, 2011). Tais oscilações climáticas, atuando nas duas áreas e sobretudo com as numerosas variações locais e pontuais, teriam influenciado a distribuição dos táxons e as atuais relações entre os dois maiores blocos florestais neotropicais (Costa, 2003).

Devido aos efeitos conjugados da altitude e das correntes atmosféricas oceânicas úmidas que adentram o continente, há na Caatinga enclaves de florestas serranas, afastados da costa, conhecidas como Brejos de Altitude ou Brejos Nordestinos. Os brejos-nordestinos (ou brejos-de-altitude, serras-úmidas, enclaves), denominação dada por Andrade Lins (1964) e Andrade-Lima (1964), se desenvolvem na região semiárida do Nordeste brasileiro (Câmara, 2005) e apresentam a integração dos diferentes tipos morfoclimáticos da Floresta Atlântica e Caatinga, principalmente no Estado do Ceará.

Já em Pernambuco, esses enclaves localizam-se bem mais próximos à costa nordestina leste (Coimbra-Filho e Câmara 1996; MMA 1993, 2000). Constituem disjunções da floresta tropical perenifólia, com altitudes de 600 a 1100 m, ocorrem nos topos e encostas superiores à barlavento de serras situadas no planalto da Borborema (Andrade-Lima, 1960, Rodal *et al.*, 1998). As matas serranas, em Pernambuco, foram mais intensamente estudadas quanto à localização e conservação de remanescentes (Rodal *et al.*, 1998) e quanto à florística (Sales *et al.*, 1998).

*M. oligocephalum* foi registrada em brejos de altitude apenas Estados de Pernambuco e Alagoas, no Planalto da Borborema. Segundo Velloso *et al.*, 2002, essa região abriga ecorregiões de domínio Caatinga e compreende partes dos estados de Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas. Há formações rochosas com composições vegetacionais particulares, contrastando com Caatinga do interior das regiões semiáridas do Nordeste brasileiro. A Borborema tem uma diversidade vegetal grande, incluindo desde as caatingas baixas dos Cariris Velhos e Curimataú, na Paraíba, até matas muito semelhantes às costeiras

(definidas como Mata Atlântica), e as matas serranas dos brejos de altitude (Giulietti *et al.*, 2002).

Muitas áreas com afloramentos rochosos como a Reserva Biológica de Pedra Talhada (município de Quebrangulo, Alagoas) são reconhecidos por apresentarem uma flora altamente especializada, com altos níveis de diversidade e endemismo (Correia *et al.*, 2021). Dessa forma, áreas montanhosas merecem atenção especial na preservação da biodiversidade devido ao grau de endemismo encontrado (Hind, 1995; Rapini *et al.*, 2002) e inventários florísticos são necessários realizados também nessas regiões, pois a grande relevância de informações fornecidas são essenciais para o reconhecimento da flora local de tais áreas e para sua devida conservação (Moura e Roque, 2014).

Se tratando de regiões semiáridas, a função das Unidades de Conservação vai além da conservação da biodiversidade, uma vez que representam uma frente importante para frear ou diminuir efeitos da degradação e desertificação de novas áreas de Caatinga (Barbosa *et al.*, 2005). As Florestas tropicais sazonalmente secas, são bastante povoadas e passou por intensas transformações (incluindo desertificação) nos últimos cinco séculos, aumentando sua vulnerabilidade às mudanças climáticas (Silva *et al.*, 2019). Um desafio recorrente é desenvolver estratégias funcionais que auxiliem as espécies a sobreviverem nos ambientes ameaçados e compreender como será a distribuição vegetal, frente as mudanças climáticas, sendo que os afloramentos rochosos ou inselbergs abrigam diversas espécies endêmicas (Gomes e Alves, 2009, 2010).

A Caatinga é considerada como de alta prioridade para conservação, devido a complexidade de sua biota e pelo fato de abrigar número considerável de espécies endêmicas (Andrade-Lima, 1982, Rodal, 1992, Sampaio, 1995, MMA, 2002), por conta do clima e da composição da rocha-mãe (Oliveira Filho *et al.*, 2006; Giulietti *et al.*, 2002) A conservação da Caatinga está intimamente associada ao processo de degradação ambiental ao combate à desertificação e a melhoria na qualidade de vida das populações. No entanto, ainda carece de ser protegida em unidades de conservação (Tabarelli *et al.*, 2000; Teixeira *et al.*, 2021; MMA, 2022) e há poucas referências científicas quando comparada a outros domínios vegetacionais do país (Tabarelli e Silva, 2003).

Além disso, sabe-se que a preservação dos rios permanentes e remanescentes, seja fundamental nessas áreas, uma vez que abrigam um número expressivo de táxons raros e endêmicos e a disponibilidade de recursos de água seja um dos fatores limitantes para a grande variedade de tipos vegetacionais de Caatinga. Vale salientar ainda que a conservação de rios

depende da proteção de suas cabeceiras, localizadas por exemplo, em regiões de brejos ou florestas montanas da Borborema, Serra do Araripe, dentre outros. Dessa forma, a conservação dessas florestas torna-se prioritária (Giulietti *et al.*, 2002).

O conhecimento acerca da distribuição geográfica de *M. oligocephalum* e de outras espécies no país, pode ser ampliado. Há registros da espécie ocorrendo em áreas, principalmente no estado da Bahia, que carecem serem mais protegidas e sua biodiversidade melhor conhecida. Como exemplo disso, há o Território Indígena Kiriri (município de Banzaê); o Complexo Vegetacional UNEB/EBDA, no Litoral Norte (município de Alagoinhas); Baixa dos Quelés e o Povoado Casinhas (município de Jeremoabo), além de áreas pouco conhecidas inseridas em Unidades de Conservação Federais e Estaduais e outras localizada em outros estados no “Polígono das Secas” (Andrade-Lima, 1981) Nordeste do brasileiro.

Se faz necessário também maior investimento na manutenção das Unidades de Conservação já existentes, bem como a criação de outras, em especial nos territórios de identidade do Litoral Norte e Agreste da Bahia; Semiárido nordestino; Região metropolitana de Salvador; Portal do Sertão; Itaparica; Sisal; Recôncavo e Chapada Diamantina especialmente no estado da Bahia, para que se possa preservar mais a biodiversidade de flora ameaçada e de adequada.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil é um país de dimensões continentais onde a utilização cada vez maior dos recursos naturais causam, gradativa perda da diversidade biológica em diferentes níveis. Por isso, é de suma importância mapear e desenvolver estratégias para que a qualidade e a quantidade dos dados possam ser também avaliados.

É possível considerar a região Nordeste como centro de dispersão da espécie. Os estados com maior registro de ocorrência foram na região Nordeste: Bahia, Sergipe e Pernambuco, especialmente no estado da Bahia onde foi observada significativa adequabilidade ambiental para a Caatinga e Mata Atlântica na porção norte da costa leste do estado e baixa adequabilidade ambiental em áreas ao Sul e Oeste baiano. Para demais regiões brasileiras o mapa *ensemble* apresentou na escala, reduzida adequabilidade ambiental, inferior a 25%. Não foram encontrados registros nos bancos de dados nas regiões Centro Oeste e Sul do Brasil e os poucos registros da espécie para a região Sudeste, na região serrana do litoral de Rio de Janeiro e em São Paulo mostram a necessidade de a ampliar do esforço amostral.

Os indicadores estatísticos (*AUC* e *TSS*) avaliados classificam o modelo como válido, sendo satisfatório na estimação da distribuição da adequabilidade do habitat de *M. oligocephalum*. Assim, foi possível compreender melhor que a espécie desenvolve-se preferencialmente em ambientes com sazonalidade ambiental marcante, onde há periodicamente chuvas regulares e temperatura características de clima tropical à semiárido (como visto em faixas que compreendem Caatinga e Mata Atlântica). Este estudo sugere, a atualização constante das bases de dados, em especial apoio ao trabalho desenvolvido pelo Flora e Funga do Brasil, uma vez que há registros em Caatinga, Mata Atlântica, Cerrado e zonas de transição entre esses fitodomínios.

Apesar de apresentar alguma adequação para ocorrer em ambiente de Mata Atlântica, se trata de uma espécie que provavelmente não exige alta pluviosidade para sobreviver. Nota-se que há certa preferência por áreas de Caatinga no Nordeste brasileiro, uma vez que apresenta características morfofisiológicas adaptativas que lhes permite sobreviver nesses ambientes. Assim, mesmo estando ocorrendo em ambiente de mata, sabe-se que há uma maior adequabilidade ambiental (adeq.  $\geq$  60%) para zonas influenciadas por Caatinga, ou seja, zonas de reduzida pluviosidade ao longo do ano.

Ainda há lacunas em relação ao conhecimento e distribuição da espécie que precisam ser preenchidas, em relação a flora brasileira. A Modelagem de Nicho Ecológico e a estimação da

adequabilidade ambiental corroborou o padrão de distribuição da espécie, apresentando-se como uma excelente metodologia para se estudar a biogeografia de outras espécies, possibilitando ampliar o conhecimento sobre a diversidade e distribuição das Asteraceae no Brasil. Além disso, oferece subsídios para recuperação de áreas consideradas prioritárias à conservação, em apoio para estratégias na criação de outras áreas prioritárias à conservação e preservação ambiental no Brasil.

Sabe-se que áreas protegidas, como as unidades de conservação, as terras indígenas e os territórios quilombolas, são fundamentais para a manutenção de amostras representativas e viáveis da diversidade biológica e cultural, pois abrigam diversas espécies ameaçadas em ambientes especiais, os quais podem ser inclusive, ponto de partida do processo de definição de novas Áreas Prioritárias para a conservação.

Esse estudo sugere um maior investimento em expedições de coleta e levantamentos florísticos de *Moquiniastrum oligocephalum* para diversos estados do Brasil. Apesar da grande extensão e considerando a importância do fitodomínio da Caatinga para o nordeste do Brasil, poucas são ainda as informações ecológicas conhecidas, havendo uma carência de publicações. Assim, como consequência de ser pouco estudada, pouco protegida e passar por constantes processos de alteração da florística e fisionomia da vegetação, a paisagem vem sendo profundamente alterada e as áreas reduzidas a pequenos fragmentos. Além disso, mesmo existindo algumas políticas públicas, muitas vezes estas encontram-se desarticuladas com os interesses e saberes das comunidades a que se destinam. Por isso, a restauração de florestas secas e a adoção de melhores práticas para evitar mais degradação são urgentemente necessárias para ajudar na recuperação da produtividade e resiliência dos ecossistemas.

Esse estudo sugere ainda maior esforço amostral em áreas prioritárias para a conservação da diversidade biológica da Caatinga que são de extrema importância e estão localizadas no entorno de alguns brejos, áreas montanhosas úmidas que eram revestidas de florestas, tais como Planalto da Ibiapaba do Norte/Jaburuca, Chapada do Araripe; e no centro do Estado da Bahia em Morro do Chapéu e Raso da Catarina. Por essas razões, a perpetuidade de espécies nativas de Caatinga precisa ser assegurada, a partir de projetos que utilizem por exemplo: descrições morfológicas, levantamento de informações a cerca de floração, frutificação, dados fitossociológicos e florísticos em áreas em processos de degradação; o uso de chaves analíticas, mapas de distribuição geográfica de espécies e modelagem de nicho ecológico, além de fornecer informações sobre habitat a fim de avaliar o estado de conservação.

## REFERÊNCIAS

- ABARELLI, M., J. M. C. SILVA, A. VICENTE & A. M. SANTOS. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. Pp. 13, 2000. in: SILVA, J. M. C. & M. TABARELLI (coords.) **Workshop Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade bioma Caatinga**. Petrolina, Pernambuco, Brasil.
- AB'SABER, A.N. O domínio morfoclimático semiárido das caatingas brasileiras. **Geomorfologia** 43: 1-39. 1974.
- AB'SABER, A. Contribuição à geomorfologia da área dos cerrados. In: SIMPÓSIO SOBRE CERRADO. São Paulo: **EDUSP**, p. 117-124. 1963.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO. Bacia hidrográfica do Rio Ipojuca. **Recife: Condepe/Fidem**, 64p. 2005 (Série bacias hidrográficas de Pernambuco, 1).
- AIELLO-LAMMENS, M. E. *et al.* spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. **Ecography**, [S. l.], v.38, n.5, p.541–545, 2015.
- ALMEIDA-JR., E.B., PIMENTEL, R.M.M. & ZICKEL, C.S. Flora e formas de vida em uma área de restinga no litoral norte de Pernambuco, Brasil. **Rev. Geog.** 24 (1): 19-34. 2007.
- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES J.L.M. & SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Z.** 22 (6): 711-728. 2014.
- ALCOFORADO-FILHO, F.G.A., SAMPAIO, E.V.S.B. & RODAL, M.J.N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Bot. Bras.** 17 (2): 287-303. 2003.
- ALVES, M., A. Alves-Araújo, B. S. Amorim, A. Araújo, D. Araújo, M. T. Buriel, J. L. Costa-Lima, J. Garcia Gonzalez, G. Gomes-Costa, A. Melo, J. Novaes, S. Oliveira, E. Pessoa, T. Pontes & J. Rodrigues. Inventário de Angiospermas dos fragmentos de Mata Atlântica da Usina São José, Igarassu, Pernambuco. In: Buriel, M. T., A. Melo, A. Alves-Araújo & M. Alves (eds.) **Plantas da Mata Atlântica: Guia de árvores e arbustos da Usina São José (Pernambuco)**: 133-158. 2013. Livro Rápido.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALMEIDA, G.S.S. **Asteraceae Dumort. nos campos rupestres do Parque Estadual do Itacolomi, Minas Gerais, Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 365f. 2008.
- ALMEIDA Jr., E.B., PIMENTEL, R.M.M. & Zickel, C.S. Flora e formas de vida em uma área de restinga no Litoral Norte de Pernambuco, Brasil. **Revista de Geografia** 24: 19-34, 2007.
- ALVES, D. S.; ALMEIDA, G. S. S.; SANTANA, I. N. Lamiaceae Martinov no município de

Alagoinhas, Bahia, Brasil. **Paubrasilia**, Porto Seguro, v. 6, p. 14; 2023.

AMANE (Associação para a Proteção da Mata Atlântica do Nordeste). 2014. Mapa do Corredor da Mata Atlântica do Nordeste. Disponível em <http://www.amane.org.br/publicacoes.asp?pag=2/>. Acesso em 01. nov.2014.

AMORIM, V. O.; BAUTISTA, H. P. Asteraceae da Ecorregião do Raso da Catarina, Bahia, Brasil. Rio de Janeiro: **Rodriguésia**, v.67, n.3, p.785-794, 2016.

AMORIM, L. A., & Santos, A. M. dos. Reflexos do Último Ciclo de Estiagem na Produção Agropecuária em Municípios Susceptíveis à Desertificação no Semiárido de Pernambuco. **Geografia** (Londrina), 33(1), 249–263. 2023.

AMORIM, A.M., JARDIM, J.G., LOPES, M.M.M., FIASCHI, P., BORGES, R.A.X., PERDIZ, R.O. & Thomas, W.W. Angiospermas em remanescentes de floresta montana no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica** 9: 313-348. 2009

AMORIM, A.M., THOMAS, W.W., CARVALHO, A.M.V. & JARDIM, J.G. Floristics of the Una Biological Reserve, Bahia, Brazil. In: W.W. Thomas (ed.). **The Atlantic Coastal Forest of Northeastern Brazil**. Memoirs of The New York Botanical Garden, New York, pp. 67-146. 2008.

AMORIM, A.M., FIASCHI, P., JARDIM, J.G., THOMAS, W.W., CLIFTON, B.C. & Carvalho, A.M.V.. The vascular plants of a forest fragment in southern Bahia, Brazil. **Sida** 21: 1726-1752. 2005

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.

ANDERSON, R. P.; Martínez-Meyer, E. Modeling species geographic distributions for preliminar conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*. Pp. 167-179. 2004.

ANDRADE-LIMA, D. Present-day forest refuges in Northeastern Brazil. in: G.T. Prance (ed.) *Biological diversification in the tropics*. Columbia University Press, New York. 245-251f. 1982.

ANDRADE-LIMA, D. Plantas das caatingas. **Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro. 23 f. 1989

ANDERBERG, A. A. *et al.* Compositae. In: KADEREIT, J. W.; JEFFREY, C. (eds.). *The Families and Genera of Vascular Plants*. **Springer**, Berlin, v.8, p.61-588, 2007.

ANDRADE-LIMA, D. Present-day forest refuges in Northeastern Brazil. in: G.T. Prance (ed.) **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press, New York. Pp 245-251 1982.

ANDRADE-LIMA, D. 1989. Plantas das caatingas. *Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro.

BEZERRA, M. F. A.; FARIAS, G. R.; CAVALCANTI, L. H. Mixobiota do Parque Nacional Serra de Itabaiana, SE, Brasil: Trichiales. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 24, n. 2, p. 510-517, 2010.

ANTONELLI, A. Biogeography: Drivers of bioregionalization. **Nature Ecology & Evolution**, v.1, n.0114, 2017.

ARAÚJO, H.F.P., CANASSA, N.F., MACHADO, C.C.C. *et al.* A perturbação antrópica é o principal causador de alterações na vegetação na região de Caatinga. **Rep Sci** 13, 18440 2023.

ARAÚJO, E. L., E. V. S. B. SAMPAIO & M. J. N. RODAL. Composição florística e fitossociologia de três áreas de caatinga de Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 595-607. 1995.

ARAÚJO MB, RG PEARSON, W THUILLER, M ERHARD. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11:1504-1513. 2005.

ARAÚJO, M. B.; GUISAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, v.33.p.1677-1688, 2006.

ARAÚJO, M. B.; PEARSON, R. G. Equilibrium of species' distributions with climate. **Ecography**, v.28, n.5, p.693-695, 2005.

ARAÚJO, E. L., E. V. S. B. SAMPAIO & M. J. N. RODAL. Composição florística e fitossociologia de três áreas de caatinga de Pernambuco. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 595-607. 1995.

ARARIPE, H.G.A.; LOPES, J.B.; BASTOS, M.E.G. Aspectos do licenciamento ambiental da carcinicultura na APA do Delta do Parnaíba. *Ambiente & Sociedade*, v.9, n.2, p.143-173, 2006.

AUSTIN M. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. **Ecological modelling**, v.200, n.1, p.1-19, 2007.

BAÑUELOS, M. J. *et al.* Modelling the distribution of *Ilex aquifolium* at the north-eastern edge of its geographical range. **Nordic Journal of Botany**, v.23, n.1, p.129-142, 2004.

BARBOSA, M.R.V., CASTRO, R., ARAÚJO, F.S. & RODAL, M.J.N. Estratégias para conservação da biodiversidade e prioridades para a pesquisa científica no bioma Caatinga. In **Análise das variações da biodiversidade do Bioma Caatinga: Suporte a estratégias regionais** (F.S. Araújo, M.J.N. Rodal & M.R.V. Barbosa, eds). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 417-431.2005.

BARBOSA, K. C. Turismo em Armação dos Búzios (RJ/Brasil): Percepções Locais sobre os Problemas da Cidade e Diretrizes Prioritárias de Apoio à Gestão Ambiental. 124 f. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2003.

BARROS, A. H. C.; Climatologia do Estado de Alagoas / Alexandre Hugo Cezar Barros - Dados eletrônicos. Recife: Embrapa Solos, (**Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** / Embrapa Solos. 32 p. ISSN 1678-0892; 211), 2012.

BELLARD, C. *et al.* Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v.23, n.12, p.1376–1386, 2014.

BEZERRA, E. C., J. E. G. BEZERRA & M. F. S. MENDES. 1997. Precipitações. Pp. 22-23 in: IPLANCE (ed.) Atlas do Ceará. Fundação Instituto de Planejamento do Ceará, Governo do Estado do Ceará, SEPLAN, Fortaleza.

BFG. Brazilian Flora 2020: Innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC). **Rodriguésia**, v.69, n.4, p.1513-1527. 2018.

BFG. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v.66, n.4, p.1085-1113. 2015.

BFG. Brazilian Flora 2020: Leveraging the power of a collaborative scientific network. **Taxon**. 2021.

BORGES-NOJOSA, D. M. & U. CARAMASCHI. 2000. Geographic distribution: *Aulura anomala*. *Herpetological Review* 31: 108.

BONATELLI, I. A. S. *et al.* Interglacial microrefugia and diversification of a cactus species complex: phylogeography and palaeodistributional reconstructions for *Pilosocereus aurisetus* and allies. **Molecular Ecology**, v.23, i. 12, p.3044-3063, 2014.

BORSATO, R.; LOYOLA, R.; LEMES, P. Ecorregiões do Brasil: prioridades terrestres e marinhas. Curitiba: **Instituto LIFE**, 2015.

BRASIL. Lei Federal 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. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm). Acessado em: 24/10/2023.

BRASIL. Decreto de 15-VI-2005. Criação do Parque Nacional Serra de Itabaiana. Brasília: **Diário Oficial da União**, Poder Executivo, 15-VI-2005.

BRITO, L.T. de L.; MOURA, M.S.B. de; GAMA, G.F.B. Potencialidades da água de chuva no Semi-árido brasileiro. **Petrolina: Embrapa Semi-Árido**, 181p., 2007.

BREMER, K. **Asteraceae, cladistics and classification**. Timber Press, Portland, 752p. 1994.

BRITO, G.R. **Aplicação da modelagem preditiva de distribuição de espécies como ferramenta de estudo da biodiversidade**. 2018. 121 f. Dissertação (Mestrado Acadêmico em Biociências). – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências e Letras, Assis, 2018.

BROWN J. L. *et al.* PaleoClim, high spatial resolution paleoclimate surfaces for global land areas. **Scientific Data**, v.5, n.180254, 2018.

BROWN, J. H.; Lomolino, M. V. **Biogeografia**. 2<sup>nd</sup> ed. Funpec, Ribeirão Preto. Pp. 692. 2006.

BROOKS, T.; BALMFORD, A. Atlantic forest extinctions. **Nature**, v. 380, n. 6570, p. 115–115, 14 mar. 1996.

BUISSON, L. *et al.* Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. **Global Change Biology**, [S. l.], v.16, n.4, p.1145–1157, 2010.

BULLOCK, S. H. Plant reproduction in neotropical dry forests. Pp 277-303, 1995. in: S. H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina (eds.) Seasonally dry tropical forests. **Cambridge University Press**, Cambridge.

CABRAL-NETO, J.P.; FEITOSA, F.R.S.; AGUIAR, W.J.; PONTES, B.A.N.M. Diagnóstico socioambiental do Delta do Parnaíba na região litorânea do Piauí-Brasil. In: CASTILHO, C.J.M. (Org.). Saberes ambientais: reflexões sobre a relação sociedade-natureza. Ananindeua-PA: Itacaiúnas, 2020.

CABRERA, A. L. Revisión del género *Gochnatia* (Compositae). **Revista del Museo de La Plata**, La Plata, v.12, p.1-160, set. 1971.

CABRERA, A. L.; WILLINK, A. Biogeografía de América Latina. 2. ed. Washington: OEA, 1980. 117 f.

CARDOSO, D.B.O.S.; FRANÇA, F; NOVAIS, J.S.; FERREIRA, M.H.S; Santos, R.M.; CARNEIRO, V.M.S & Gonçalves, J.M.. Composição florística e análise fitogeográfica de uma floresta semidecídua na Bahia, Brasil. **Rodriguésia** 60: 1055-1076, 2009.

CARDOSO, D.B.O.S. & QUEIROZ, L.P. Diversidade de Leguminosae nas caatingas de Tucano, BA: Implicações para a fitogeografia do semi-árido do Nordeste do Brasil. **Rodriguésia** 58: 379-371 2007.

CARDOSO, D.B.O.S. & QUEIROZ, L.P.2011. Caatinga no contexto de uma metacomunidade: evidências da biogeografia, padrões filogenéticos e abundância de espécies em Leguminosae. In: Carvalho, C.J.B.; Almeida, E.A.B. (eds.). Biogeografia da América do Sul: padrões e processos. Roca, São Paulo. Pp. 241- 260. **Rodriguésia** 58: 379-371 2007.

CARVALHO, C. M.; VILLAR, J. C. **Parque Nacional Serra de Itabaiana**: levantamento da Biotá. (Biologia Geral e Experimental - UFS) São Cristóvão: UFS,. 124 p. 2005

CARVALHO-SOBRINHO, J.G. & QUEIROZ, L.P. Composição Florística de um fragmento de Mata Atlântica na Serra da Jibóia, Santa Terezinha, Bahia, Brasil. **Sitientibus série Ciências Biológicas** 5: 20-28. 2005

CAVALCANTE A.M.B.; FERNANDES, P.H.C.; SILVA, E.M. Ahead of Print. *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. e as Mudanças Climáticas: Uma Análise a Luz da Modelagem de Distribuição de Espécies no Bioma Caatinga. **Revista Brasileira de Meteorologia**. 2020.

CAVALCANTI, E. P.; Silva, E. D. V. Estimativa da temperatura do ar em função das coordenadas locais. In: **Congresso Brasileiro de Meteorologia**, 7, Congresso Latino-Americano e Ibérico de Meteorologia, 2, 1994, Belo Horizonte, **Anais...SBM**, p.154-157. 1994.

CAVALCANTI, E.P.; SILVA, V. de P.R.; SOUSA, F. de A.S. de. Programa computacional para a estimativa da temperatura do ar para a região Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, p.140-147, 2006.

CHAPMAN, A. D.; MUÑOZ, M. ES; KOCH, I. Environmental information: placing biodiversity phenomena in an ecological and environmental context. **Biodiversity Informatics**, v.2, 2005.

CHATTERJEE, S.; HADI, A. S. **Regression analysis by example**. 4th ed ed. Hoboken, N.J: Wiley-Interscience, 2006.

COELHO, M.M. & AMORIM, A.M. Floristic composition of the Montane Forest in the Almadina - Barro Preto axis, Southern Bahia, Brazil. **Biota Neotropica** 14: 1-41, 2014.

CONDAMINE, F. L. *et al.* Teasing Apart Mountain Uplift, Climate Change and Biotic Drivers of Species Diversification. **Mountains, Climate and Biodiversity**, Hoboken, Nova Jersey, p.257-272, 2018.

COUTINHO, L.M. Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do cerrado. 173 f. 1976. Tese (Livre Docência) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

CPRH - Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. Refúgio de Vida Silvestre Tatu-Bola. Recife: CPRH, 80 pp. 2014.

COLOMBO, A.; JOLY, C. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3 suppl, p. 697–708, out. 2010.

COIMBRA-FILHO, A. F. & I. G. CÂMARA. Os Limites Originais do Bioma Mata Atlântica na Região Nordeste do Brasil. **Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza**, Rio de Janeiro. 1996.

COIMBRA-FILHO, A. F., I. G. CÂMARA & A. B. RYLANDS. On the geographic distribution of the red-handed howler monkey, *Alouatta belzebul*, in Northeastern Brasil. **Neotropical Primates** 3: 176-179. 1995

CORREIA, J. S. et al. Diversidade florística dos afloramentos rochosos da Reserva Biológica de Pedra Talhada, Quebrangulo, Alagoas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 743-757, 2021.

CRAW, R.C., Biogeography and biogeographical principles. **New Zealand Entomologist**, 8:49-52. 1984.

CRISCI, J.V. The voice of historical biogeography. **Journal of Biogeography**, 28: 157–168, 2001.

CRISCI, J.V., KATINAS L. & POSADAS P. Historical biogeography: an introduction. Cambridge, Harvard University Press. 2003

- CROIZAT, L. Space, time, form: the biological synthesis. Publicado pelo autor, Caracas. 1964.
- DAI, X.; WU, W.; JI, L.; TIAN, S.; YANG, B.; GUAN, B.; WU, D. MaxEnt model-based prediction of potential distributions of *Parnassia wightiana* (Celastraceae) in China. **Biodiversity Data Journal**, [S. l.], v.10, p. e81073, 2022.
- DANTAS, H.G.R.; LIMA, H.C.; BOHRER, C.B.A. Mapeamento da vegetação e da paisagem no município de Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v.60. p.25–38, 2009.
- DANTAS T.V.P. & RIBEIRO A.S. Caracterização da vegetação do Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe - Brasil. **Biotemas**, 23(4): 9–18, 2010.
- DANTAS, M. E. Geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro. Companhia de Pesquisa de Recursos Mineirais (CPRM), Rio de Janeiro, relatório e mapa, 63 p., 2000.
- DANTAS T.V.P., NASCIMENTO - JÚNIOR J.E., Ribeiro A.S. & Prata A.P.N. Florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea das Areias Brancas do Parque Nacional Serra de Itabaiana/Sergipe, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, 33(4): 575–588, 2010.
- DANTAS, H.G.R.; LIMA, H.C.; BOHRER, C.B.A. Mapeamento da vegetação e da paisagem no município de Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v.60. p.25–38, 2009.
- DANTAS, M. E. **Geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro**. Companhia de Pesquisa de Recursos Mineirais (CPRM), Rio de Janeiro, relatório e mapa, 63 p., 2000.
- DEAN, W. With broadex and firebrand: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. **Berkeley**: University of California Press, 1995.
- DECRETO nº 44.099, de 12 de julho de 1999. Incorpora ao Parque Estadual do Juquery a área que especifica, situada no município de Franco da Rocha. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, v. 109, n. 130, 13 jul. 1999. Seção I, p. 2-3.
- DINERSTEIN E, Olson DM, Graham DJ, Webster A L , Primm SA, Bookbinder M P, Ledec G. **Uma Avaliação da Conservação das Ecorregiões Terrestres da América Latina e Caribe** . Washington (DC) :Banco Mundial (1995).
- DOU - Diário Oficial da União. 2002. Decreto 913/12 de 13 de dezembro de 2002. N. 242. 16 de dezembro de 2002.
- DUTRA, G. F. et al. As áreas protegidas na gestão costeira e marinha do Brasil. In: MARONE, E.; RIET, D.; MELO, T. (eds). **Brasil Atlântico**: um país com a raiz na mata. Mar de Idéias & Instituto BioAtlântica, Rio de Janeiro, Brasil, 2010.
- DURIGAN, G. et al. The vegetation of priority areas for Cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, n. 2, p. 217-241, 2003a.
- ELITH, J. *et al.* Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v.29, p.129–151, 2006.
- ELTON, C. S. **Animal Ecology**. Sidgwich and Jackson, London, 1927.

EMBRAPA. **Banco de dados climáticos do Brasil**. 2014. Disponível em: <http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/>. Acesso em 01 de nov. 2014.

FERNANDES, Moabe F.; QUEIROZ, Luciano P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**, v. 70, n. 4, p. 51-56, 2018.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; DE QUEIROZ, Luciano P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid environments**, v. 174, p. 104079, 2020.

FERRAZ, Raphael Cavalcanti et al. Levantamento fitossociológico em área de Caatinga no monumento natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 26, n. 3, p. 89-98, 2013.

FERREIRA, G. C. **Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do Jari, Monte Dourado, Pará usando dados de inventário florestal**. 204 f. 2009 - Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro.

FERRIER, S. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? **Systematic Biology**, v. 51, p. 331-363, 2002.

FICK, S.E.; HIJMANS, R.J., WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology** v. 37, n. 12, p. 4302-4315, 2017.

FIGUEIREDO, M. A. As serras-úmidas no Ceará e a produção alimentar para o semi-árido cearense. **Coleção Mossoroense** 523: 1-15. 1988.

FIGUEIREDO, M. A. 1997. Unidades Fitoecológicas. Pp. 28-29 in: IPLANCE (ed.) **Atlas do Ceará**. Fundação Instituto de Planejamento do Ceará, Governo do Estado do Ceará, SEPLAN, Fortaleza.

FIGUEIREDO, M. A. & M. A. BARBOZA. A vegetação e a flora na Serra de Baturité - Ceará. **Coleção Mossoroense** 747: 1-10. 1990.

FIGUEIREDO, M. A., A. FERNANDES, M. B. DIÓGENES & S. S. OLIVEIRA. A família Rubiaceae na Serra de Baturité-Ceará. **Coleção Mossoroense** 749: 1-11. 1990.

FIGUEIREDO, M.A. Vegetação. In: Ceará. **Atlas do Ceará**. Fortaleza: IPLAN-CE, 1997. p. 29-30.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: JBRJ. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em 05 jun. 2023.

FLORA DO BRASIL. **Brazilian Flora** 2023. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2019 Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 19 jun. 2023.

FOLLADOR, M. et al. Modelling Potential Biophysical Impacts of Climate Change in the Atlantic Forest: Closing the Gap to Identify Vulnerabilities in Brazil. In: **Climate Change Adaptation in Latin America**, 2018. ISBN: 978-3-319-56945-1.

FRANKIE, G. W., H. G. BAKER & P. A. OPLER. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology** 62: 881-913. 1974.

FRANKLIN, J.; MILLER, J. A. **Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction**. Cambridge University Press, 320 p. , 2010.

FREITAS, M.M.; SILVA L.G.E; TUPINAMBÁ, M. Domínios geomorfológicos no Parque Estadual dos Três Picos-RJ e sua relação com aspectos geomorfológicos. **Revista Sociedade e Natureza** 29 (01), p.26; 2017

FREITAS, M.M.; SILVA L.G.E; TUPINAMBÁ, M. Domínios geomorfológicos no Parque Estadual dos Três Picos-RJ e sua relação com aspectos geomorfológicos. **Revista Sociedade e Natureza** 29 (01), p.26; 2017

FUNK, V. A.; RICHARDSON, K. S. Systematic data in biodiversity studies: use it or lose it. **Systematic Biology**. v.51, n.2, p.303–316, 2002.

FUNK, V. A.; ZERMOGLIO, M. F.; NAZIR, N. Testing the use of specimen collection data and gis in biodiversity exploration and conservation decision making in Guyana. **Biodiversity and conservation**, v.8, p.727-751, 1999.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica** - Período 2016-2017. São Paulo: SOS Mata Atlântica. Disponível em: [https://www.sosma.org.br/link/Atlas\\_Mata\\_Atlantica\\_20162017\\_relatorio\\_tecnico\\_2018\\_final.pdf](https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_20162017_relatorio_tecnico_2018_final.pdf). Acesso em: 05 jul. 2023.

FUNK, F. A. *et al.* A Phylogeny of the Gochnatieae: understanding a critically placed tribe in the Compositae. **Taxon**, v.63, p.859–882, 2014.

GABRIEL, S.; BENNETT, C.; BA, A.M.; HENRY, S. Modeling the Suitability Index of Selected Conifers on Mambilla Plateau Taraba State, Nigeria: Implication on Planted Forest. **International Journal of Agroforestry Remote Sensing and GIS**, v.1, n.1-9, 2015.

GBIF – **GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY**. Occurrences. Disponível em: <https://www.gbif.org/>. Acesso em: 05 jun. 2023.

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock, S. H., H. A. Mooney & E. Medina (eds.). **Seasonally Dry Tropical Forests** : 146-194.1995. Cambridge University Press. 1995.

GENTRY, A. H. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America: Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? **Annals of Missouri Botanical Garden** 69:557-593. 1982.

GENTRY, A. H. Dispersal ecology and diversity in neotropical forest communities. **Sonderband Naturwissenschaftlicher Verein Hamburg** 7:303-314. 1983.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental gradients. **Annals of Missouri Botanical Garden** 75:1-34. 1988.

GENTRY, A. H. Four neotropical rainforests. New Haven, Yale University Press. 1990.

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp 146-193. 1995. in: H. Bullock, H. A. Mooney & E. Medina (eds.) **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge University Press, Cambridge.

GOMES, D'Ávilla Ruama Fernandes Lopes. Variáveis climáticas determinam a composição funcional em florestas tropicais sazonalmente secas. 2019. 64f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - PPGEC) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2021.

GIOVANELLI, J. G. R. et al. Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. **Neotropical Biology and Conservation**, v.3, p.59-65, 2008.

GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v.63, n.3, p.733-749, set. 2011.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v.63, n.3. Rio de Janeiro, 2012.

GIULIETTI, A. M., R. M. Harley, L. P. Queiroz, M. R. V. Barbosa, N. N. A. L. Bocage, M. A. Figueiredo. Espécies endêmicas da caatinga. In: E. V. S. B. Sampaio, A. M. Giuliatti & C. Gamarra Rojas (org.). **Vegetação e flora da Caatinga**: 11- 24. p. 103-118. 2002. APNE (Associação Plantas do Nordeste), Recife.

GOVAERTS, R. How many species of seed plants are there? *Taxon*, v.50, p.1085-1090, 2001.

GOMES, D'Ávilla Ruama Fernandes Lopes. Variáveis climáticas determinam a composição funcional em florestas tropicais sazonalmente secas. 2019. 64f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - PPGEC) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2021.

GRAHAM, C. H. *et al.* New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in Ecology and Evolution**, v.19, p.497-503, 2004.

GRINNELL, J. The origin and distribution of the chestnut-backed chickadee. **Auk**, v.21, p.375-377, 1904.

GRINNELL J. The niche-relationship of the California thrasher. **Auk**, .34, p.427-433, 1917.

GRINNELL, J. Geography and evolution. **Ecology**, v.5, p. 25-229, 1924.

GROOMBRIDGE, B. (Ed.). Global biodiversity: Status of the earth's living resources. **London: Chapman & Hall**, 585 p. 1992.

GROMBONE, M.T. et al. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda, Atibaia (SP). *Acta bot. bras.*, v. 4, n. 2, p. 47-64, 1990.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v.135, p.147-186, 2000.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v.8, p.993-1009, 2005.

GUISAN, A. *et al.* Using niche-based models to improve the sampling of rare species. **Conservation biology**, v.20, p.501-511, 2006.

GUISAN, A.; GRAHAM, C. H.; ELITH, J.; HUETTMANN, F.; The NCEAS Species Distribution Modelling Group. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. **Diversity and Distributions**, v.13, p.332-340, 2007.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v.8, p.993-1009, 2005.

HIJMANS, R. J. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v.25, p.1965-1978, 2005.

HIJMANS, R. J. *et al.* Assessing the geographic representativeness of genebank collections: the case of Bolivian wild potatoes. **Conservation Biology**, v.14, p.1755-1765, 2000.

HOFFMANN, W.A. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, v. 84, p. 383-393, 1996. INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. Red list of threatened species. Versão 2010.

HORTAL, J. *et al.* Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. **Oikos**, v.117, p.847-858, 2008.

HUETTMANN, F. Databases and Science-Based Management in the Context of wildlife and habitat: Toward a certified iso standard for objective decision-making for the global community by using the internet. **Wildlife Management**, v.69, p.466-472, 2005.

IBAMA. 2001. Plano de Manejo do Parque Nacional de Ubajara – Fase II. Ministério do Meio-Ambiente, Brasília.

IBDF. 1981. Plano de Manejo: Parque Nacional de Ubajara. Brasília, Ministério do Meio-Ambiente, Brasília.

IBGE. 1985. Atlas nacional do Brasil. IBGE, Rio de Janeiro.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Malhas Territoriais. 2019b. Disponível em <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/basescartograficas/malhas-digitais> > Acesso em: 06 abr. 2023.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Malhas Territoriais. 2019a. Disponível em <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/basescartograficas/malhas-digitais>>. Acesso em: 06 abr. 2023.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250.000. Rio de Janeiro, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 168 p. (Relatórios metodológicos, v. 45, 2019).

IBAMA. 2009. Parque Nacional do Catimbau. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/mostraUc.php?seqUc=1438>. Acesso em: 20.03. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Biomas e sistema Costeiro-Marinho do Brasil**. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/apps/biomas/#/home>>. Acesso em: 29 jul. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manuais Técnicos em Geociências. n. 1. Manual técnico da vegetação brasileira. 2a ed. rev. ampl. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 10 mar 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Ceará. 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/pano-rama>. Acesso em: 05 mai 2019.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). Ceará em números. 2016. Disponível em: [http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara\\_em\\_numeros/2016/territorial/index.htm](http://www2.ipece.ce.gov.br/publicacoes/ceara_em_numeros/2016/territorial/index.htm). Acesso em: 25 fev 2019.

IVANOV, Marlete Moreira Mendes; LEMOS, Jesus Rodrigues (org.). Unidades de conservação do Estado do Piauí: volume 2. Teresina: **IFPI**, 2022.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Similaridade florística entre áreas de floresta atlântica no estado de São Paulo. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, n. 2, p. 71-81, 2000.

JOLY, A.B. Conheça a vegetação brasileira. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo: Polígono, 1970. 165 p. KIM, A.C. Lianas da Mata Atlântica do Estado de São Paulo. 1996. 221 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

KENDAL, D.; WILLIAMS, N. S. G.; WILLIAMS, K. J. H. A cultivated environment: exploring the global distribution of plants in gardens, parks and streetscapes. **Urban Ecosystems**, v.15, n.3, p.637-652, 2012.

KÖPPEN, W. Climatología: con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Económica, 478 p. 1948.

LACERDA, Francinete Francis et al. Tendência do clima do semiárido frente as perspectivas das mudanças climáticas globais; o caso de Araripina, Pernambuco. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 31, p. 132-141, 2016.

LEAL, I. R.; TABARELLI, Marcelo; SILVA, JMC da. Ecologia e conservação da caatinga: uma introdução ao desafio. **Ecologia e conservação da caatinga**, p. p. 13-18, 2003.

LIMA-RIBEIRO, M. S., NOGUÉS-BRAVO, D., Terribile, L. C., Batra, P. & Diniz-Filho, J. A. F. O clima e o homem estabelecem o local e o tempo da extinção proboscídea no final do Quaternário da América do Sul. **Paleogeogr. Paleoclimatol. Paleoecol.** 392, 546-556, 2013.

LIMA, L.C.; MORAIS, J.O.; SOUZA, M.J.N. Compartimentação territorial e gestão regional do Ceará. Fortaleza: **FUNECE**, 268p. 2000.

LOIOLA, Maria Iracema Bezerra et al. Diversidade de angiospermas do Ceará. **Herbário Prisco Bezerra**, v. 80, p. 1-260, 2020.

LOIOLA, Maria Iracema Bezerra et al. Diversidade de angiospermas do Ceará: Herbário Prisco Bezerra-80 anos de história. **Sobral: Edições UVA**, 2020.

LOPES, Sérgio de Faria et al. Dispersão de sementes de uruvalheira (*Platypodium elegans* VOG.)(Fabaceae) em um cerradão, Uberlândia-MG. **Revista Árvore**, v. 34, p. 807-813, 2010.

MACIEL, A.C.R. et al. Qualidade ambiental e comportamento de uso e ocupação do Delta do Parnaíba. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.7, p.179-187, 2020.

MACHADO, I. C. S., L. M. BARROS & E. V. S. B. SAMPAIO. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. **Biotropica** 29: 57-68. 1997.

MARENGO, José Antonio; CUNHA, Ana Paula Martins do Amaral; ALVES, Lincoln Muniz. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Revista Climanálise**, v.3, p. 49-54, 2016.

MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. **Coleta e Identificação de Espécimes Botânicos**. Belém: EMBRAPA, 40 p. 2002.

MARTINS-DA-SILVA, R. C. V.; FERREIRA, G. C. **Acervo do Herbário IAN 1: Meliaceae e Ventenat**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 58p. 1998.

MARMION, M.; PARVIAINEN, M.; LUOTO, M.; HEIKKINEN, R.K.; THULLER, W. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. **Diversity and Distributions**, [S. l.], v.15, n.1, p. 59–69, 2009.

MENEZES, M.O.T.; ARAÚJO, F.S.; ROMERO, R.E. O sistema de conservação biológica no estado do Ceará: diagnóstico e recomendações. *Revista Eletrônica do Prodepa*, v. 5, n. 2, p. 7-31, 2010.

MENDES K., Gomes P. & Alves M.; Inventário florístico de uma área de tensão ecológica na Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. **Rodriguésia**, 61(4): 669–676, 2010.

METZ, C. E. ROC methodology in radiologic imaging. **Investigational Radiology**, v.21, p.720-733, 1986.

MISTRY, J.; BERARDI, A.; DURIGAN, G. The influence of fire regime on microscale structural variation and patchiness in Cerrado vegetation. **Rev. Inst. Flor.**, v. 22, n. 1, p. 33-49, 2010.

MITTERMEIER, R.A.; ROBLES-GIL, P.; MITTERMEIER, C.G. Megadiversity: Earth's biological wealthiest nations. Mexico: **Agrupacion Sierra Madre**, 504 p. 1997.

MITTERMEIER, R.A. et al. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico: **CEMEX**. 430 p. 1999.

MMA- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O Bioma Mata Atlântica**. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica\\_emdesenvolvimento.html](http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica_emdesenvolvimento.html)> acessado em: 29 nov. 2018.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2014. Mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf\\_chm\\_rbbio/\\_arquivos/mapas\\_cobertura\\_vegetal.pdf/](http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/mapas_cobertura_vegetal.pdf/) Acesso em: 01. nov. 2014

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização – Portaria MMA no. 09, de 23 de janeiro de 2007. Brasília, DF, 2007. (Série Biodiversidade).

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Manual de Apoio Utilização das Áreas Prioritárias para a Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha e Mata Atlântica. Brasília, DF102 p. 2022.

MMA. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA, Brasília, Brasil, 404pp, 2003.

MONTEIRO, P. S. D. Proposta para aprimorar mapas de distribuição de táxons com dados escassos. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Evolução) - Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 73 p. 2017.

MONTEIRO, C.A. A dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo – estudo geográfico sob forma de atlas. São Paulo: FAPESP: Instituto de Geografia: Universidade de São Paulo. 129 p. 1973.

MOREIRA, H. M. Estudos fenológicos em um remanescente de caatinga no sertão paraibano. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 1996.

MORELLATO, L. P. C., R. R. RODRIGUES, H. F. LEITÃO-FILHO & C. A. JOLY. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica** 12: 85-98. 1989.

- MORELLATO, L. P. C. & H. F. LEITÃO-FILHO. Estratégias fenológicas de espécies arbóreas em floresta mesófila na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia** 50: 163-173. 1990.
- MORELLATO, L. P. C. & H. F. LEITÃO-FILHO. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. Pp 112-141. 1992. In: L.P.C. Morellato (ed.) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Editora da UNICAMP/FAPESP, Campinas.
- MOREIRA, H. M. Estudos fenológicos em um remanescente de caatinga no sertão paraibano. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 1996.
- MOROZ, I.C.; CANIL, K.; ROSS, J.L.S. Problemas ambientais nas áreas de proteção aos mananciais da região metropolitana de São Paulo. *Revista do Departamento de Geografia*, p. 35-48, 1994.
- MORELLATO, L. P. C. *et al.* Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v.32, p.811-823, 2000.
- MORELLATO *et al.*, - STRADIC, S.L.; MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F.S.; OLIVEIRA, R.S.; SCHAEFER, C.E.; VIANA, P.L.; LAMBERS, H. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v.403, p.129-152, 2016.
- MORO, M.F.; LUGHADHA, E.N.; Filer, D.L.; Araújo, F.S. & Martins, F.R. A catalogue of the vascular plants of the Caatinga Phytogeographical Domain: a synthesis of floristic and phytosociological surveys. *Phytotaxa* 160: 1-118. 2014.
- MORRONE, J.J. Beyond binary oppositions. *Cladistics*, 9: 437–438. 1993.
- MORRONE, J.J. **Homología biogeográfica**: las coordenadas espaciales de la vida. Cuadernos del Instituto de Biología 37, Instituto de Biología, UNAM, México D.F. 2004
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; Da FONSECA, G. A. ;KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403(6772), 853. 2000.
- NAIMI, B. *et al.* Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? **Ecography**, [S. l.], v.37, n.2, p.191–203, 2014.
- NAIMI, B.; ARAÚJO, M. B. sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. **Ecography**, [S. l.], v.39, n.4, p.368–375, 2016.
- NAKAJIMA, J. *et al.* Asteraceae. In: FORZZA, R.C. *et al.* (Coord.). Lista de espécies da flora do Brasil 2010. Disponível em: Acesso em: 8 jun. 2023.
- NUSBAUMER, L., M. R. V. Barbosa, W. W. Thomas, M. V. Alves, P.-A. Loizeau & R. Spichiger. Flora e vegetação da Reserva Biológica de Pedra Talhada. In: Studer, A., L. Nusbaumer & R. Spichiger (Eds.). Biodiversidade da Reserva Biológica de Pedra Talhada (Alagoas, Pernambuco - Brasil). **Boissiera** 68: 59-121., 2015.

OLIVEIRA I.S.S. (2008) Estudo dos impactos ambientais como subsídio para o planejamento das trilhas do Parque Nacional na Serra de Itabaiana, SE. **Boletim Goiano de Geografia**, 28(1): 115–126.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & J. A. Ratter. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. *In*: Oliveira P. S. & J. A. Ratter (eds.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**: 91120. Columbia University Press, New-York.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & M. A. L. Fontes. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica** 32: 793-810. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T., J. A. Jarenkow & M. J. Nogueira Rodal. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. *In*: Pennington, R. T. & J. A. Ratter (eds.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation**: 159–192. 2006. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Universidade Federal de Minas Gerais. 2014.

OLIVEIRA, J.B. Solos do Estado de São Paulo: descrição das classes registradas do mapa pedológico. Instituto Agrônomo de Campinas (SP). Campinas: Instituto Agrônomo, 108 p. 1999. (Boletim Científico IAC, v. 45). OLIVEIRA, R.J. Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no Estado de São Paulo. 2006. 144 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) –, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

OLIVEIRA, Z. L., R. C. B. Santos-Junior, A. L. P. Feliciano, L. C. Marangon & A. J. E. de Carvalho. 2001. Levantamento florístico e fitossociológico de um trecho de Mata Atlântica na Estação Florestal Experimental de Nísia Floresta, RN. **Revista Brasil Florestal** 20: 22-29.

OLSON, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'Amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P., Kassem, K. R. 2001. Ecorregiões terrestres do mundo: um novo mapa da vida na Terra. *Biociências* 51(11):933-938. 2004

PAGLIA, A. P.; REZENDE, D. T.; KOCH, I.; KORTZ, A. R.; DONATTI, C. Modelos de distribuição de espécies em estratégias para a conservação da biodiversidade e para adaptação baseada em ecossistemas frente a mudanças climáticas. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v.10, n.2, p.231-234, 2012.

PANERO, J. L.; FUNK, V. A. The value of sampling anomalous taxa in phylogenetic studies: Major clades of the Asteraceae revealed. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v.47, p.757-782, 2008.

PAULA, B. T. de, Silva, F. C. da, & Faria, E. R. de. . Políticas públicas para o turismo sustentável: o caso de Armação dos Búzios – RJ. **Revista Turismo Em Análise**, 31(2), 316-338. 2020

PAINEL UNIDADES DE CONSERVAÇÃO BRASILEIRAS. [s.l.], 2019. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMDNmZTA5Y2ItNmFkMy00Njk2LWI4YjYtZDJINzFkOGM5NWQ4IiwidCI6IjJmY2ZmE5LTNmOTMtNGJiMS05ODMwLTYzNDY3NTJmMDNINCiImMiOjF9> Acesso em: 10 set. 2023.

PEARSON, R.G.; DAWSON, T.P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, v.12, p.361-371, 2003.

PEARSON, R. G. Climate change and the migration capacity of species. **Trends in Ecology and Evolution**, v.21, n.3, p.111–113, 2006.

PEARSON, R. G. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. **American Museum of Natural History**, v.1, p.1–50, 2007.

PETERSON, A. T. Ecological niches and geographic distributions. **Monographs in Population Biology**, Princeton University Press, Princeton, NJ, 2011.

PETERSON, A. T. *et al.* Native-range ecology and invasive potential of *Cricetomys* in North America. **Journal of Mammalogy**, v.87, p.427-432, 2006a.

PETERSON, A. T. *et al.* Geographic potential for outbreaks of Marburg hemorrhagic fever. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v.75, p.9-15, 2006b.

PIELOU CE. 1979 . Biogeografia. Nova Iorque: John Wiley and Sons.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, [S. l.], v.190, n.3–4, p.231–259, 2006.

PNUD – **Programa Nações Unidas de Desenvolvimento. Brasil, 2020**. Disponível em: <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/countryinfo.html>. Acesso em: 21 jun. 2023.

QGIS Development Team, 2018. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>. Acessado em: 20 set. 2023.

QUEIROZ, L. P. . The Brazilian Caatinga: Phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. *In*: Pennington, R. T. & J. A. Ratter (eds.). **Neotropical savanas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation: 121–157**. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York. pp. 113-149. 2006.

RATTER, J.A. *et al.* Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the wood vegetation of 98 areas. **Edinburg Journal of Botany**, v. 53, n. 153-180, 1996.

RAMOS, V. S., G. Durigan, G. A. D. C. Franco, M. F. de Siqueira & R. R. Rodrigues. **Árvores da floresta estacional semidecidual**: guia de identificação de espécies : 1-312. 2007. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

RICKETTS, T.H., E. Dinerstein, D.M. Olson, C. Loucks. Quem está onde na América do Norte? Padrões de riqueza de espécies e a utilidade de táxons indicadores para conservação. **Biociências** 49(5):369-381. 1999.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In Cerrado: ecologia e flora (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). **Embrapa Cerrados, Planaltina**. p.151 -212. 2008.

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

RIBEIRO, M. C. et al. Estratégias para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica incorporando múltiplas iniciativas e escalas. p. 137-165, 2013.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria, 2023 Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RESOLUÇÃO SMA 20, de 9 de março de 1998. Publica a lista preliminar das espécies da vegetação do Estado de São Paulo ameaçadas de extinção. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, v. 108, n. 46, 10 mar. 1998. Seção I, p. 23-25.

RESOLUÇÃO SMA 48 de 21 de setembro de 2004. Publica a lista das espécies da flora do Estado de São Paulo ameaçada de extinção. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, v. 114, n. 179, 22 set. 2004. Seção I, p. 26-33.

RODAL, M. J. N., M. R. V. Barbosa & W. W. Thomas. Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? **Brazilian Journal of Biology** 68: 467-475. 2008.

RODAL, M.J.N., ANDRADE, K.V.S., SALES, M.F. & GOMES, A.P.S. Fitossociologia do componente lenhoso de um refugio vegetacional no município de Buique, Pernambuco. **Rev. Bras. Biol.** 58 (3): 517-526. 1998.

RODAL, M. J. N. & A. L. MELO. Levantamento preliminar das espécies lenhosas da caatinga de Pernambuco. in: Anais I Workshop Geral Programa Plantas do Nordeste. **Royal Botanic Gardens**, Kew Pp. 53-62., 1999.

ROUCOU, P.; ARAGÃO, J. O. R.; Harzallah, A.; Fontaine, B.; Janicot, S. Vertical motion, changes to Northeast Brazil rainfall variability: A GCM simulation. **International Journal of Climatology**, Chichester, v.16, n.1, p.879-891, 1996.

ROQUE, N.; NAKAJIMA, J. N. Two new species of *Richterago* Kuntze emend. Roque (Asteraceae, Mutisieae) from Minas Gerais and Goiás, Brazil. **Kew Bulletin**, v.56, p.697-703, 2001.

ROQUE, N.; BAUTISTA, H. P. **Asteraceae: Caracterização e Morfologia Floral**. EDUFBA, Salvador, 2008. 69p.

ROQUE, N.; FUNK, V. A. Morphological characters add support for some members of the basal grade of Asteraceae. **Botanical Journal of Linnean Society**, v.171, p.568–586, 2013.

Roque, N., Sancho, G. 2020. Moquiniastrium in Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

ROOT, T. L. *et al.* Fingerprints of global warming on wild animals and plants. **Nature**, v.421, p.57-60, 2003.

RUGGIERO, P. G. C., M. A. Batalha, V. R. Pivello & S. T. Meirelles. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology** 160: 1-16. 2002.

SÁBER, A. N. A. & L. C. Marigo. Ecosistemas do Brasil: 1-299. 2009. **Metalivros**, São Paulo.

SALES, M.F., MAYO, S.J. & RODAL, S.J. **Plantas vasculares das florestas serranas de Pernambuco: um checklist da flora ameaçada dos Brejos de Altitude Pernambuco, Brasil**. Recife, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 130 pp. 1998.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. *In*: Bullock, S. H., H. A. Mooney & E. Medina (eds.). **Seasonally Dry Tropical Forests**: 35-63. Cambridge University Press. 1995

SANCHO, G.; ROQUE, N. Moquiniastrium in **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB129778>. Acesso em: 13 jun. 2023.

SANCHO, G.; FUNK, V. A.; ROQUE, N. Moquiniastrium (Gochnatieae, Asteraceae): disentangling the paraphyletic Gochnatia. **Phytotaxa**, v.147, p.26-34, 2013.

SANCHO, S. M., S. P. Almeida & J. F. Ribeiro. 2008. **Cerrado: ecologia e flora**: 1-1279 EMBRAPA Informação Tecnológica : Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, Brasília.

SANCHO, G.; FREIRE, S. Gochnatieae (Gochnatioideae) and Hyalideae (Wunderlichioideae p.p). *In*: Systematic evolution and biogeography of the Compositae, Funk Vicky; STUESSY, Adryan. **BAYER**, Taylor, Viena, Austria, IATP, 2009.

SANCHO, G. Revisión y filogenia de la sección Moquiniastrium Cabrera del género Gochnatia Kunth (Asteraceae, Mutisieae). **Fontqueria**, v.54, p.61-122, 2000.

SANCHO, G.; Roque, N. *Moquiniastrium in Flora e Funga do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB130865>>. Acesso em: 14 fev. 2024

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 36.859, de 5 de junho de 1993. Cria o Parque Estadual do Juquery e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, v. 103, n. 106, 8 jun. 1993. Seção I, p. 2-3.

SCUDELLER, V.V. Análise fitogeográfica da Mata Atlântica – Brasil. 2002. 204 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SEPLAN, Atlas de Sergipe. Aracaju: Universidade Federal de Sergipe, Secretaria do Planejamento do Estado de Sergipe. 95 p., 1979.

SEIBERT, P. **Guide de l'Amérique du Sud: paysages et végétation**: 1-271. 1998. Les Editions Eugen Ulmer, Paris.

SCHRIRE, BRIAN D. et al. Global distribution patterns of the Leguminosae: insights from recent phylogenies. In: Plant diversity and complexity patterns: local, regional and global dimensions. Proceedings of an International Symposium held at the Royal Danish Academy of Sciences and Letters in Copenhagen, Denmark, 25-28 May, 2003. **Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab**, p. 375-422. 2005.

SANCHO, G.; ROQUE, N. Moquiniastrium in Flora e Funga do Brasil. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB129778>. Acesso em: 13 jun. 2023.

SIQUEIRA, L. P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 2002.

SILLERO, N., ARENAS-CASTRO, S. ENRIQUEZ-URZELAI U. , C. Gomes Vale, D. Sousa Guedes, F. Martínez-Freiría, R. Real, A. Márcia Barbosa. Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. **Ecol. Model.**, 456 2021, 10.1016/j.ecolmodel.2021.109671.

SILVA, J. M. C., M. TABARELLI, M. T. FONSECA & L. V. LINS. **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação**: 1-382. 2004. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Recife: Universidade Federal de Pernambuco.

SILVA A.C.C., Oliveira E.V.S., Alves M., Farias M.C.V., Mota A.C., Souza C.A.S. & Prata A.P.N. Lista atualizada da flora vascular do Parque Nacional (PARNA) Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza**, 3(1):40–67. 2019 <http://dx.doi.org/10.29215/pecen.v3i1.1148>

SIGEP - Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos. 2010. Disponível em: <http://www.unb.br/ig/sigep>. Acesso em 20 de dezembro de 2023.

SPECIESLINK. **speciesLink**. Disponível em: <https://specieslink.net/>. Acesso em: 05 jul. 2023.

SPLINK. Dados e Ferramentas. Disponível em: [www.splink.cria.org.br](http://www.splink.cria.org.br). Acesso em: 7 jan. 2023.

SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, p.233-249, 2007.

SOBRAL I.S., Santana R.K.O., Gomes L.J., Costa M., Ribeiro G.T. & Santos J.R. Avaliação dos impactos ambientais no Parque Nacional Serra de Itabaiana - SE. **Caminhos de Geografia**, 8(24): 102–110 ; 2007.

SOBERÓN, J. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. **Ecography**, v.33, p.159-167, 2010.

SOUZA, L. S. de; et al. Percepção ambiental do bioma caatinga no contexto escolar. **Revista Iberoamericana de Educación**, 2017.

SOUZA, N. S.; PAIVA, C. C. Água no Semiárido: Discursos e Práticas Divergentes. ComSertões: **Revista de comunicação e cultura no semiárido**, n. 5, jul/dez, 2017 -Juazeiro: UNEB/DCH, 2017.

STUDER, A. Estudo ecológico do conjunto florestal da Serra das Guaribas e da Serra do Cavaleiro. **Pedido para a Salvaguarda desta Floresta**: 1-61 1985. Quebrangulo, Alagoas, Brasil.

TABARELLI, M., L. P. PINTO, J. M. C. Silva, M. Hirota & L. Bede. Challenges and opportunities for Biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology** 19: 695-700. 2005

TABARELLI, MARCELO *et al.* Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v.143, n.10, p.2328-2340, 2010.

TABARELLI, M. et al. Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Cienc. Cult.** São Paulo, v. 70, n. 4, p. 25-29, out. 2018.

TABARELLI, M., J. M. C. SILVA, A. VICENTE & A. M. SANTOS. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. Pp. 13 2000. in: SILVA, J. M. C. & M. TABARELLI (coords.) **Workshop Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade bioma Caatinga**. Petrolina, Pernambuco, Brasil. [www.biodiversitas.org.br/caatinga](http://www.biodiversitas.org.br/caatinga).

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da. Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. **Ecologia e conservação da Caatinga**, p. 777- 796, 2003.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. **Revista Brasileira Biologia.**, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999.

TEIXEIRA LP, Lughadha EM, Silva, MVC, Moro MF, Quanto da Caatinga está legalmente protegida? Análise da cobertura temporal e geográfica de áreas protegidas no semiárido brasileiro. **Acta Botânica Brasileira** 2021; 35(3): 473-485.

TSCHARNER, T., G. P. Duda, V. P. Oliveira, C. M. S. Silva, L. Nusbaumer & A. F. Silva Filho. Parâmetros abióticos da Reserva Biológica de Pedra Talhada. In: Studer, A., L. Nusbaumer & R. Spichiger (Eds.). Biodiversidade da Reserva Biológica de Pedra Talhada (Alagoas, Pernambuco - Brasil). **Boissiera** 68: 39-57. 2015.

UDVARDY MDF. Uma classificação das províncias biogeográficas do mundo Morges (Suíça): União Internacional de Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais. Documento Ocasional da IUCN nº 18. 1975

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. Ecorregiões propostas para o bioma caatinga: resultados do seminário de planejamento ecorregional da Caatinga / Aldeia-PE 28 a 30 de novembro de 2001. **Associação Plantas do Nordeste, Instituto de Conservação Ambiental - The Nature Conservancy do Brasil**, Recife, 2002. 76 p.

VICENTE, A. *et al.* Levantamento Botânico. *In*: CARVALHO, C. M.; VILAR J. C. (coords). **Parque Nacional Serra de Itabaiana - Levantamento da Biota**. Aracaju: Ibama, *Biologia Geral e Experimental-UFS*, p.15-37, 2005.

VICENTE A., RIBEIRO A.S., SANTOS E.A. & Franco C.R.P. Levantamento Botânico (p. 15–37). *In*: Carvalho C.M. & Vilar J.C. (Coords). Parque Nacional Serra de Itabaiana - Levantamento da Biota. Aracaju: Ibama, **Biologia Geral e Experimental-UFS**. 131 p.; 2005

WANG, S. *et al.* Response of spatial vegetation distribution in China to climate changes since the Last Glacial Maximum (LGM). **PLoS ONE**, v.12, n.4, p.1-18, 2017.

WARREN, D. L. *et al.* Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by 90 California vertebrate species of concern. **Diversity and distributions**, v.20, n.3, p.334-343, 2014.

WISZ, M. S. *et al.* The role of biotic interactions in shaping distributions and realized assemblages of species: Implications for species distribution modelling. **Biological Reviews**, v.88, n.1, p.15–30, 2013.

WORLDCLIM, **WorldClim**: global climate data: free climate data for ecological modeling and Gis. Museum of vertebrate zoology of the University of California, Bekerly, USA. Acesso em: 02 ago., 2022.

Athiê-Souza, S. M., Melo, J. I. M., Silva, L. P., Santos, L. L., Santos, J. S., Oliveira, L. S. D., & Sales, M. F. Phanerogamic flora of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica*, v.19. p.37, 2019.

WWF – World Wide Fund for Nature. **Wildfinder Database**. 2023. Disponível em: <https://www.worldwildlife.org/publications/wildfinder-database>.

ZANELLA, M. E. (2014). CONSIDERAÇÕES SOBRE O CLIMA E OS RECURSOS HÍDRICOS DO SEMIÁRIDO NORDESTINO. *Caderno Prudentino De Geografia*, 1(36), 126–142. Recuperado de <https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view>