



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

BEATRIZ HANNA DOS SANTOS OLIVEIRA

**MODELAGEM DE NICHO ECOLÓGICO DE *ATTALEA PINDOBASSU* BONDAR
(ARECACEAE): AVALIAÇÃO DA SINONÍMIA COM *ATTALEA SEABRENSIS* E DA
VIABILIDADE ECONÔMICA FUTURA**

FEIRA DE SANTANA, BAHIA

2025



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

BEATRIZ HANNA DOS SANTOS OLIVEIRA

**MODELAGEM DE NICHO ECOLÓGICO DE *ATTALEA PINDOBASSU* BONDAR
(ARECACEAE): AVALIAÇÃO DA SINONÍMIA COM *ATTALEA SEABRENSIS* E DA
VIABILIDADE ECONÔMICA FUTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Estadual de Feira de Santana, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

ORIENTADOR: DR. JHONATHAN DE OLIVEIRA SILVA
COORIENTADOR: DR. ESTEVAN ELTINK NOGUEIRA

FEIRA DE SANTANA, BAHIA

2025

Ficha Catalográfica - Biblioteca Central Julieta Carteado - UEFS

S45m

Oliveira, Beatriz Hanna dos Santos

Modelagem de nicho ecológico de *Attalea Pindobassu* bondar
(Arecaceae): avaliação da sinonímia com *Attalea Seabrensis* e da viabilidade
econômica futura / Beatriz Hanna dos Santos Oliveira. – 2025.

94 f.: il.

Orientador: Jhonathan de Oliveira Silva

Coorientador: Estevan Eltink Nogueira

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Feira de Santana,
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Feira de Santana, 2025.

1. Botânica. 2. Caatinga. 3. Biodiversidade. 4. Palmeiras – espécies.
I. Silva, Jhonathan de Oliveira, orient. II. Nogueira, Estevan Eltink, coorient.
III. Universidade Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU 582.545 (814.22)

BEATRIZ HANNA DOS SANTOS OLIVEIRA

**MODELAGEM DE NICHO ECOLÓGICO DE *ATTALEA PINDOBASSU*
BONDAR (ARECACEAE): AVALIAÇÃO DA SINONÍMIA COM *ATTALEA*
SEABRENSIS E DA VIABILIDADE ECONÔMICA FUTURA**

Aprovada em: 28/03/2025

BANCA EXAMINADORA

Flávio Mota

Flávio Mariano Machado Mota
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Michaele de Souza Pessoa

(Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS)

Jhonathan de Oliveira Silva

(Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF)
Orientador e Presidente da Banca

Feira de Santana,
Bahia Março, 2025

Dedico este trabalho à minha família, pelo incentivo e suporte contínuos, e
aos meus queridos pets, cujos momentos de companhia e carinho foram
fontes de energia e motivação, essenciais para o meu equilíbrio emocional
ao longo dessa jornada.

AGRADECIMENTOS

A Deus, conforme minha crença, por me conceder força para seguir em frente e paciência para conquistar tudo o que desejo. Este mestrado é um reflexo dessa fé, da confiança de que tudo acontece no tempo certo.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradeço, ainda, à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado que permitiu a realização deste trabalho.

Gostaria de expressar minha profunda gratidão aos professores Jhonathan e Estevan, que, desde a graduação, têm sido referências de ensino, orientação e apoio em minha trajetória acadêmica. Mais uma vez, agradeço profundamente pela confiança depositada em mim ao me acolherem como orientanda, permitindo que eu ingressasse no mestrado. Obrigada por contribuírem para mais essa conquista na minha vida. Agradeço também por acreditarem no meu potencial, pelo incentivo constante e por me motivarem a acreditar que posso ir ainda mais longe.

Ao Dr. Gustavo Reis de Brito pela ajuda na modelagem de nicho ecológico e pelas dúvidas esclarecidas, o que foi fundamental para a realização deste trabalho.

Aos professores do programa PPGEcoEvol pelo acolhimento, pelos ensinamentos e pelas valiosas sugestões no desenvolvimento do projeto. Agradeço também à coordenação do curso pela dedicação na obtenção de recursos para realização da pesquisa.

Aos amigos que, mesmo com os desafios e desentendimentos, fizeram parte dessa jornada. Embora as circunstâncias da amizade tenham mudado e hoje sigamos caminhos diferentes, sou grata por tudo de bom que compartilhamos e guardo com carinho as boas lembranças que ficaram.

Gostaria também de agradecer à minha amiga Edilane, que nunca deixou de me incentivar a continuar meus estudos e a buscar uma pós-graduação. Nossos encontros são sempre especiais e transformam momentos de dificuldade em risadas, enquanto relembramos com carinho as histórias divertidas da época da graduação.

Um agradecimento especial aos motoristas da UNIVASF, Silas e Vavá, pelas conversas divertidas durante as coletas de campo, pelo respeito com que sempre me trataram e, principalmente, por garantirem minha ida e volta com segurança.

Agradeço ao meu pai, mesmo que estejamos distantes, pelo apoio e pela compreensão em relação à importância desse mestrado para minha vida. Apesar dos ressentimentos, reconheço que sua visão se abriu e você entendeu como o estudo pode ser uma chave para o

meu futuro. Sou grata por sua contribuição nesse momento, e levo em consideração a importância do seu apoio para chegar até aqui.

Agradeço imensamente ao Nem, que é como um pai para mim. Desde o colegial, ele tem estado ao meu lado, me levando para as aulas e oferecendo suporte constante aos meus estudos. Sou profundamente grata por todo o suporte, pelos conselhos e pela sua presença na minha vida.

Agradeço ao meu irmão e à minha mãe pelo cuidado e amor incondicional concedidos a mim, inclusive nos momentos em que não lidei bem com as inconstâncias da vida e com os desafios da trajetória acadêmica. Sou imensamente grata pelo apoio, pela paciência e por assumirem grande parte das responsabilidades cotidianas da casa, permitindo que eu me dedicasse integralmente a esta dissertação.

Por fim, agradeço a todos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO GERAL

Cada espécie ocupa um nicho ecológico específico, definido por suas limitações fisiológicas, sua relação com o ambiente, sua história evolutiva, sua dispersão e suas interações ecológicas. A modelagem de nicho ecológico é uma ferramenta que permite identificar as condições ambientais essenciais para a sobrevivência de uma espécie. Essa abordagem representa um dos vários passos potenciais para demonstrar o papel da adaptação ambiental nos nichos ecológicos e na distribuição geográfica da biodiversidade, bem como sua resposta diante das mudanças climáticas em curso. No primeiro capítulo, utilizamos o modelo de nicho ecológico para comparar os nichos de *Attalea pindobassu* e *Attalea seabrensis*, palmeiras endêmicas do complexo da Chapada Diamantina, na Bahia. Essas espécies são consideradas sinônimas, com suas distribuições restritas à Serra de Jacobina e à Serra do Sincorá, respectivamente, regiões com diferenças ambientais marcantes. No segundo capítulo, investigamos a capacidade do modelo de nicho ecológico de prever a produtividade de *A. pindobassu* e os potenciais impactos das mudanças climáticas sobre sua exploração a longo prazo. Nossos resultados delimitaram áreas favoráveis distintas para as duas espécies, com diferenças na influência relativa das variáveis, que refletem as variações nas características abióticas dos ambientes em que as espécies estão inseridas. Com o segundo estudo, foi possível verificar que locais com maior adequabilidade climática tendem a apresentar maior produtividade. As projeções climáticas indicam uma redução drástica na adequabilidade climática de *A. pindobassu*. A partir desses resultados, foi possível concluir que *A. pindobassu* e *A. seabrensis* apresentam preferências ambientais diferentes e, portanto, devem ser tratadas como espécies ecologicamente distintas. Além disso, os resultados apontam para a necessidade de adotar medidas de adaptação para mitigar os possíveis impactos econômicos que as mudanças climáticas possam acarretar ao extrativismo de *A. pindobassu*.

Palavras-chave: Caatinga, Economia Local, Maxent, Nicho realizado, Palmeiras.

ABSTRACT

Each species occupies a specific ecological niche, defined by its physiological limitations, relationship with the environment, evolutionary history, dispersion, and ecological interactions. Ecological niche modeling is a tool that allows for the identification of the environmental conditions essential for the survival of a species. This approach represents one of several potential steps to demonstrate the role of environmental adaptation in ecological niches and in the geographic distribution of biodiversity, as well as its response to ongoing climate change. In the first chapter, we used ecological niche modeling to compare the niches of *Attalea pindobassu* and *Attalea seabrensis*, endemic palms from the Chapada Diamantina complex in Bahia. These species are considered synonymous, with their distributions restricted to the Serra de Jacobina and the Serra do Sincorá, respectively, regions with marked environmental differences. In the second chapter, we investigated the ability of the ecological niche model to predict the productivity of *A. pindobassu* and the potential impacts of climate change on its long-term exploitation. Our results delineated distinct favorable areas for the two species, with differences in the relative influence of the variables, reflecting variations in the abiotic characteristics of the environments in which the species are found. With the second study, it was possible to verify that areas with greater climatic suitability tend to present higher productivity. Climate projections indicate a drastic reduction in the climatic suitability of *A. pindobassu*. Based on these results, we concluded that *A. pindobassu* and *A. seabrensis* have different environmental preferences and, therefore, should be treated as ecologically distinct species. Moreover, the results point to the need to adopt adaptation measures to mitigate the possible economic impacts that climate change may have on the extraction of *A. pindobassu*.

Key-words: Caatinga, Local Economy, Maxent, Palm trees, Realized Niche.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama BAM. O intercepto AM descreve locais com condições abióticas favoráveis e acessíveis, mas sem interações favoráveis com outras espécies (- B); MB consiste em condições bióticas favoráveis e acessíveis, mas sem condições abióticas favoráveis presentes (- A). Círculos em preto representa observações de presença, enquanto círculos em branco representa observações de ausências verdadeiras da espécie.....	19
Figura 2. Distribuição geográfica das espécies do gênero <i>Attalea</i> (híbridos são representados por pontos brancos).....	22
Figura 3. Mapa de localização da área de estudo.....	35
Figura 4. Fotografia do espécime. a) <i>Attalea pindobassu</i> no município de Caém; b) <i>Attalea seabrensis</i> no município de Piatã, estado da Bahia.....	36
Figura 5. Importância relativa das variáveis utilizadas nos modelos de nicho ecológico.....	42
Figura 6. Mapa de adequabilidade ambiental no cenário atual. A escala representa o índice de adequabilidade do ambiente para a espécie, variando de 0: habitat menos adequado a 1: habitat mais adequado.....	43
Figura 7. Mapa de sobreposição de nicho entre as duas espécies no cenário atual.....	44
Figura 8. Adequabilidade do habitat projetada para <i>Attalea pindobassu</i> no cenário atual e em cenários futuros de mudanças climáticas.....	45
Figura 9. Adequabilidade do habitat projetada para <i>Attalea seabrensis</i> no cenário atual e em cenários futuros de mudanças climáticas.....	46
Figura 10. a) Variação espacial de três preditores da adequabilidade do habitat para as duas espécies; b) Distribuição dos pontos de ocorrência de <i>A. pindobassu</i> e <i>A. seabrensis</i> em relação à elevação, precipitação do mês mais seco (bio14) e temperatura média do trimestre mais seco (bio09)	50
Figura 11. Produção média de amêndoas nos municípios produtores de babaçu no centro-norte da Bahia, Nordeste do Brasil, e localizações dos pontos de ocorrência de <i>Attalea pindobassu</i> utilizados na modelagem de nicho ecológico.....	64
Figura 12. Uso da terra e aproveitamento de <i>Attalea pindobassu</i> . A) Vegetação nativa (floresta estacional semidecídua); B) Pastagens degradadas; C) Sistema agropastoril; D) Sistema silvipastoril; E) Infrutescência; F) Sementes (Amêndoas); G) Licor de babaçu produzido a partir das amêndoas da espécie pela Associação de Desenvolvimento Social dos Pequenos Agricultores de Serra da Carnaíba, Município de Pindobaçu.....	66
Figura 13. Importância relativa das variáveis bioclimáticas para o modelo de nicho ecológico (baseada na métrica de correlação de Pearson) extraída a partir da função 'getVarImp' do pacote sdm.....	69
Figura 14. Adequabilidade climática projetada para a palmeira <i>Attalea pindobassu</i> no cenário presente e em cenários futuros de mudanças climáticas na região dos municípios produtores de amêndoas de babaçu do centro-norte da Bahia, Nordeste do Brasil.....	70

Figura 15. Relação entre a adequabilidade climática e a produtividade de amêndoas de babaçu dos municípios produtores de amêndoas de babaçu do centro-norte da Bahia, Nordeste do Brasil.....	71
Figura 16. Biplot da análise de componentes principais (PCA) para ordenação de variáveis bioclimáticas dos municípios produtores de amêndoas de babaçu do centro-norte da Bahia, Nordeste do Brasil.....	72
Figura 17. Variação temporal da produção de amêndoas de babaçu nos municípios do centro-norte da Bahia, no Nordeste do Brasil, entre 2001 e 2016.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Predtores ambientais considerados previamente para o desenvolvimento dos modelos de nicho ecológico.....	39
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

SUMÁRIO

REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
Computação Aplicada ao Estudo da Biodiversidade.....	15
Definição e importância da modelagem de nicho ecológico.....	15
Conceitos de Nicho Ecológico.....	16
Diagrama BAM (Biótico-Abiótico-Movimento)	18
Projeções de Nicho Ecológico em Cenários Climáticos Passados e Futuros.....	19
Mudanças Climáticas e Potenciais Impactos Sobre Espécies de Uso Florestal Não-Madeireiro.....	20
Características Gerais do Gênero <i>Attalea</i>	21
<i>Attalea pindobassu</i> Bondar.....	21
Aplicação da Modelagem de Nicho Ecológico para Delimitação de Espécies.....	23
REFERÊNCIAS.....	25
INFORMAÇÕES SOBRE A DISSERTAÇÃO.....	29
CAPÍTULO 1.....	30
Diferenças de Nicho Ecológico e Respostas às Mudanças Climáticas de Duas Palmeiras Sinônimas e Endêmicas da Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil.....	30
Beatrix Hanna dos Santos Oliveira ^a , Estevan Eltink Nogueira ^b , Gustavo Reis de Breito ^c , Jhonathan de Oliveira Silva ^b	
^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Biologia, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), Avenida Transnordestina, s/n - Novo Horizonte, Feira de Santana, BA, 44036-900, Brazil	
^b Colegiado de Ecologia, campus Senhor do Bonfim, Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF), Av. Tomaz Guimarães, s/n - Santos Dumont, Senhor do Bonfim, BA, 48970-000, Brazil	
^c Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Estatística Aplicada (LEA), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Avenida Dom Antônio, 2100, Assis, SP, 1980-6900, Brazil	
RESUMO.....	30
ABSTRACT.....	30
INTRODUÇÃO.....	31
MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
RESULTADOS.....	41
DISCUSSÃO.....	47
CONCLUSÃO.....	52

AGRADECIMENTOS.....	53
REFERÊNCIAS.....	53
CAPÍTULO 2.....	61
Mudanças climáticas podem afetar o futuro do extrativismo de uma palmeira rara e ameaçada (<i>Attalea pindobassu</i> Bondar) do semiárido brasileiro.....	61
Beatriz Hanna dos Santos Oliveira ^a , Estevan Eltink Nogueira ^b , Jhonathan de Oliveira Silva ^b	
^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Biologia, Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), Avenida Transnordestina, s/n - Novo Horizonte, Feira de Santana, BA, 44036-900, Brazil	
^b Colegiado de Ecologia, campus Senhor do Bonfim, Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF), Av. Tomaz Guimarães, s/n - Santos Dumont, Senhor do Bonfim, BA, 48970-000, Brazil	
RESUMO.....	61
ABSTRACT.....	61
INTRODUÇÃO.....	62
MÉTODOS.....	64
RESULTADOS.....	68
DISCUSSÃO.....	73
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	78
AGRADECIMENTOS.....	78
REFERÊNCIAS.....	78
ANEXO 1.....	83
ANEXO 2.....	91

REFERÊNCIAL TÉORICO

Computação Aplicada ao Estudo da Biodiversidade

O interesse em compreender como as espécies estão distribuídas na Terra, no tempo e no espaço, é um tema de longa data, que tem motivado muitos biogeógrafos e ecólogos a buscar explicações. Com o avanço do conhecimento sobre a relação entre a distribuição da biodiversidade e o ambiente, técnicas computacionais passaram a ser empregadas para identificar áreas cujas condições ambientais favorecem o estabelecimento de uma espécie (Guisan; Thuiller, 2005).

A incorporação de métodos computacionais à análise da distribuição de espécies deu origem aos primeiros estudos de modelagem preditiva na década de 1970, com seus avanços acompanhando os progressos nas ciências computacionais e estatísticas, os quais possibilitaram o desenvolvimento de algoritmos específicos para essa área. Como resultado, o número de publicações relacionadas aumentou expressivamente nos últimos anos, principalmente devido à disponibilização de dados de ocorrência e variáveis ambientais em formato digital, acessíveis por meio de bancos de dados online (Giannini et al., 2012).

Definição e importância da modelagem de nicho ecológico

Modelagem de nicho ecológico, Modelagem de distribuição de espécies, Modelagem preditiva de distribuição de espécies, Modelagem de adequabilidade do habitat e Modelagem de envelope bioclimático são diferentes termos que descrevem abordagens que utilizam processamento computacional para relacionar registros de ocorrência de espécies a variáveis ambientais (Pearson, 2010; Sillero, 2011; Sillero et al., 2021).

Os termos 'modelagem de distribuição de espécies (MDE)' e 'modelagem de nicho ecológico (MNE)' são os mais comumente empregados pelos pesquisadores, muitas vezes de forma intercambiável (Soberón; Osorio-Olvera; Peterson, 2017). Embora os dois compartilhem metodologias semelhantes, existem diferenças conceituais importantes entre eles frequentemente ignoradas. Muitos estudos classificados como modelagem de distribuição estão, na verdade, prevendo a 'distribuição' de ambientes adequados (nicho) no espaço geográfico para a espécie, e não a distribuição geográfica da espécie propriamente dita (Sillero, 2011; Pearson, 2010; Peterson; Soberón, 2012).

A modelagem de nicho ecológico tornou-se um componente importante para abordar questões em áreas como ecologia, biogeografia, evolução e, mais recentemente, na biologia da

conservação e em pesquisas sobre mudanças climáticas (Guisan; Thuiller, 2005; Pearson, 2010). Os MNEs são amplamente utilizados, por exemplo, para identificar áreas prioritárias para conservação, examinar padrões biogeográficos e analisar a distribuição de espécies ao longo do tempo, tanto no passado quanto no futuro (Paglia et al., 2012). Essa técnica consiste em relacionar dados fisiológicos ou de presença da espécie a preditores ambientais, por meio de algoritmos (Sillero et al., 2021). Os algoritmos calculam, essencialmente, a similaridade ambiental entre os locais de ocorrência conhecidos da espécie e outras regiões ainda não amostradas (Paglia et al., 2012). O modelo matemático resultante é, então, convertido em um mapa cartográfico, que representa um índice de adequabilidade do habitat, ou seja, as condições ambientais favoráveis para a sobrevivência e persistência da espécie de interesse (Sillero et al., 2021).

Os MNEs são classificados em três categorias: (1) **correlativos**, que associam registros de presença ou presença/ausência a variáveis ambientais; (2) **mecanísticos**, que incorporam dados fisiológicos, morfológicos e comportamentais da espécie; e (3) **híbridos**, que integram elementos dos dois anteriores a dados de dispersão. Os métodos correlativos, amplamente utilizados, são classificados em três grupos com base nos tipos de dados de ocorrência disponíveis: presença-ausência, presença-fundo e presença-apenas (Sillero et al., 2021). Os algoritmos amplamente utilizados e que operam com esses tipos de dados são o Maxent, GLM e o BioClim (Raes; Aguirre-Gutiérrez, 2018).

Conceitos de Nicho Ecológico

A teoria do nicho ecológico representa um dos principais fundamentos conceituais para o desenvolvimento MDEs. Considerando que indivíduos de uma mesma espécie respondem a um conjunto de recursos e condições que determinam onde podem se estabelecer, diversos conceitos de nicho foram propostos com o objetivo de descrever, explicar e prever a distribuição geográfica e ambiental das espécies (Peterson; Soberón, 2012; Sillero, 2011). Grinnell (1917, 1924) foi o primeiro a oferecer uma descrição mais abrangente de nicho ecológico, como um subconjunto do habitat que contém as condições ambientais (climáticas) ideais para que os indivíduos de uma espécie possam sobreviver e se reproduzir. Enquanto Elton (1927) introduziu um conceito de nicho ecológico, enfatizando o papel funcional da espécie em uma comunidade com base nos recursos consumidos.

A primeira descrição matemática do nicho ecológico foi apresentada por Hutchinson (1957), que dividiu o conceito em duas categorias: nicho fundamental e nicho realizado. O nicho fundamental refere-se às condições ambientais necessárias nas quais as populações de

uma espécie conseguem se manter viáveis ao longo do tempo. Já o nicho realizado corresponde à parte do nicho fundamental realmente ocupada pela espécie, como reflexo da ação restritiva imposta pelas interações bióticas. A ideia central do nicho "hutchinsoniano" é que, em condições ambientais estáveis, duas espécies que dependem dos mesmos recursos não conseguem coexistir indefinidamente. Isso ocorre porque a competição por esses recursos impede que as espécies ocupem todo o espaço disponível no nicho fundamental, restringindo suas distribuições reais a áreas específicas (Sales; Hayward; Loyola, 2021).

Pulliam (1988) adaptou a teoria de fonte e sumidouro ao nicho ecológico, propondo que populações de uma espécie podem persistir em áreas ambientalmente inadequadas (sumidouros) quando há migração constante de indivíduos provenientes de populações saudáveis em habitats adequados (fontes). Com isso, as espécies podem estar presentes em condições ambientais que excede os limites do seu nicho fundamental. Esse conceito também é relevante para a interpretação dos resultados de MNEs, especialmente para os baseados em dados de presença-fundo, uma vez que é comum, embora equivocado, tratar os valores de adequabilidade como a probabilidade de encontrar um indivíduo da espécie modelada (Sillero et al., 2021).

Os MNEs geram projeções apenas com base em variáveis selecionadas derivadas de um espaço ambiental e, portanto, não representam todas as condições presentes no espaço geográfico (Soberón; Osorio-Olvera; Peterson, 2017). A presença de indivíduos em áreas consideradas inadequadas não indica, necessariamente, um erro do modelo, uma vez que algumas populações podem sobreviver em condições subótimas (Sillero et al., 2021). Isso também se aplica à ausência da espécie em áreas consideradas altamente adequadas, já que fatores históricos, a presença de barreiras ou limitações na dispersão podem dificultar ou impedir sua chegada a essas regiões (Holt, 2003). De maneira geral, a adequabilidade do habitat não garante a presença da espécie, assim como a inadequabilidade do habitat não assegura a ausência da mesma (Sillero et al., 2021).

Posteriormente, outros conceitos, como o de nicho potencial, foram introduzidos para ampliar a interpretação dos MNEs. O nicho potencial é definido como uma parte do nicho fundamental em uma determinada região e em um dado momento (Jackson; Overpeck, 2000). Isso significa que nem todas as condições ambientais adequadas para a espécie estão presentes no cenário atual. Assim, parte do nicho fundamental pode ter existido no passado ou pode vir a surgir no futuro. Tal conceito é importante para a compreensão das projeções de nicho em cenários de mudanças climáticas (Sillero et al., 2021).

Diagrama BAM (Biótico-Abiótico-Movimento)

A área de distribuição de uma espécie é influenciada por diversos fatores, como suas tolerâncias ambientais (seu nicho fundamental), a presença ou ausência de outras espécies (como polinizadores, dispersores, competidores e predadores) e sua capacidade de dispersão ao longo do tempo (Soberón; Osorio-Olvera; Peterson, 2017). Para simplificar essa complexidade, Soberón e Peterson (2005) elaboraram um diagrama que ilustra os principais fatores que influenciam a distribuição geográfica das espécies e o que, efetivamente, é representado pela modelagem de nicho ecológico ou de distribuição de espécies.

Essa abordagem é conhecida como o diagrama "BAM" (Biótico-Abiótico-Movimento), que é a representação abstrata do espaço geográfico (**G**), ou a área de estudo de interesse (Figura 1). O círculo "**A**" representa o espaço ambiental que contém todas as condições abióticas favoráveis para a espécie. O círculo "**B**" reflete o espaço com condições bióticas apropriadas (polinizadores, dispersores, hospedeiros, etc.), ou seja, sem interações prejudiciais (competição, predadores, etc.). O círculo "**M**" simboliza as áreas acessíveis para a dispersão em um determinado período de tempo (Soberón; Peterson, 2005; Soberón, 2007). A interseção dos três círculos (**Go**) representa a área real de distribuição da espécie, onde as condições abióticas e bióticas são favoráveis e acessíveis para os indivíduos. Essa área, por definição, corresponde ao nicho realizado (**NR**) de Hutchinson (1957). A região "**A**" é favorável à espécie se desconsiderarmos as interações bióticas, correspondendo, portanto, à ideia de nicho fundamental (Hutchinson, 1957), mais especificamente à porção do nicho potencial (**NP**) (Jackson; Overpeck, 2000). A zona "**Gi**" é uma área que apresenta condições abióticas e bióticas favoráveis (**A** e **B**), mas que ainda está fora do alcance da espécie. Ela pode se tornar uma região com potencial de ser invadida, caso haja alterações na estrutura de "**M**" que facilitem a dispersão da espécie para essa área (Soberón; Nakamura, 2009; Soberón, 2010; Soberón; Osorio-Olvera; Peterson, 2017).

Os MNEs ou MDEs visam identificar diferentes regiões no diagrama BAM. Assim, a escolha da metodologia depende dos objetivos do estudo, como identificar áreas geográficas ocupadas, regiões com condições ambientais favoráveis para uma espécie ou locais potencialmente habitáveis (Soberón; Nakamura, 2009). MNEs baseados em dados de presença/ausência ou presença apenas — ou seja, modelos correlativos — não estimam a distribuição de uma espécie, mas sim as condições ambientais 'semelhantes' às das localidades de ocorrência conhecida (Soberón, 2010). Nesse tipo de modelagem, os processos de dispersão (**M**) e interações bióticas (**B**) não são considerados de maneira explícita e direta (Soberón;

Osorio-Olvera; Peterson, 2017). Assim, a projeção desses modelos pode se localizar em algum ponto entre toda a região com condições ambientais favoráveis (**A**) e a área de distribuição real da espécie (**Go**). Já os Modelos de Distribuição de Espécies (MDEs) fornecem uma estimativa estritamente da área de distribuição (**Go**) (Soberón, 2010).

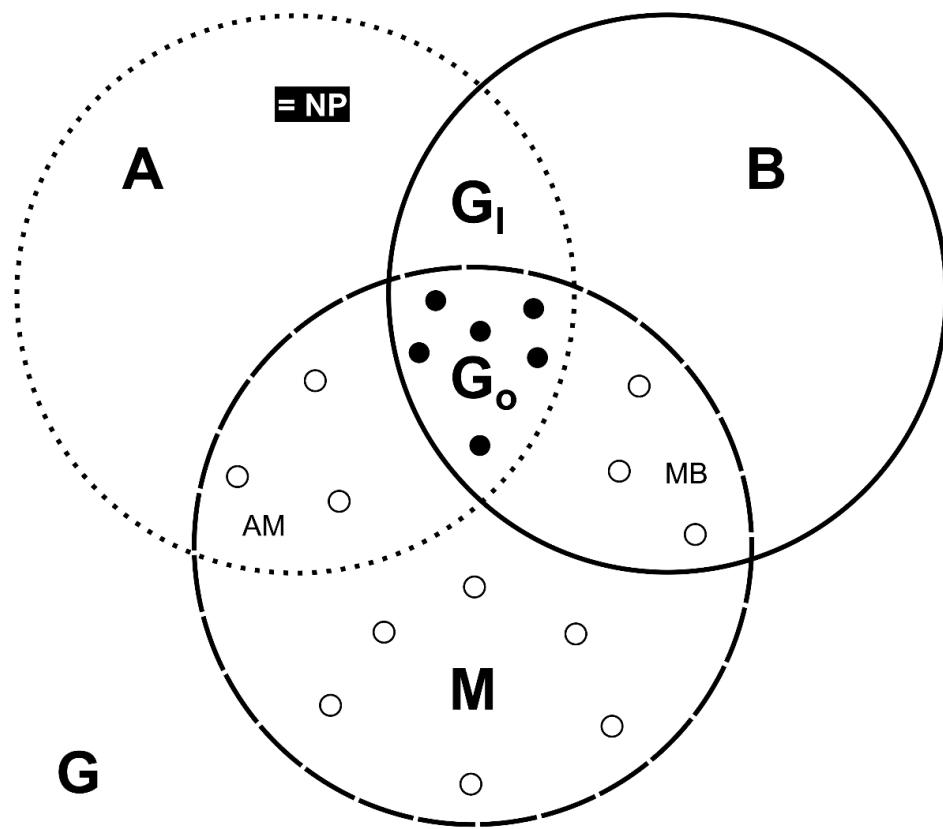


Figura 1. Diagrama BAM. O intercepto **AM** descreve locais com condições abióticas favoráveis e acessíveis, mas sem interações favoráveis com outras espécies (-**B**); **MB** consiste em condições bióticas favoráveis e acessíveis, mas sem condições abióticas favoráveis presentes (-**A**). Círculos em preto representam observações de presença, enquanto círculos em branco representam observações de ausências verdadeiras da espécie. Fonte: Adaptado de Soberón e Nakamura, 2009; Soberón, 2010; Soberón, Osorio-Olvera e Peterson, 2017.

Projeções de Nicho Ecológico em Cenários Climáticos Passados e Futuros

Em algumas aplicações de modelagem, o modelo do nicho atual é utilizado para prever a adequabilidade ambiental da espécie em cenários climáticos passados ou futuros. Esse processo requer uma "extrapolação" para além do intervalo de condições ambientais sobre as quais o modelo foi originalmente calibrado (Peterson et al., 2011). Um pressuposto dessa abordagem é a conservação do nicho ao longo do tempo, o que implica assumir que as variáveis relevantes para o nicho atual da espécie permanecerão as mesmas em outros cenários temporais. Portanto, o modelo deve ser elaborado com dados contemporâneos e, posteriormente, projetado com as variáveis climáticas do período escolhido, mesmo que não seja possível garantir que as relações que definem o nicho da espécie atualmente tenham sido as mesmas no passado ou que

se manterão no futuro (Sillero et al., 2021). Os resultados dessas projeções podem evidenciar potenciais impactos das mudanças climáticas sobre o nicho das espécies (Guisan; Thuiller, 2005; Peterson et al., 2011).

Mudanças Climáticas e Potenciais Impactos Sobre Espécies de Uso Florestal Não-Madeireiro

O aumento na emissão de gases de efeito estufa pelas atividades humanas têm acelerado o aquecimento global de maneira incontestável. Essas emissões continuam a crescer, impulsionadas por fatores como o uso insustentável de energia, alterações no uso da terra e padrões de consumo e produção que variam significativamente entre regiões, países e indivíduos (IPCC, 2023). Esse cenário tem contribuído para a intensificação das mudanças climáticas globais, cujos efeitos já são cada vez mais perceptíveis em todas as partes do mundo, gerando impactos adversos na economia e na saúde humana. Não menos importantes são os impactos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos, que apresentam implicações para a segurança alimentar e nutricional, afetando desproporcionalmente os grupos vulneráveis e ampliando as desigualdades sociais (IPCC, 2023).

As mudanças climáticas podem afetar de forma significativa as características fenológicas das plantas, como floração e frutificação, impactando diretamente a reprodução e a sobrevivência dos indivíduos (Chuine, 2010). Isto é particularmente preocupante para comunidades rurais, cujas fontes de renda dependem da extração de produtos florestais não madeireiros (PFNM) (Nabout et al., 2011). Nesse contexto, a MNE tem sido utilizada para identificar espécies que tendem a ganhar ou perder áreas climáticas adequadas, bem como aquelas cuja adequabilidade permanecerá praticamente estável (Pearson, 2010). Projeções indicam que, no futuro, as condições climáticas poderão se tornar menos favoráveis para espécies de uso florestal não-madeireiro. Ou seja, essas mudanças climáticas podem reduzir a capacidade produtiva dessas espécies, comprometendo a viabilidade de sua exploração futura (ver Nabout et al., 2011; Nabout et al., 2016; Vaz; Nabout, 2016). Portanto, estudos que forneçam essas informações são fundamentais para subsidiar o desenvolvimento de estratégias de conservação e compreender os limites da exploração futura (Nabout et al., 2011).

Características Gerais do Gênero *Attalea*

As palmeiras (Arecaceae) constituem uma família de plantas de grande importância nas regiões tropicais e subtropicais, destacando-se pela diversidade de gêneros, alta riqueza de espécies, ampla distribuição geográfica e relevância ecológica e socioeconômica (Dransfield et al., 2008). O gênero *Attalea* é um dos onze gêneros monofiléticos da subtribo Attaleinae, que inclui também *Allagoptera*, *Butia*, *Jubaea*, *Parajubaea*, *Polyandrococos*, *Syagrus*, *Beccariophoenix*, *Voanioala*, *Jubaeopsis* e *Cocos* (Meerow et al., 2009; Henderson, 2020). As espécies de *Attalea* se distinguem pela variação ecológica e grande adaptabilidade (Freitas et al., 2016), ocorrendo em diversos habitats, como florestas tropicais úmidas e secas, vegetações de cerrado, campos rupestres e dunas de areia (Glassman, 1999; Dransfield et al., 2008; Pintaud, 2008; Henderson, 2020). Além disso, essas palmeiras ocupam uma faixa altitudinal variada, do nível do mar até 1.470 metros (Henderson, 2020), e são capazes de crescer em diferentes tipos de solo, como arenosos, argilosos e calcários (Glassman, 1999; Guimarães; Silva, 2012). O gênero também tem grande relevância para muitas comunidades rurais devido à sua versatilidade de usos, especialmente na produção de óleo vegetal (Dransfield et al., 2008).

Attalea é nativa da região Neotropical, com distribuição que vai da América Central até a América do Sul (Dransfield et al., 2008; Lorenzi et al., 2010; Henderson, 2020, Figura 2). No Brasil, a Bahia concentra o maior número de espécies, com 11 registros: *A. barreirensis* Glassman, *A. brejinhoensis* (Glassman) Zona, *A. burretiana* Bondar, *A. eichleri* (Drude) A.J. Hend., *A. funifera* Mart. ex Spreng., *A. geraensis* Barb. Rodr., *A. humilis* Mart. ex Spreng., *A. vitrivir* Zona, *A. pindobassu* Bondar, *A. salvadorensis* Glassman e *A. seabrensis* Glassman. Além dessas espécies, a região abriga dois híbridos naturais: *A. × piassabossu* Bondar, resultante do cruzamento entre *A. funifera* e *A. burretiana*, e *A. × voeksii* Noblick ex Glassman, originado do cruzamento entre *A. funifera* e *A. humilis* (Glassman, 1999; Lorenzi et al., 2010; Guimarães; Silva, 2012).

Attalea pindobassu Bondar

Attalea pindobassu Bondar é uma palmeira endêmica do centro-norte da Bahia, ocorrendo nos municípios de Pindobaçu, Saúde, Mirangaba, Caém, Jacobina, Miguel Calmon, Piritiba e Tapiramutá (Bondar, 1942; Noblick, 1991, 1994). É listada entre as cinco espécies mais raras da família Arecaceae no Brasil, juntamente com *Bactris soeiroana*, *Bactris tefensis*, *Syagrus leptospatha* e *Syagrus werdermannii* (Rapini, 2009). Além disso, *A. pindobassu* é uma importante fonte de renda para comunidades rurais no entorno de sua área de ocorrência (Santos

et al., 2019) e é citada como uma das espécies da flora da caatinga com grande potencial ornamental (Kiill et al., 2013).

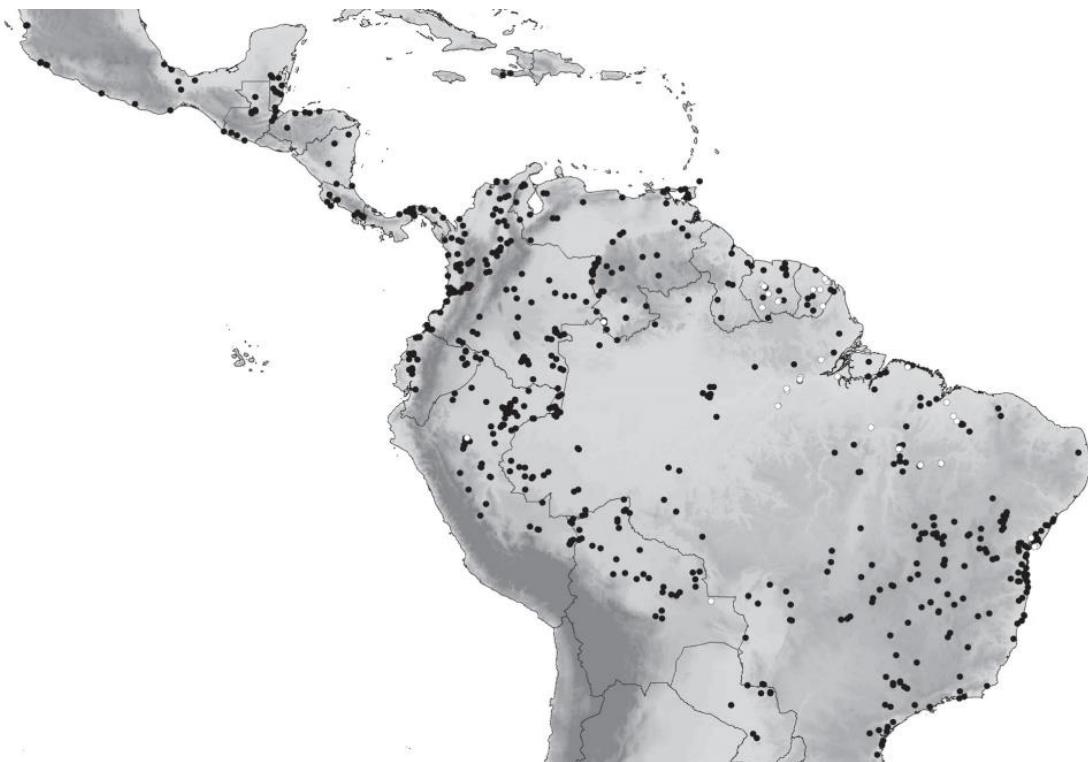


Figura 2. Distribuição geográfica das espécies do gênero *Attalea* (híbridos são representados por pontos brancos).
Fonte: Henderson (2020).

Na última revisão do gênero *Attalea*, Henderson (2020) considerou *Attalea seabrensis* Glassman como sinônimos de *A. pindobassu*. Esta espécie também é endêmica da Bahia, ocorrendo na região da Chapada Diamantina, nos municípios de Barra do Mendes, Seabra, Palmeiras, Boninal, Piatã, Abaira, Jussiape, Barra do Estiva, Ituaçu e Contendas do Sincorá (Noblick, 1991). De fato, as duas espécies são morfologicamente muito semelhantes, diferenciando-se apenas por características sutis. No entanto, suas populações apresentam distribuição geográfica distinta: *A. seabrensis* ocorre amplamente na região oeste da Serra do Sincorá, enquanto *A. pindobassu* está restrita ao lado leste da Serra de Jacobina (Noblick, 1991, 2019).

As diferenças entre as duas espécies estão relacionadas a características específicas: *A. seabrensis* apresenta folíolos agrupados ou irregulares, enquanto os folíolos de *A. pindobassu* são quase completamente regulares. Além disso, embora as flores estaminadas sejam bastante semelhantes, *A. pindobassu* possui um número máximo de 12 estames, enquanto *A. seabrensis* pode apresentar até 17 estames (Noblick, 1991; Glassman, 1999).

Noblick (2024), ao analisar a anatomia das margens dos folíolos de espécies do gênero *Attalea*, verificou que as margens dos folíolos de espécimes de *A. pindobassu* no município de

Tapiramutá, Bahia, apresentam características morfológicas semelhantes às observadas em *A. seabrensis* de Seabra, Bahia. No entanto, as margens dos folíolos das populações de *A. pindobassu* provenientes de Miguel Calmon, Bahia, apresentam variações morfológicas sutis. Embora a população de Tapiramutá exiba características mais próximas às de Seabra do que às de Miguel Calmon, para Noblick (2024) essas evidências anatômicas não foram suficientemente convincentes para estabelecer uma relação clara entre as populações das duas espécies.

Quanto à discussão sobre *A. seabrensis* e *A. pindobassu* serem espécies distintas ou uma única espécie, Noblick (2024) sugere que essa questão poderia ser esclarecida por meio de uma amostra de *A. seabrensis* coletada em Seabra, a qual apresentou folhas com pinas distribuídas uniformemente ao longo do eixo central, semelhantes às observadas em *A. pindobassu*. Assim, sob essa interpretação, a característica de pinas agrupadas, utilizada por Glassman (1999) e Noblick (1991, 1994) para diferenciar as duas espécies, não seria uma distinção válida. Para o autor, a justificativa de Henderson (2020) em sinonimizar as duas espécies parece plausível, se considerar as semelhanças observadas nas margens das pinas das amostras dos municípios de Tapiramutá e Seabra.

Apesar do crescente interesse, *A. pindobassu* ainda é uma espécie pouco investigada, com um número limitado de estudos publicados a seu respeito. Somente recentemente, alguns estudos têm contribuído para ampliar o conhecimento sobre essa palmeira. Por exemplo, Santos *et al.* (2019) o potencial econômico dos resíduos gerados pela extração vegetal da espécie; Menezes *et al.* (2023) estimaram a distribuição potencial da palmeira sob diferentes cenários de mudanças climáticas, utilizando a modelagem de nicho ecológico com base em variáveis bioclimáticas. Além disso, Menezes *et al.* (2024) investigaram o alinhamento entre o Conhecimento Ecológico Local (CEL) e Conhecimento Ecológico Acadêmico (CEA) em relação aos padrões das fenofases reprodutivas da espécie. Por fim, Lima, Rodrigues e Silva (2025) investigaram a influência de fatores ambientais (solo) e antropogênicos (tipo de uso da terra e intensidade de colheita) na regeneração natural e na estrutura populacional da mesma.

Aplicação da Modelagem de Nicho Ecológico para Delimitação de Espécies

A identificação precisa de espécies tem representado um desafio contínuo para a taxonomia, especialmente no caso de linhagens crípticas, cujas diferenças morfológicas podem ser sutis, sobrepostas ou ainda não completamente fixadas (Raxworthy *et al.*, 2007). A delimitação baseada exclusivamente em caracteres morfológicos é frequentemente limitada pelo número reduzido de amostras disponíveis, o que dificulta a realização de inferências

estatísticas robustas quanto à consistência desses caracteres entre os indivíduos do táxon analisado (Wiens; Graham, 2005).

Semelhanças e diferenças nas características de nicho podem ser relevantes para a identificação de espécies, especialmente em grupos taxonômicos com distribuição geográfica restrita e baixa capacidade de dispersão (Raxworthy et al., 2007; Orr et al., 2014). Por exemplo, considere dois conjuntos de populações alopátricas distribuídas em regiões montanhosas geograficamente separadas, sendo um deles correspondente a uma espécie previamente descrita e o outro de status taxonômico incerto. Caso a modelagem de nicho ecológico revele que ambos compartilham um envelope ambiental semelhante, o resultado pode reforçar a hipótese de que pertencem à mesma espécie. Por outro lado, se um dos conjuntos ocupa condições ambientais que não se sobrepõem às do outro, essa diferença pode fornecer evidências que sustentam a hipótese de que se tratam de espécies distintas (Wiens; Graham, 2005).

REFERÊNCIAS

Bondar, G. New palms of Bahia. Publications of the Field Museum of Natural History. Botanical Series, v. 22, p. 457–463, 1942. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.2274>

Chuine, I. Why does phenology drive species distribution? Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 365(1555), 3149–3160, 2010. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0142>

Dransfield, J., Uhl, N. W., Asmussen, C. B., Baker, W. J., Harley, M. M., Lewis, C. E. Genera palmarum: The Evolution and Classification of Palms. Kew: Royal Botanic Gardens, 2008. 732p. <https://doi.org/10.34885/92>

Elton, C. Animal Ecology. London, 1927.

Freitas, C., Meerow, A. W., Pintaud, J. C., Henderson, A., Noblick, L., Costa, F. R. C., Barbosa, C. E., Barrington, D.: Phylogenetic analysis of *Attalea* (Arecaceae): insights into the historical biogeography of a recently diversified Neotropical plant group, Bot. J. Linn. Soc., 182, 287–302, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12466>

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, p. 733–749, 2012. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017>

Glassman, S. E. A taxonomic treatment of the palm subtribe Attaleinae (tribe Cocoeae). Illinois Biological Monographs 59, University of Illinois Press, 1999. 414p. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.49920>

Grinnell, J. The niche-relationships of the California thrasher. Auk 34, 427–433, 1917.

Grinnell, J. Geography and evolution. Ecology 5, p. 225–229, 1924.

Guimarães, C. A. L., Silva, L. A. M. Piaçava da Bahia (*Attalea funifera* Martius): do extrativismo à cultura agrícola. Ilhéus, BA: Editus, 2012. 262 p.

Guisan, A., Thuiller, W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. In *Ecology Letters*, v. 8, Issue 9, p. 993–1009, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>

Henderson, A. A revision of *Attalea* (Arecaceae, Arecoideae, Cocoseae, Attaleinae). *Phytotaxa*, v. 444, n. 1, p. 1–76, 2020. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.444.1>

Hutchinson, G. E. Concluding remarks. Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol. 22, p. 415–427, 1957.

Holt, R. D. On the evolutionary ecology of species ranges. Evol. Ecol. Res. 5, p. 159–178, 2003.

IPCC. Sections. In: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 35–115, 2023. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>

Jackson, S. T., Overpeck, J. T. Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. Paleobiology, 26:4, p. 194–220, 2000. [https://doi.org/10.1666/0094-8373\(2000\)26\[194:roppac\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1666/0094-8373(2000)26[194:roppac]2.0.co;2)

Kiill, L. H. P., Terao, D., Alvarez, I. A. Plantas ornamentais da Caatinga. Brasília: Embrapa, 2013. 139p.

Lima, B. A. O., Rodrigues, P. M. S., Silva, J.O. Effects of land use and management on the structure and recruitment of an endemic palm tree (*Attalea pindobassu* Bondar) from the Brazilian semi-arid. *Journal for Nature Conservation*. 84, 126830, 2025.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2025.126830>

Lorenzi, H., Kahn, F., Noblick L. R., Ferreira E. *Flora Brasileira: Arecaceae (Palmeiras)*. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 2010. 368p.

Meerow, A. W., Noblick, L., Borrone, J. W., Couvreur, T. L. P., Mauro-Herrera, M., Hahn, W. J., Kuhn, D. N., Nakamura, K., Oleas, N. H., and Schnell, R. J.: Phylogenetic analysis of seven WRKY genes across the palm subtribe Attaleinae (Arecaceae) identifies Syagrus as sister group of the coconut, *PLoS One*, 4, 10–13, 2008.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007353>

Menezes, I. S., Rocha, D. S. B., Voeks, R., Lima do Couto-Santos, A. P., Funch, L. S. Conservation challenges to the useful neotropical palm Babaçu (*Attalea pindobassu* Bondar) in the face of climate change. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 302(March), 152262, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2023.152262>

Menezes, I. S., Rocha, D. S. B., Voeks, R., Lima do Couto-Santos, A. P., Funch, L. S. Flowering and Fruiting Calendar of Babaçu (*Attalea pindobassu*): Agreement Between Local Ecological Knowledge and Phenological Monitoring in the Chapada Diamantina, Northeast Brazil. *Econ Bot*, 2024. <https://doi.org/10.1007/s12231-024-09613-1>

Nabout, J. C., Oliveira, G., Magalhães, M. R., Terribile, L. C., Almeida, F. A. S. Global Climate Change and the Production of “Pequi” Fruits (*Caryocar brasiliense*) in the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, v. 9, n.1, p. 55–60, 2011.
<http://doi.org/10.4322/natcon.2011.006>

Nabout, J. C., Magalhães, M. R., de Amorim Gomes, M. A., da Cunha, H. F. The Impact of Global Climate Change on the Geographic Distribution and Sustainable Harvest of *Hancornia speciosa* Gomes (Apocynaceae) in Brazil. *Environmental Management*, 57(4), p. 814–821, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0659-5>

Noblick L. Indigenous palms of the state of Bahia, Brazil. PhD Dissertation. The University of Illinois, Chicago, 1991. 523p.

Noblick, L. R. Palms of Bahia. *Acta Hortic*. v. 360, p. 85–94, 1994.
<https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1994.360.11>

Noblick, L. Guia para as palmeiras do nordeste do Brasil. UEFS Editora, Feira de Santana, Bahia, 2019. 91p.

Noblick, L. An anatomical survey of the leaflet margins of the genus *Attalea* (Arecaceae: Arecoideae: Coccoideae: Attaleinae). *Rodriguésia*. 75, e01212023, 2024.
<https://doi.org/10.1590/2175-7860202475051>

Orr, M.C., Koch, J.B., Griswold, T.L., Pitts, J.P. Taxonomic utility of niche models in validating species concepts: A case study in Anthophora (*Helophilus*) (Hymenoptera: Apidae). *Zootaxa*. 3846, 411–429, 2014. <https://doi.org/10.1111/zootaxa.3846.3.5>

Pearson, R. G. Network of Conservation Educators & Practitioners Species’ Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners. *Conservation*, Vol. 3, p. 54–89, 2010.

Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Araújo, M. B. *Ecological Niche and Geographical Distributions*. Princeton University Press, New Jersey, 2011. 328p.

Peterson, A. T., Soberón, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. *Essays & Perspectives* 10:2, p. 102–107, 2012. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019>

Pintaud, J. C.: An overview of the taxonomy of *Attalea* (Arecaceae), *Rev. Peru. Biol.*, 15, p. 55–63, 2008. <https://doi.org/10.15381/rpb.v15i3.2968>

Pulliam, H. R. Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist*, v.132, p. 652–661, 1988.

Raes, N., Aguirre-Gutiérrez, J. A Modeling Framework to Estimate and Project Species Distributions in Space and Time. *Mountains, Climate and Biodiversity*, 21, p. 309–320, 2018.

Rapini, R. Arecaceae. In: Giulietti, A. M., Rapini, A., Andrade, M. J. G., Queiroz, L. P., Silva, J. M. C. (Org.) *Plantas raras do Brasil*. Belo Horizonte, MG: Conservação Internacional, p. 74–75, 2009.

Raxworthy, C.J., Ingram, C.M., Rabibisoa, N., Pearson, R.G. Applications of ecological niche modeling for species delimitation: A review and empirical evaluation using day geckos (*Phelsuma*) from Madagascar. *Systematic Biology*. 56, 907–923, 2007. <https://doi.org/10.1080/10635150701775111>

Sales, L. P., Hayward, M. W., Loyola, R. What do you mean by “niche”? Modern ecological theories are not coherent on rhetoric about the niche concept. *Acta Oecologica*, 110, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103701>

Santos, I. A. M., Dias, D. L. C., Leite, K. R. B., Silva, M. S., Silva, L. B. Aproveitamento de resíduos em *Attalea pindobassu* Bondar (Arecaceae) através da análise micrométrica das fibras do fruto e da folha. In: Santos, F. A. R., Carneiro, C. E. *Pindorama*. Teresina: EDUFPI. cap. 3, p. 24–30, 2019.

Sillero, N. What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods. *Ecological Modelling*, 222:8, p. 1343–1346, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.01.018>

Sillero, N., Arenas-Castro, S., Enriquez-Urzelai, U., Vale, C. G., Sousa-Guedes, D., Martínez-Freiría, F., Real, R., Barbosa, A. M. Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecological Modelling*, 456, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109671>

Soberón, J., Peterson, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species’ distributional areas. *Biodiversity Informatics*, v. 2, p.1–10, 2005.

Soberón, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. In *Ecology Letters*, 10:12, p. 1115–1123, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>

Soberón, J., Nakamura, M. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *PNAS*, vol. 106, p. 19644–19650, 2009. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106>

Soberón, J. M. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography*, 33(1), p. 159–167, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06074.x>

Soberón, J., Osorio-Olvera, L., Peterson, T. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88:2, 437–441, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>

Vaz, Ú. L., Nabout, J. C. Using ecological niche models to predict the impact of global climate change on the geographical distribution and productivity of *Euterpe oleracea* Mart.

(Arecaceae) in the Amazon. *Acta Botanica Brasilica*, 30:2, p. 290–295, 2016.
<https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0036>

Wiens, J.J., Graham, C.H. Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 36, 519–539, 2005. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431>

INFORMAÇÕES SOBRE A DISSERTAÇÃO

Esta dissertação intitulada “Modelagem de nicho ecológico de *Attalea pindobassu* Bondar (arecaceae): Avaliação da sinonímia com *Attalea seabrensis* e da viabilidade econômica futura” está dividida em dois capítulos. O primeiro capítulo visa avaliar a sinonímia entre *A. pindobassu* e *A. seabrensis* por meio da modelagem de nicho ecológico, focando na análise de suas preferências ambientais. O objetivo geral é determinar se ambas compartilham ou não nichos ecológicos semelhantes, o que poderia indicar se são uma única espécie ou espécies distintas. No segundo capítulo, foi analisada a relação entre a adequabilidade climática e a produtividade de *A. pindobassu*, a fim de verificar se uma maior produtividade de amêndoas está associada a áreas com maior adequabilidade climática. Além disso, foi analisado o potencial impacto das mudanças climáticas futuras na produção desse recurso. Os capítulos foram estruturados conforme as normas de submissão das revistas *Ecological Modelling* e *Regional Environmental Change*, respectivamente. Contudo, a numeração das figuras segue a sequência estabelecida para a formatação geral da dissertação.

1 CAPÍTULO 1

2 Diferenças de Nicho Ecológico e Respostas às Mudanças Climáticas de Duas Palmeiras 3 Sinônimas e Endêmicas da Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil

4 Beatriz Hanna dos Santos Oliveira^a, Estevan Eltink Nogueira^{a,b}, Gustavo Reis de Brito^c, Jhonathan de
5 Oliveira Silva^{a,b}

6 ^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade
7 Estadual de Feira de Santana (UEFS), Avenida Transnordestina, s/n - Novo Horizonte, Feira de Santana,
8 BA, 44036-900, Brasil

9 ^b Colegiado de Ecologia, campus Senhor do Bonfim, Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF),
10 Av. Tomaz Guimarães, s/n - Santos Dumont, Senhor do Bonfim, BA, 48970-000, Brasil

11 ^c Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Estatística Aplicada (LEA), Universidade Estadual
12 Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Avenida Dom Antônio, 2100, Assis, SP, 1980-6900, Brasil

13 RESUMO

14 Uma recente revisão taxonômica sinonimizou as palmeiras *Attalea pindobassu* e *Attalea seabrensis*, espécies
15 endêmicas do complexo montanhoso da Chapada Diamantina. Neste contexto, o presente estudo utilizou a
16 modelagem de nicho ecológico para avaliar a categorização dessa sinonímia. Os modelos foram desenvolvidos
17 com base em dados de ocorrência obtidos exclusivamente por observações de campo, combinados a um conjunto
18 de variáveis ambientais, permitindo uma caracterização mais precisa do nicho realizado dessas palmeiras. Além
19 disso, os índices de Schoener e Bray-Curtis foram utilizados para avaliar a sobreposição entre as áreas modeladas.
20 Por fim, analisamos o impacto das mudanças climáticas sobre o nicho dessas espécies com base em três caminhos
21 socioeconômicos compartilhados (SSPs) projetados para 2050. Diferentes preditores influenciaram a
22 adequabilidade do habitat de cada espécie, evidenciando preferências ambientais distintas. As duas espécies
23 responderam de forma diferenciada às variáveis bioclimáticas, refletindo sua associação a climas específicos: *A.*
24 *pindobassu* está relacionada a regiões úmidas, enquanto *A. seabrensis* ocorre em áreas com temperaturas mais
25 baixas. Além disso, as áreas de nicho modeladas apresentaram baixa sobreposição ($D = 0.115$; $BC = 0.05$),
26 indicando a existência de limites ambientais distintos entre as duas espécies. Nossas projeções indicam uma
27 redução significativa das áreas adequadas para ambas as espécies, com perdas mais acentuadas para *A. seabrensis*.
28 Esses resultados evidenciam como a caracterização das condições ambientais que definem o nicho pode aprimorar
29 a delimitação de espécies cripticas. Ambas as espécies demonstram vulnerabilidade às alterações climáticas,
30 reforçando a importância de estratégias de conservação que atendam às suas necessidades ambientais específicas.

31 **Palavras-Chaves:** Arecaceae, *Attalea*, Caatinga, Diferenciação de Nicho, Especialização de Nicho, Espécies
32 Sinônimas, Modelagem de Nicho Ecológico.

33 ABSTRACT

34 A recent taxonomic review synonymized the palm species *Attalea pindobassu* and *Attalea seabrensis*, both
35 endemic to the mountainous complex of Chapada Diamantina. In this context, the present study used ecological
36 niche modeling to assess the categorization of this synonymy. The models were developed based on occurrence
37 data obtained exclusively from field observations, combined with a set of environmental variables, allowing for a
38 more precise characterization of the realized niche of these palms. Additionally, Schoener and Bray-Curtis indices
39 were used to evaluate the overlap between the modeled areas. Finally, we analyzed the impact of climate change
40 on the niches of these species based on three Shared Socioeconomic Pathways (SSPs) projected for 2050. Different
41 predictors influenced the habitat suitability of each species, highlighting distinct environmental preferences. The
42 two species responded differently to bioclimatic variables, reflecting their association with specific climates: *A.*
43 *pindobassu* is associated with humid regions, while *A. seabrensis* occurs in areas with relatively cooler
44 temperatures. Furthermore, the modeled niche areas showed low overlap ($D = 0.115$; $BC = 0.05$), indicating
45 distinct environmental boundaries between the two species. Our projections indicate a significant reduction in
46 suitable areas for both species, with more pronounced losses for *A. seabrensis*. These results demonstrate how
47 characterizing the environmental conditions that define a species' niche can enhance the delimitation of cryptic
48 taxa. Both species show vulnerability to climate change, underscoring the importance of conservation strategies
49 that address their specific environmental requirements.

50 **Key-words:** Arecaceae, *Attalea*, Caatinga, Niche Differentiation, Niche Specialization, Synonymous species.

51 1. Introdução

52 A heterogeneidade ambiental é um importante estruturador da diversidade e da
53 distribuição de palmeiras (Svenning, 2001a). Em larga escala, o clima exerce forte influência
54 na distribuição dessas plantas, enquanto aspectos como topografia, solo e hidrografia ganham
55 relevância em escalas menores (Eiserhardt et al., 2011). Nesse contexto, algumas espécies
56 podem desenvolver adaptações distintas em resposta às variações ambientais locais (Svenning,
57 1999; Svenning, 2001b). Um exemplo notável é o gênero *Attalea*, amplamente distribuído no
58 Brasil, com sua maior concentração registrada no estado da Bahia (Santos et al., 2019a). As
59 espécies desse grupo ocupam uma ampla variedade de habitats, desde florestas tropicais úmidas
60 até formações de campo rupestre e cerrado (Dransfield et al., 2008).

61 Características distintas de nicho ecológico podem ser informações valiosas para a
62 delimitação taxonômica de espécies crípticas. A modelagem de nicho ecológico (MNE) pode
63 revelar o isolamento geográfico/ambiental entre populações alopátricas com base em nichos
64 conservados ou divergentes (Raxworthy et al., 2007). Se dois conjuntos de populações com
65 nichos ecológicos semelhantes estão geograficamente isolados por habitats inadequados, isso
66 pode sustentar a hipótese de que pertencem à mesma espécie, sendo o conservadorismo de nicho
67 o fator que impede o contato entre elas. Caso compartilhem um envelope de nicho semelhante
68 que inclua áreas intermediárias, isso sugere que o conservadorismo de nicho não é um fator
69 importante para o isolamento. Alternativamente, se as populações ocorrerem em condições
70 ambientais diferentes, esse padrão apoiaria a hipótese de que representam espécies distintas
71 (Wiens e Graham, 2005).

72 A modelagem correlativa de nicho ecológico oferece uma representação espacial
73 aproximada do nicho realizado. Esse método relaciona registros de ocorrências a variáveis
74 ambientais para identificar áreas com condições semelhantes às de locais onde a espécie já foi
75 observada (Sillero, 2011). A maioria dos estudos de modelagem com plantas tem se
76 concentrado no uso de variáveis bioclimáticas, como temperatura e precipitação, devido à sua
77 relevância fisiológica para a ocorrência e distribuição das espécies (Menezes et al. 2023;
78 Merkenschlager et al., 2023; Passos et al., 2024). No entanto, é consenso que fatores edáficos
79 e topográficos também exercem uma influência significativa na distribuição de muitas espécies
80 vegetais (Velazco et al., 2017). Ao incorporá-los como preditores, o poder preditivo do modelo
81 pode ser consideravelmente aprimorado, resultando em uma representação precisa do nicho
82 ecológico, especialmente para espécies endêmicas e de distribuição restrita (Dubuis et al., 2013;
83 Beauregard e Blois, 2014). Além disso, os registros de ocorrência, frequentemente obtidos de

84 bancos de dados, muitas vezes são tendenciosos e imprecisos. Portanto, é essencial garantir a
85 qualidade desses dados para melhorar a confiabilidade das previsões geradas pelos
86 modelos (Passos et al., 2024; Soley-Guardia et al., 2024).

87 A MNE também tem sido empregada para prever potenciais impactos das mudanças
88 climáticas sobre diferentes espécies (Sillero et al. 2021). Embora as pesquisas voltadas para
89 espécies de palmeiras ainda sejam escassas, alguns estudos demonstram que os ganhos ou
90 perdas de áreas adequadas ao crescimento dessas plantas variam entre diferentes regiões do
91 mundo (Shabani et al., 2012; Blach-Overgaard et al., 2015; Butler e Larson, 2020). No Brasil,
92 projeções indicam que as espécies de “açaí” na Amazônia (*Euterpe precatoria* e *Euterpe*
93 *oleracea*) podem sofrer uma redução significativa na adequabilidade de suas áreas atuais de
94 ocorrência (Marques et al., 2024). Por outro lado, para *Copernicia prunifera*, a "carnaúba",
95 presente nos biomas caatinga e cerrado, prevê-se uma expansão contínua de seu habitat em
96 cenários de mudanças climáticas (Costa et al., 2022).

97 *Attalea pindobassu* Bondar é uma palmeira endêmica do extremo norte da Chapada
98 Diamantina, situada na porção setentrional da Cadeia do Espinhaço, no estado da Bahia, região
99 Nordeste do Brasil (Rapini, 2009). Em um estudo recente de modelagem de nicho ecológico
100 para *A. pindobassu*, Menezes et al. (2023) incluíram as ocorrências de *Attalea seabrensis*
101 Glassman, seguindo a revisão taxonômica mais recente do gênero, que sinonimiza as duas
102 espécies (Henderson, 2020). Contudo, Glassman (1999) descreveu *A. seabrensis* como uma
103 nova espécie, com base na disposição irregular das pinas, que estão agrupadas do terço inferior
104 até a metade da raque. Em *A. pindobassu*, por outro lado, quase nenhuma pina, ou menos de
105 um décimo das pinas inferiores, está agrupada (Noblick, 1991, 1994; Glassman, 1999). Além
106 disso, *A. seabrensis* apresenta um número maior de estames, podendo alcançar até 17, enquanto
107 *A. pindobassu* possui no máximo 12 estames (Glassman, 1999). Henderson (2020), por outro
108 lado, considera a disposição das pinas apenas uma variação morfológica, incluindo assim *A.*
109 *seabrensis* dentro de *A. pindobassu*. No entanto, destaca que, mesmo sob essa interpretação, os
110 espécimes de *A. seabrensis* apresentam diferenças significativas em relação aos de *A.*
111 *pindobassu* em três aspectos: comprimento da raque, comprimento das ráquилас estaminadas e
112 comprimento da flor estaminada (Henderson, 2020). Análises da composição química das ceras
113 das duas espécies revelaram um pico distinto em *A. seabrensis*, ausente nas amostras de *A.*
114 *pindobassu* (Noblick, não publicado). Embora a composição desse pico ainda não tenha sido
115 investigada, essa diferença pode sugerir uma variação genética entre as espécies (Noblick,
116 2024). Além disso, estudos filogenéticos mostram que, apesar de ambas pertencem ao mesmo

117 grupo, *A. pindobassu* está filogeneticamente distante de *A. seabraensis* (Meerow et al., 2009;
118 Freitas et al., 2016). Por fim, é importante ressaltar que as populações de *A. pindobassu* têm
119 uma distribuição geográfica distinta das de *A. seabraensis* (Glassman, 1999; Lorenzi et al., 2010;
120 Henderson, 2020).

121 Inserida no domínio fitogeográfico da caatinga, a Chapada Diamantina destaca-se pela
122 alta diversidade florística e endemismo, resultado das variações climáticas e edáficas associadas
123 ao relevo montanhoso (Rocha et al., 2005; (ICMBio, 2007). A caatinga, floresta tropical
124 sazonalmente seca no Nordeste brasileiro, é considerada uma das regiões mais susceptíveis aos
125 impactos das mudanças climáticas (Torres et al., 2017). Projeções climáticas apontam para
126 aumentos expressivos na temperatura e reduções nos índices de precipitação, acompanhados
127 por secas mais intensas, frequentes e prolongadas (Marengo et al., 2017). Essas tendências
128 podem agravar a aridez e aumentar o risco de desertificação da região, com potenciais impactos
129 negativos na biodiversidade, no armazenamento de carbono e na provisão de serviços
130 ecossistêmicos (Torres et al., 2017).

131 Diante deste cenário, o presente estudo levanta as seguintes questões: (i) Quais são a
132 relevância dos fatores climáticos, topográficos e edáficos na definição do nicho ecológico de *A.*
133 *pindobassu* e *A. seabraensis*? (ii) Essas espécies compartilham o mesmo nicho realizado? (iii)
134 De que maneira as mudanças climáticas podem afetar sua adequabilidade ambiental? Nossa
135 hipótese central é que essas espécies são ecologicamente distintas e apresentam exigências
136 ambientais específicas. Esperamos que diferentes variáveis abióticas influenciem os padrões de
137 distribuição de cada uma, evidenciando suas adaptações a condições ambientais particulares.
138 Além disso, esperamos que as mudanças climáticas exerçam impactos negativos significativos
139 sobre os habitats dessas espécies, reduzindo as áreas adequadas para sua ocorrência no futuro.

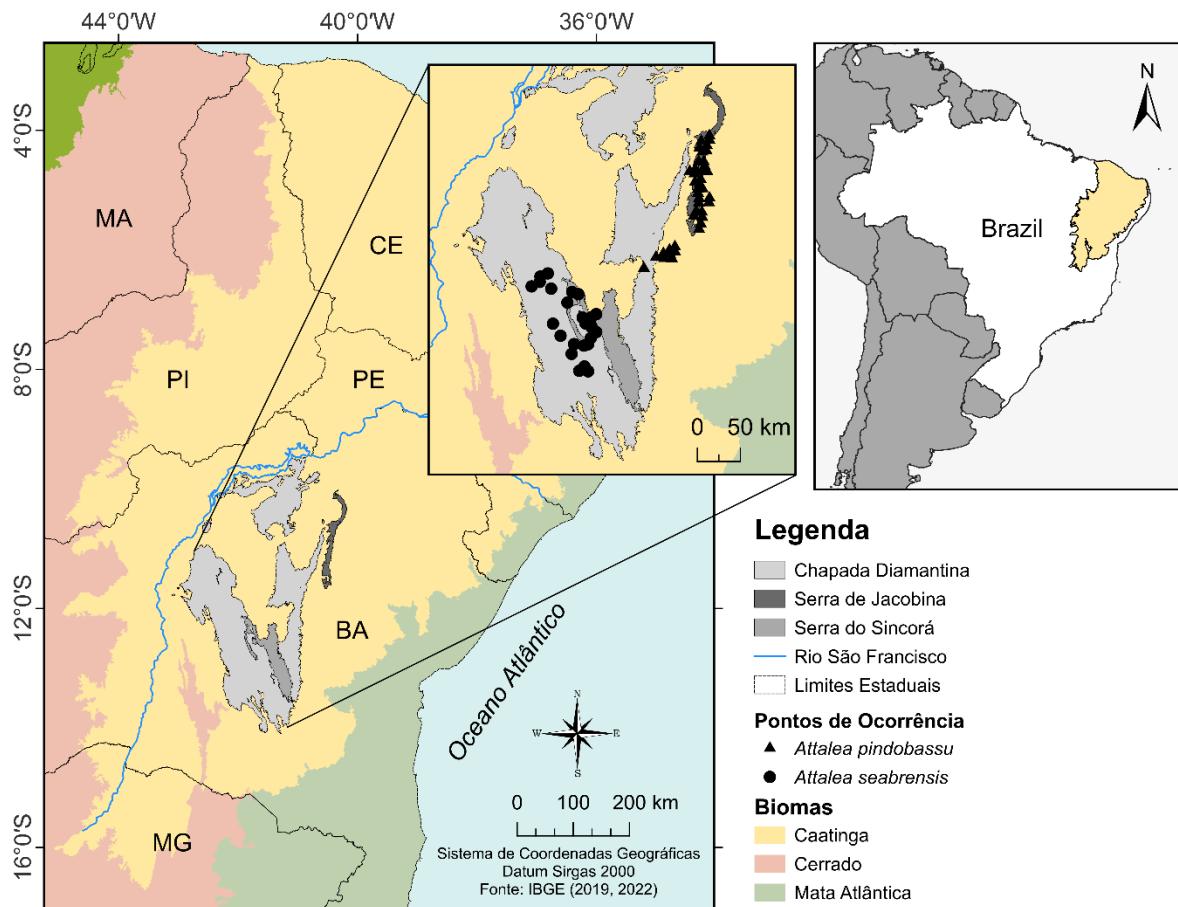
140 **2 Materiais e Métodos**

141 *2.1 Área de Estudo*

142 A modelagem deste estudo foi ajustada para o limite do bioma caatinga (IBGE, 2019),
143 abrangendo as cadeias montanhosas da Serra da Jacobina e da Serra do Sincorá, que fazem
144 parte da Chapada Diamantina. Essas cordilheiras constituem o centro de distribuição geográfica
145 das espécies em estudo (Figura 3).

146 A Serra de Jacobina está localizada no extremo norte da Chapada Diamantina, com uma
147 extensão de 200 km no sentido norte-sul. O relevo é montanhoso e acidentado, com altitudes
148 que chegam a 1.300 metros (Milesi et al., 2002; Bahia, 2010). A região possui clima semi-
149 úmido, com precipitações anuais variando entre 750 mm e 1.100 mm, e temperaturas médias
150 entre 20 °C e 26 °C (Sampaio, 2001). Os solos predominantes são argissolos, cambissolos e
151 neossolos litólicos, frequentemente associados a afloramentos rochosos. A vegetação é
152 caracterizada pela caatinga arbustivo-arbórea nas áreas de baixada, e por florestas estacionais
153 semideciduais e campos rupestres nas regiões serranas (Bahia, 2010).

154 A Serra do Sincorá, situada na porção centro-oriental da Chapada Diamantina, destaca-
155 se por seus vales estreitos e profundos (Pedreira, 2002). O relevo da região é dividido em três
156 unidades geomorfológicas: áreas rochosas, situadas na porção oriental da serra; encostas e topos
157 de morros, presentes nas vertentes orientais; e planícies de altitude, localizadas na porção
158 ocidental, com elevações variando entre 800 e 1.200 metros (CPRM, 1994; Bahia, 2011). O
159 clima da região varia de úmido/subúmido a semiárido, com temperaturas médias anuais entre
160 19 °C e 23 °C, e precipitação anual entre 497 mm e 1.177 mm. Os solos predominantes são
161 latossolos, argissolos, cambissolos e neossolos litólicos. A vegetação é caracterizada por
162 caatinga e cerrado nas planícies de altitude, florestas estacionais semideciduais nas vertentes
163 orientais e campos rupestres nas áreas rochosas e mais elevadas (Bahia, 2011).



165 **Figura 3.** Mapa da localização da área de estudo.

166 **2.2 Espécies-alvo**

167 **2.2.1 *Attalea pindobassu* Bondar**

168 *Attalea pindobassu* (Arecaceae), popularmente conhecida como “Pindobaçu”,
 169 “Babaçu”, “Palmeira”, “Coco-palmeira” ou “Coco-babaçu” é uma palmeira endêmica do estado
 170 da Bahia (Glassman, 1999; Lorenzi et al., 2010; Figura 4a). Esta espécie possui um estipe
 171 solitário, com 5 a 15 m de comprimento e 35 a 50 cm de diâmetro. Sua coroa é composta por
 172 até 25 folhas pinadas, dispostas de forma ereta, com as pontas arqueadas (Noblick, 1991;
 173 Henderson et al., 1995). As inflorescências são estaminadas e andróginas, ocorrendo na mesma
 174 planta. Os frutos são grandes, medindo entre 8 a 10 cm de comprimento e 5 a 6.5 cm de
 175 diâmetro. As sementes, geralmente encontradas em grupos de três a quatro unidades, são ricas
 176 em óleo comestível (Glassman, 1999). Essa palmeira é encontrada na região da Serra da
 177 Jacobina, desde o município de Pindobaçu, ao norte, até Tapiramatá, ao sul, ocorrendo nas
 178 encostas mais baixas e úmidas ou em remanescentes de floresta estacional semidecídua
 179 (Noblick, 1991; Glassman, 1999; Lorenzi et al., 2010). *A. pindobassu* possui grande valor

180 socioeconômico devido à comercialização de produtos derivados do extrativismo de seus
 181 frutos, sendo uma fonte importante de renda para comunidades rurais (Santos et al., 2019b).

182 2.2.2 *Attalea seabrensis* Glassman

183 *Attalea seabrensis* (Arecaceae), popularmente conhecida como “Palmeirão”,
 184 “Palmeira” ou “Catolé-açu”, é uma palmeira endêmica do estado da Bahia (Figura 4b). Esta
 185 espécie apresenta um estipe solitário, com comprimento variando entre 15 e 20 m e diâmetro
 186 de 25 a 40 cm. Suas folhas são pinadas, dispostas de forma ereta, com as pontas arqueadas
 187 (Noblick, 1991; Glassman 1999). As inflorescências são estaminadas e andróginas, ocorrendo
 188 na mesma planta. Os frutos possuem comprimento que varia de 6.5 a 9 cm e diâmetro de 5.5 a
 189 7 cm, contendo entre 3 a 4 sementes (Glassman, 1999). Sua ocorrência está restrita à porção
 190 ocidental da Serra do Sincorá, abrangendo os municípios de Barra do Mendes, ao norte, até
 191 Ituaçu, ao sul (Noblick, 1991). Essa palmeira é muito aproveitada pelas populações locais,
 192 sendo utilizada tanto na alimentação quanto na produção de óleo vegetal (Glassman, 1999;
 193 Lorenzi et al., 2010).



194
 195 **Figura 4.** Fotografia do espécime. a) *Attalea pindobassu* no município de Caém; b) *Attalea seabrensis* no
 196 município de Piatã, estado da Bahia (Créditos das imagens: B. H. S. Oliveira).

197 *2.3 Registros de ocorrências*

198 Os dados de ocorrência das espécies foram inicialmente obtidos a partir de bancos de
199 dados. No entanto, após uma análise da confiabilidade dessas informações, optou-se por
200 utilizar, na modelagem, apenas os dados coletados por meio da busca ativa das espécies,
201 utilizando um GPS (*Global Positioning System*). A identificação e distinção das palmeiras em
202 campo foram realizadas com base na região de ocorrência natural, conforme descrito na
203 literatura (Noblick, 1991, 1994; Glassman, 1999; Figuras S1 e S2, Anexo 1). Um total de 52
204 pontos de presença foram registrados para *A. pindobassu* e 30 pontos de presença para *A.*
205 *seabrensis*. Para reduzir o agrupamento espacial entre os pontos de ocorrência, foi aplicado um
206 espaçamento geográfico de cinco quilômetros, através a ferramenta 'Spatially Rarefy
207 Occurrence Data' do pacote SDMtoolbox v2.5 (Brown et al., 2017) no software ArcMap v10.8
208 (ESRI, 2019). Após a análise, foram mantidos 40 pontos amostrais para *A. pindobassu* e 25
209 para *A. seabrensis* (Tabela S1, Anexo 1).

210 *2.4 Variáveis preditoras*

211 Três conjuntos de variáveis ambientais foram selecionados para análise: bioclimáticas,
212 topográficas e edáficas. Foram obtidas dezenove variáveis bioclimáticas para o período atual
213 (1970-2000) a partir do banco de dados WorldClim, versão 2.1 (Fick e Hijmans, 2017;
214 <https://www.worldclim.org/>). As variáveis topográficas, como elevação, declividade e
215 orientação, foram extraídas do modelo digital de elevação SRTM (Shuttle Radar Topography
216 Mission), disponível no WorldClim. Todos os dados foram obtidos com resolução espacial de
217 30 segundos de arco (aproximadamente 1 km²), adequada para análises em escalas locais
218 (Chapman et al., 2005). Além disso, foram incluídas quatro variáveis químicas e três variáveis
219 físicas de solo, extraídas da Application Programming Interface (API) SoilGrids 250m v2.0 no
220 Google Earth Engine (Poggio et al., 2021). Esses dados foram adquiridos em três profundidades
221 distintas (0-5 cm, 5-15 cm e 15-30 cm), com resolução espacial de 250 metros. No total, 29
222 variáveis ambientais foram obtidas (Tabela 1).

223 Para projetar o cenário climático futuro, foram utilizadas variáveis bioclimáticas do
224 WorldClim v2.1, referentes ao período de 2050 (2041–2060), obtidas a partir do modelo de
225 circulação global MPI-ESM1-2-HR (Gutjahr et al., 2019), disponibilizadas pelo Coupled
226 Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6). A seleção deste modelo de circulação global
227 foi baseada em sua capacidade de oferecer simulações confiáveis em termos de frequência e
228 persistência das variáveis precipitação e temperatura na região da América do Sul (Cannon,

229 2020). Selecionamos três caminhos socioeconômicos compartilhados (SSPs): SSP2-4.5
230 (otimista), SSP3-7.0 (intermediário) e SSP5-8.5 (pessimista) que descrevem tendências para
231 desenvolvimento socioeconômico global no futuro, juntamente com os níveis de forçamento
232 radiativo decorrentes do aumento de gases de efeito estufa (O'Neill et al., 2016).

233 *2.5 Pré-tratamento e seleção das variáveis*

234 As variáveis preditoras foram reprojetadas para o datum SIRGAS 2000 (EPSG: 4674),
235 recortadas e mascaradas para a área de estudo. As três camadas de profundidade de cada
236 variável do solo foram combinadas utilizando a calculadora raster do ArcMap, a fim de gerar
237 um único raster que representa a média da propriedade edáfica em toda a profundidade (ou seja,
238 0-30 cm) (Khan et al., 2022). Posteriormente, a resolução espacial das variáveis edáficas foi
239 reamostrada para 30 segundos de arco.

240 Para minimizar os efeitos da multicolinearidade nos modelos, as variáveis ambientais
241 foram selecionadas com base no Fator de Inflação da Variância (VIF), que avalia o grau em
242 que cada preditor pode ser explicado pelos demais preditores (Dormann et al., 2013; Naimi e
243 Araújo, 2016). Os valores de cada variável foram extraídos para cada ponto de ocorrência da
244 espécie, a fim de medir o grau de correlação entre as variáveis e remover aquelas com VIF
245 maior que 10. A seleção dos preditores foi realizada utilizando o pacote ‘usdm’ (Naimi et al.,
246 2014) no software R v4.3.3 (R Core Team, 2024).

247 Após a análise, as variáveis retidas para modelar *A. pindobassu* incluíram
248 isothermalidade (Bio03), amplitude térmica anual (Bio07), precipitação do mês mais chuvoso
249 (Bio13), precipitação do mês mais seco (Bio14), elevação, aspecto, declividade, argila, areia,
250 capacidade de troca catiônica, carbono orgânico do solo, pH em água e nitrogênio. Enquanto,
251 as variáveis retidas para modelar *A. seabrensis* foi a sazonalidade da temperatura (Bio04),
252 amplitude térmica anual (Bio07), temperatura média do trimestre mais seco (Bio09),
253 precipitação do mês mais chuvoso (Bio13), precipitação do trimestre mais quente (Bio18),
254 declividade, argila, areia, capacidade de troca catiônica e pH em água (Tabela S2, Anexo 1).

255 **Tabela 1** Preditores ambientais considerados previamente para o desenvolvimento dos modelos de nicho
 256 ecológico.

Variável	Descrição	Unidade
Bio01	Temperatura Média Anual	°C
Bio02	Amplitude Diurna Média	°C
Bio03	Isotermalidade	Porcentagem
Bio04	Sazonalidade da Temperatura	°C
Bio05	Temperatura Máxima do Mês Mais Quente	°C
Bio06	Temperatura Mínima do Mês Mais Frio	°C
Bio07	Amplitude Anual da Temperatura	°C
Bio08	Temperatura Média do Trimestre Mais Úmido	°C
Bio09	Temperatura Média do Trimestre Mais Seco	°C
Bio10	Temperatura Média do Trimestre Mais Quente	°C
Bio11	Temperatura Média do Trimestre Mais Frio	°C
Bio12	Precipitação Anual	mm
Bio13	Precipitação do Mês Mais Úmido	mm
Bio14	Precipitação do Mês Mais Seco	mm
Bio15	Sazonalidade da Precipitação	Porcentagem
Bio16	Precipitação do Trimestre Mais Úmido	mm
Bio17	Precipitação do Trimestre Mais Seco	mm
Bio18	Precipitação do Trimestre Mais Quente	mm
Bio19	Precipitação do Trimestre Mais Frio	mm
Aspect	Orientação	Graus
Elevation	Elevação	Metros
Slope	Declividade	Porcentagem
Clay	Teor de Argila	g/kg
Sand	Teor de Areia	g/kg
Silt	Teor de Silte	g/kg
Cec	Capacidade de Troca Catiônica	mmol(c)kg
Nitrogen	Nitrogênio	cg/kg
phh2o	pH da água	pH*10
Soc	Carbono Orgânico do Solo	dg/kg

257

258 2.6 Procedimentos de modelagem

259 A modelagem de nicho ecológico foi realizada com o algoritmo ‘Maxent’ (Phillips et
 260 al., 2006), implementado no pacote ‘sdm’ (Naimi e Araújo, 2016) no software R v4.3.3 (R Core
 261 Team, 2024). Este algoritmo é amplamente utilizado na literatura e apresenta características
 262 que o tornam apropriado para a nossa aplicação e para os dados de ocorrência de presenças-
 263 apenas. As opções de execução utilizadas foram as seguintes: geração de 10.000 pontos de
 264 background de forma aleatória, uso do método de replicação “bootstrap” com 50 réplicas. Os
 265 dados de ocorrência foram divididos em dois conjuntos, sendo 70% destinados ao treinamento
 266 do modelo e 30% destinados para teste.

267 A importância relativa das variáveis foi verificada com base na métrica de correlação
 268 de Pearson utilizando a função `getVarImp` do pacote `sdm` (Naimi e Araújo, 2016). Modelos
 269 preliminares foram desenvolvidos utilizando as variáveis selecionadas para cada espécie pela
 270 análise de VIF. Para evitar o sobreajuste dos modelos aos dados, as variáveis menos influentes

271 foram removidas após a observação de suas estimativas de importância relativa. Finalmente, os
272 modelos finais foram executados com apenas seis preditores selecionados.

273 Curvas de respostas foram geradas através da função `rcurve` do pacote `sdm` para
274 verificar a resposta das espécies à faixa de valores de cada variável preditora (Naimi e Araújo,
275 2016). Para a validação estatística dos modelos, foram consideradas as métricas Área sob a
276 Curva (AUC ≥ 0.7 ; Elith, 2000) e *True Skill Statistic* (TSS ≥ 0.4 ; Allouche et al., 2006). O
277 modelo final de adequabilidade foi gerado através do método de consenso, utilizando a função
278 *ensemble* do pacote 'sdm' (Naimi e Araújo, 2016). Essa técnica combina modelos individuais
279 (réplicas) para produzir um conjunto de previsões, visando à obtenção de um modelo mais
280 preciso (Araújo e New, 2007). O modelo consenso final foi obtido por meio da média ponderada
281 do TSS, adotando como critério a maximização da soma da sensibilidade e da especificidade
282 para a seleção do limiar (Naimi e Araújo, 2016). Os mapas de adequabilidade do habitat foram
283 elaborados utilizando o pacote R 'ggplot2' (Wickham, 2016).

284 *2.7 Sobreposição de nicho*

285 A similaridade de nicho foi calculada no espaço geográfico utilizando as métricas
286 Schoener's D e distância de Bray-Curtis, recomendadas para avaliar a sobreposição entre
287 MNEs. O índice de sobreposição varia de 0, indicando nenhuma sobreposição, a 1, indicando
288 sobreposição completa. Para facilitar a interpretação dos resultados, os valores foram
289 categorizados da seguinte maneira: sem ou muito pouca sobreposição (0 a 0.2), baixa
290 sobreposição (0.2 a 0.4), sobreposição moderada (0.4 a 0.6), sobreposição alta (0.6 a 0.8) e
291 sobreposição muito alta (0.8 a 1.0) (Rödder e Engler, 2011). A análise de similaridade foi
292 realizada utilizando a função 'nicheSimilarity' do pacote 'sdm' (Naimi e Araújo, 2016).
293 Adicionalmente, áreas com adequabilidade ambiental maior ou igual a 0.25 foram sobrepostas
294 em um mapa a fim de identificar habitats adequados potencialmente compartilhados entre as
295 duas espécies.

296 *2.8 Projeções da adequabilidade ambiental futura*

297 Devido à ausência de dados sobre as variáveis de solo para cenários futuros e
298 considerando que ambas as espécies ocorrem em regiões montanhosas, optou-se por manter os
299 preditores topográficos e edáficos selecionados nas projeções dos cenários futuros, assumindo
300 que esses fatores não sofrerão mudanças significativas até o período de tempo considerado. O
301 mesmo procedimento de ajuste da função `ensemble` foi então repetido para gerar o modelo
302 consenso para os cenários futuros (Naimi e Araújo, 2016). Por fim, utilizamos mapas binários

303 para calcular a área ambientalmente adequada em quilômetros quadrado para cada espécie, sob
304 os diferentes cenários climáticos, utilizando o ArcMap.

305 **3 Resultados**

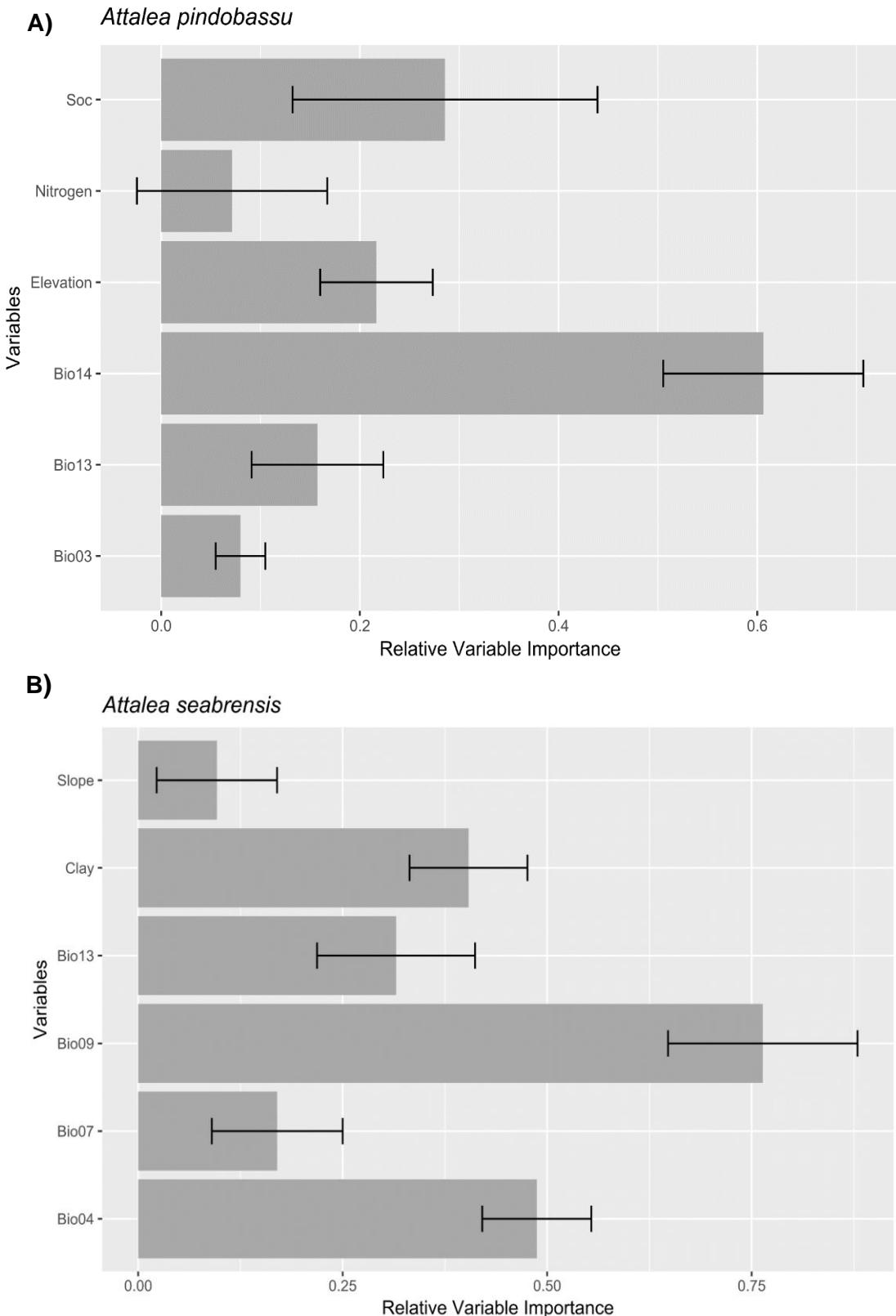
306 *3.1 Performance dos modelos e contribuições das variáveis preditoras*

307 Os modelos de ambas as espécies apresentaram um bom desempenho, com valores de
308 AUC e TSS acima de 0.9, indicando uma alta probabilidade de prever a distribuições das
309 espécies (Figura S3, Anexo 1). O preditor com maior contribuição para o modelo de *A.*
310 *pindobassu* foi a precipitação do mês mais seco - Bio14 (60.6%), seguida pelo teor de carbono
311 orgânico do solo - SOC (28.6%) e pela elevação (21.7%) (Figura 5a). Para *A. seabrensis*, a
312 variável mais relevante foi a temperatura média do trimestre mais seco - Bio09 (76.4%), seguida
313 pela sazonalidade da temperatura - Bio04 (48.7%) e pelo teor de argila (40.4%) (Figura 5b).

314 Conforme a curva de resposta, o habitat mais adequado para *A. pindobassu* é
315 caracterizado por precipitações elevadas no mês mais seco, com maior probabilidade de
316 ocorrência da espécie em áreas com precipitações acima de 28 mm (Figura S4, Anexo 1).
317 Enquanto o modelo de *A. seabrensis* indicou uma baixa probabilidade de ocorrência em regiões
318 onde a temperatura média do trimestre mais seco ultrapassa 19°C (Figura S4, Anexo 1).

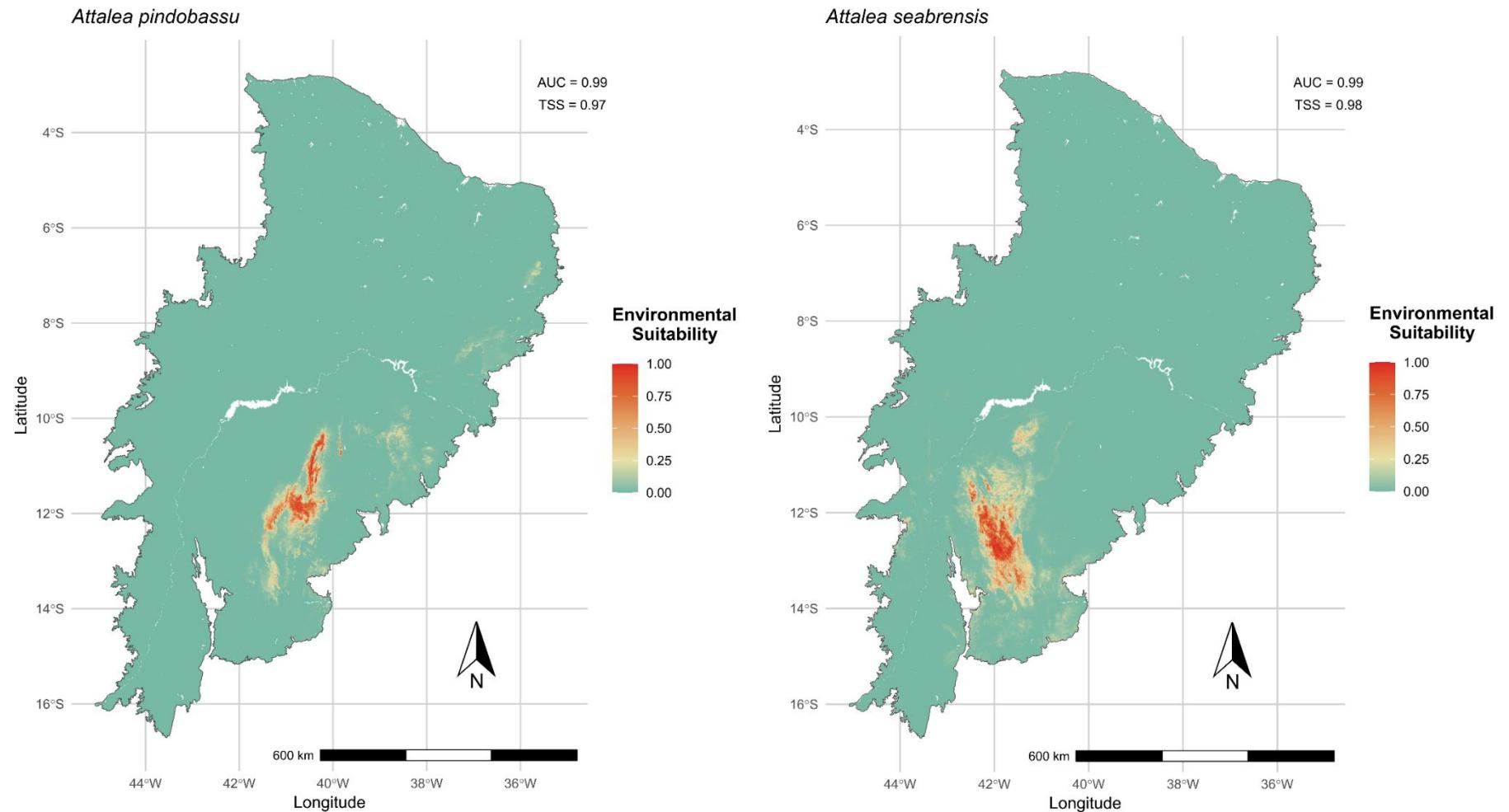
319 *3.2 Adequabilidade e sobreposição do habitat*

320 As duas palmeiras apresentaram padrões contrastantes de adequabilidade ambiental. No
321 cenário atual, as áreas adequadas projetadas (≥ 0.25) para *A. pindobassu* abrangem
322 aproximadamente 11.247 km², das quais 2.438 km² são classificadas com alta adequabilidade
323 (≥ 0.75 ; Figura 6). Por sua vez, *A. seabrensis* possui uma área de adequabilidade ambiental
324 estimada em aproximadamente 19.253 km², com 3.710 km² classificados com alta
325 adequabilidade (Figura 6). A sobreposição de nicho foi muito baixa ($D = 0.115$; $BC = 0.05$),
326 com a área sobreposta correspondendo a apenas 326 km², o que representa 1,07% da área
327 adequada combinada das duas espécies. Além disso, as áreas de sobreposição apresentam baixa
328 adequabilidade ambiental (Figura 7).



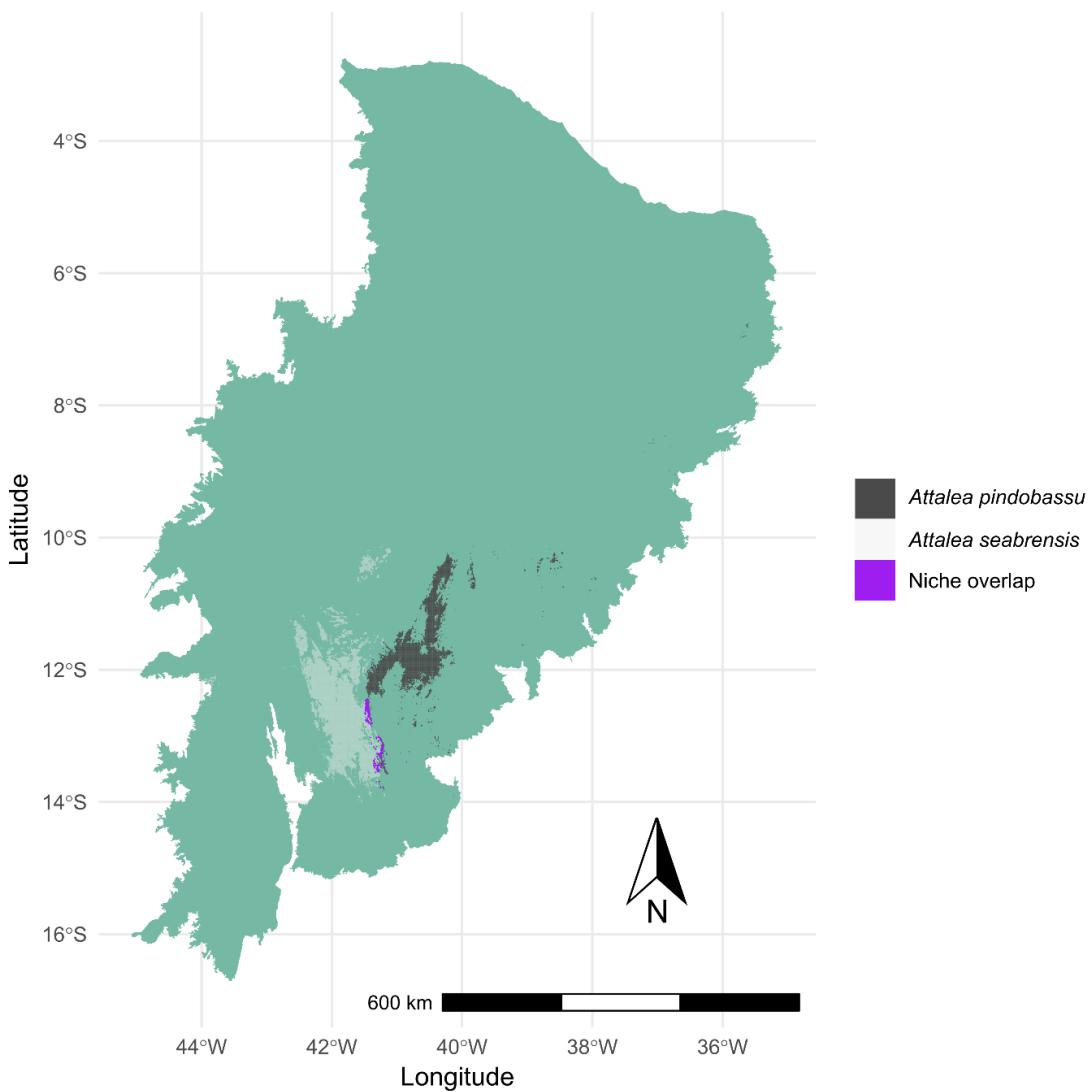
329

330 **Figura 5.** Importância relativa das variáveis utilizadas nos modelos de nicho ecológico.



331

332 **Figura 6.** Mapa de adequabilidade do habitat no cenário atual. A escala representa o índice de adequabilidade do ambiente para a espécie, variando de 0: habitat menos adequado
 333 a 1: habitat mais adequado.

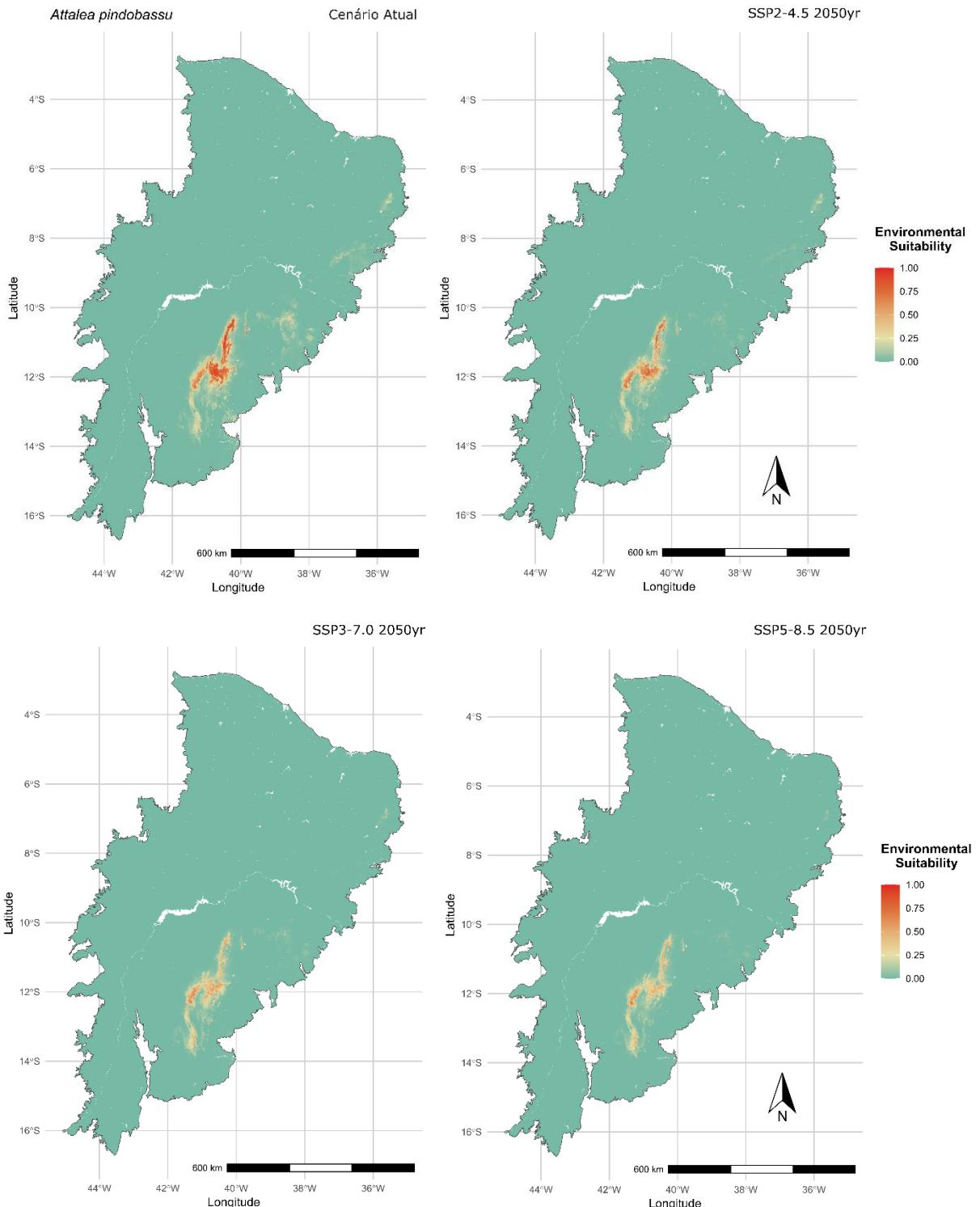


334

335 **Figura 7.** Mapa de sobreposição de nicho entre as duas espécies no cenário atual.

336 *3.3 Adequabilidade ambiental futura*

337 As projeções indicam uma redução expressiva da adequabilidade ambiental para *A.*
 338 *pindobassu* em todos os cenários futuros (Figura 8). No cenário otimista (SSP2-4.5), as áreas
 339 adequadas ($\geq 0,25$) totalizam 8.211 km², representando uma redução de aproximadamente 27%
 340 em relação à área atualmente adequada. No cenário intermediário (SSP3-7.0), essa área é
 341 reduzida para 6.959 km², o que equivale a uma perda de 38,1%. Enquanto no cenário pessimista
 342 (SSP5-8.5), as áreas adequadas restringem-se a 6.151 km², correspondendo a uma perda de
 343 45,3%.



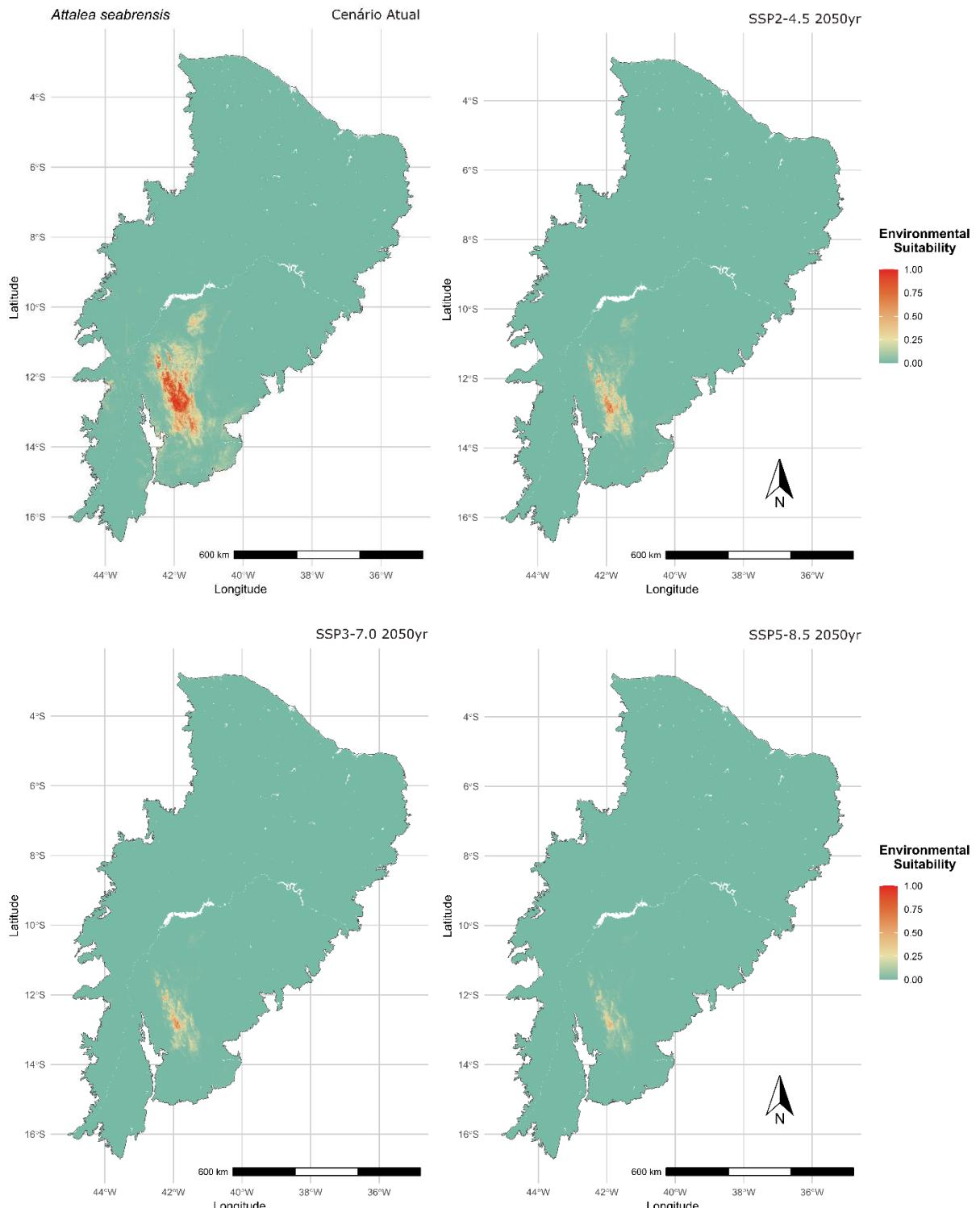
344

345

346 **Figura 8.** Adequabilidade do habitat projetada para *Attalea pindobassu* no cenário atual e em cenários futuros de
347 mudanças climáticas.

348 Observa-se uma redução expressiva nas áreas climaticamente adequadas para *A.*
349 *seabrensis* em todos os cenários futuros avaliados (Figura 9). Sob o cenário otimista (SSP2-
350 4.5), a área adequada é reduzida para 4.740 km², representando uma diminuição de
351 aproximadamente 75,4%. No cenário intermediário (SSP3-7.0), essa área cai para 2.120 km²,

352 uma redução de 89%. Já no cenário pessimista (SSP5-8.5), restringe-se a apenas 811 km²,
 353 correspondendo a uma perda de 95,8% em relação à área atualmente adequada.



354

355

356 **Figura 9.** Adequabilidade do habitat projetada para *Attalea seabraensis* no cenário atual e em cenários futuros de
 357 mudanças climáticas.

358 **4 Discussão**359 *4.1 Fatores determinantes na adequabilidade ambiental das duas espécies*

360 Neste estudo, avaliamos a influência de variáveis climáticas e topoedáficas na previsão
 361 do nicho realizado e a quantidade de área futura adequada para duas espécies do gênero *Attalea*,
 362 na região da Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil. As variáveis mais importantes para a
 363 definição do nicho de *A. pindobassu* foram, respectivamente, a precipitação no mês mais seco,
 364 o teor de carbono orgânico do solo e a altitude. Para *A. seabrensis*, destacaram-se a temperatura
 365 do trimestre mais seco, a sazonalidade da temperatura e o teor de argila. Além disso, prevê-se
 366 que ambas as espécies sofram uma redução em suas áreas adequadas em todos os cenários
 367 climáticos futuros avaliados.

368 Entre os preditores ambientais, as variáveis climáticas exerceiram a maior influência na
 369 adequabilidade do habitat para as espécies. Esses resultados estão de acordo com a concepção
 370 geral que enfatiza o clima como principal impulsionador da distribuição de espécies de
 371 palmeiras (Reichgelt et al. 2018). De acordo com as expectativas, as duas espécies apresentaram
 372 preferências climáticas distintas: *A. pindobassu* está associada a regiões com maior precipitação
 373 no mês mais seco (Bio14), enquanto *A. seabrensis* ocorre predominantemente em áreas com
 374 temperaturas mais baixas durante o trimestre mais seco (Figura 10). Globalmente, as palmeiras
 375 apresentam respostas variadas aos preditores bioclimáticos. Embora os parâmetros de
 376 precipitação sejam os mais relevantes para a distribuição da maioria das espécies (Blach-
 377 Overgaard et al., 2010; Vedel-Sørensen et al., 2013; Tovaranonte et al., 2015; Idohou et al.,
 378 2016; Sreekumar e Sasi, 2019; Lima et al., 2020; Costa et al., 2022), a distribuição de algumas
 379 palmeiras está fortemente associada a condições de temperatura (Gatti et al., 2008; Butler et al.,
 380 2011; Idohou et al., 2016; Butler e Larson, 2020; Costa et al., 2022).

381 As áreas favoráveis à ocorrência de *A. pindobassu* coincidem com a distribuição dos
 382 enclaves de florestas estacionais semideciduais da região da Chapada Diamantina (Figura S5,
 383 Anexo 1). Esse padrão pode estar relacionado à importância do carbono orgânico do solo na
 384 definição do nicho realizado da espécie (Figura 5). Essas formações florestais, conhecidas como
 385 brejos de altitude, ocorrem em áreas elevadas que recebem maior precipitação em comparação
 386 à caatinga circundante, devido ao efeito das chuvas orográficas (Moro et al., 2024). Por outro
 387 lado, as áreas favoráveis à ocorrência de *A. seabrensis* estão associadas a regiões com vegetação
 388 de caatinga e cerrado (Figura S5, Anexo 1).

389 O efeito da estrutura da vegetação sobre as espécies de palmeiras está principalmente
390 associado à sua distribuição espacial, influenciando fatores ambientais como a disponibilidade
391 de luz, o acúmulo de serapilheira e as condições microclimáticas (Eiserhardt et al., 2011). As
392 palmeiras neotropicais variam desde espécies dependentes e tolerantes ao sombreamento até
393 aquelas que necessitam de altos níveis de luz para germinação e estabelecimento (Svenning,
394 2001a). Sob um dossel fechado, palmeiras de grande porte tendem a atingir a fase adulta apenas
395 em clareiras formadas por quedas de árvores, devido ao aumento da demanda por luz nesse
396 estágio de desenvolvimento. Além disso, uma camada espessa de serapilheira pode favorecer o
397 recrutamento de espécies com frutos grandes, ao ocultá-los de predadores (Eiserhardt et al.,
398 2011; Svenning, 2001a).

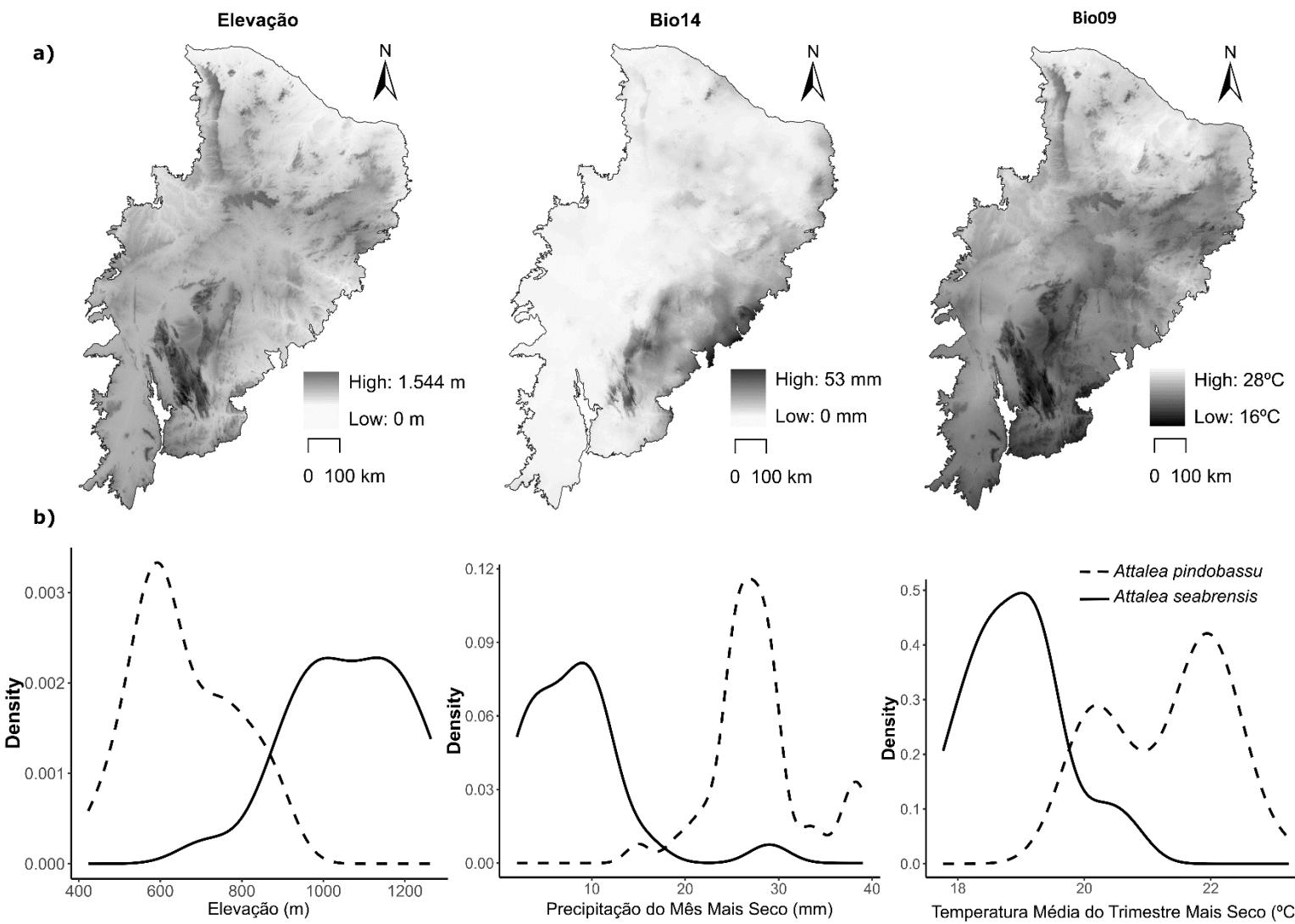
399 As variáveis edáficas mostraram-se relevantes nos modelos gerados, destacando a
400 importância do solo como o segundo fator mais influente na distribuição das espécies de
401 palmeiras (Vedel-Sørensen et al., 2013; Idohou et al., 2016). A influência do solo na
402 composição e distribuição dessas plantas varia conforme a escala espacial, o ecossistema e o
403 tipo de habitat (Costa et al., 2009; Andersen et al., 2010; Câmara-Leret et al., 2017). Em escala
404 local, muitas espécies de palmeiras demonstram associações marcantes com características
405 edáficas específicas, como o teor de argila e alumínio, além das concentrações de nutrientes
406 (Eiserhardt et al., 2011).

407 As duas espécies apresentam distribuições distintas ao longo do gradiente altitudinal da
408 Chapada Diamantina. *A. pindobassu* é encontrada em elevações em torno de 600 m, enquanto
409 *A. seabrensis* ocorre predominantemente em altitudes superiores a 1000 m (Figura 10b). A
410 elevação revelou-se uma variável significativa para *A. pindobassu*. No entanto, a topografia
411 influencia indiretamente a distribuição das espécies de palmeiras ao regular fatores ambientais
412 subjacentes. Nesse contexto, a ocorrência da espécie na Serra da Jacobina, diretamente
413 associada às condições climáticas e vegetacionais, pode estar relacionada às características
414 altitudinais da região (Gatti et al., 2008; Raupp e Cintra, 2011; Rodrigues et al., 2014). De fato,
415 nossos resultados indicam que, dentro dos limites do bioma caatinga, as temperaturas médias
416 mais baixas durante o trimestre mais seco ocorrem em porções mais elevadas (Figura 10a).
417 Gradientes térmicos e condições climáticas associadas tendem a criar diferenças na flora e na
418 estrutura da vegetação, especialmente em áreas mais elevadas, onde as temperaturas mais
419 baixas limitam o crescimento de espécies vegetais, resultando em menor diversidade e
420 endemismos locais (Sevgnani et al., 2016).

421 Algumas populações de *A. pindobassu* foram registradas em encostas (Figura S1b,
422 Anexo 1); no entanto, a inclinação do terreno apresentou baixo poder preditivo nos modelos
423 preliminares e, portanto, não foi incluída no modelo final. No caso de *A. seabrensis*, a inclinação
424 foi o preditor menos relevante entre os seis considerados. A distribuição de algumas espécies
425 de palmeiras em diferentes posições topográficas pode não estar diretamente associada a fatores
426 abióticos. Por exemplo, a variação na densidade da palmeira *Astrocaryum mexicanum* entre
427 áreas planas e encostas é determinada principalmente pela abundância e comportamento dos
428 dispersores de sementes (Klinger e Rejmánek, 2010). Da mesma forma, para algumas espécies
429 de *Attalea*, os dispersores podem evitar encostas íngremes e limitar sua ocupação nessas áreas,
430 restringindo-as, consequentemente, a regiões mais planas (Gomes de Freitas et al., 2012). Por
431 outro lado, embora a inclinação não tenha sido um fator importante no modelo de *A. pindobassu*,
432 a ocorrência da espécie em encostas tem contribuído para que algumas de suas populações
433 permaneçam menos expostas aos impactos das atividades humanas locais (Caetano et al.,
434 2016).

435 *4.2 Sobreposição dos nichos projetados*

436 Conforme esperado, as áreas adequadas modeladas para *A. pindobassu* e *A. seabrensis*
437 apresentaram baixa sobreposição, sugerindo limites ambientais distintos. Freitas et al. (2016),
438 ao investigaram as relações filogenéticas entre as espécies do gênero *Attalea*, indicaram que *A.*
439 *pindobassu* está estreitamente relacionada a *A. humilis*, encontrada na Mata Atlântica, e a *A.*
440 *brasiliensis* (sinônimo de *A. compta*), presente em florestas estacionais decíduas. Por outro lado,
441 *A. seabrensis* forma um grupo com *A. geraensis* (sinônimo de *A. exigua*), espécie distribuída
442 em áreas de cerrado (Lorenzi et al., 2010; Henderson, 2020). Embora a similaridade entre os
443 nichos das espécies estudadas e de suas espécies-irmãs não tenha sido analisada, a ocorrência
444 em tipos de vegetação semelhantes pode refletir processos de especiação e diversificação no
445 gênero *Attalea*. Cássia-Silva et al. (2019) verificaram que espécies de palmeiras com relações
446 filogenéticas próximas tendem a ocupar habitats semelhantes (conservadorismo de nicho
447 filogenético). Os nichos ecológicos de espécies-irmãs raramente são idênticos, mas tendem a
448 ser mais semelhantes entre si do que aos de espécies não-irmãs na mesma família (Warren et
449 al., 2008).



451 **Figura 10.** a) Variação espacial de três preditores da adequabilidade do habitat para as duas espécies; b) Distribuição dos pontos de ocorrência de *A. pindobassu* e *A. seabraensis*
452 em relação à elevação, precipitação do mês mais seco (Bio14) e temperatura média do trimestre mais seco (Bio09).

453 Durante as flutuações climáticas do Pleistoceno/Holoceno no Nordeste do Brasil,
454 ocorreram períodos de expansão e retração tanto de florestas úmidas quanto de florestas secas.
455 Os brejos de altitude são formações que, nesse período, estiveram conectados à Mata Atlântica
456 costeira e evoluíram como habitats distintos em decorrência do surgimento do clima semiárido
457 e da vegetação sazonalmente seca da caatinga (Silveira et al., 2019; Moro et al., 2024). Essas
458 áreas abrigam espécies endêmicas que se desenvolveram localmente e estão associadas apenas
459 às condições úmidas dessas formações. Paralelamente, às flutuações climáticas também
460 favoreceram o surgimento de enclaves de cerrado na região. Essas formações apresentam
461 fisionomia típica de savana e abrigam espécies representativas da flora do domínio do cerrado
462 (Moro et al., 2024).

463 Essa dinâmica de mudanças climáticas e de paisagem também se reflete na história
464 evolutiva de *Attalea* (Freitas et al., 2016). A diversificação do gênero é relativamente recente,
465 com grande parte de sua evolução ocorrendo nos últimos 13 milhões de anos (Meerow et al.,
466 2009). Esse processo está associado aos cenários climáticos do período, caracterizados por
467 variações de umidade e aridez, que possibilitaram a ocupação de novos nichos ecológicos e
468 impulsionaram a especiação do gênero (Freitas et al., 2016).

469 4.3 Projeções da adequabilidade ambiental futura

470 Apoiando nossa previsão, os resultados indicam que as mudanças climáticas devem
471 reduzir significativamente as áreas ambientalmente adequadas para as duas espécies de *Attalea*,
472 com impacto mais acentuado sobre *A. seabraensis*, indicando uma maior vulnerabilidade dessa
473 palmeira. Esses resultados são particularmente preocupantes, uma vez que se trata de palmeiras
474 endêmicas e de distribuição restrita. Estudos prévios indicam que uma das respostas de muitas
475 espécies terrestres aos efeitos das mudanças climáticas será o deslocamento de sua distribuição
476 para áreas de maior altitude (Dong et al., 2022; Wang et al., 2023). No entanto, para espécies
477 já restritas a áreas montanhosas, como *A. pindobassu* e *A. seabraensis*, essa estratégia não é
478 viável devido à falta de alternativas de realocação, pois a região onde ocorrem não possui
479 variações altitudinais suficientes para possibilitar a migração para áreas mais elevadas (Lenoir
480 e Svenning, 2015; Santos et al., 2020). Além disso, as espécies de palmeiras podem não se
481 adaptar rapidamente às mudanças climáticas devido à lenta evolução de seus nichos ao longo
482 da escala evolutiva (Eiserhardt et al., 2013).

483 Atualmente, *A. pindobassu* está classificada como 'Em Perigo' (EN), sendo as principais
484 ameaças relacionadas às mudanças no uso da terra, como a conversão de áreas naturais em

485 pastagens, a expansão da urbanização e de rodovias (Bicalho e Amorim, 2021). Esse cenário é
486 reforçado pelo estudo recente de Lima et al. (2025), que evidenciou que áreas sujeitas a
487 perturbações antrópicas crônicas, como o pastoreio intensivo, têm impactado
488 significativamente a estrutura populacional e a regeneração natural da espécie. *A. seabrensis*
489 por sua vez, encontra-se listada como 'Vulnerável' (VU) à extinção, sendo as atividades
490 pecuárias a principal ameaça (Bicalho e Amorim, 2022). No entanto, vale ressaltar que as
491 populações de *A. seabrensis* são consideravelmente menores do que as de *A. pindobassu* e
492 encontram-se fragmentadas em subpopulações (Oliveira, observação pessoal; Figura S2, Anexo
493 1). Diante desse cenário crítico, é razoável supor que os impactos antrópicos, somados às
494 mudanças climáticas, podem aumentar o risco de declínio populacional e, consequentemente,
495 levar à extinção dessas espécies.

496 **5 Conclusão**

497 Este estudo revelou padrões contrastantes na adequabilidade ambiental das palmeiras
498 analisadas, indicando uma especialização de nicho em resposta às variações ambientais,
499 sobretudo climáticas. As áreas favoráveis à ocorrência de *A. pindobassu* estão associadas a
500 regiões úmidas, enquanto os ambientes adequados para *A. seabrensis* se restringem a zonas
501 caracterizadas por baixas temperaturas. As diferenças nos conjuntos de variáveis preditoras e
502 nas porcentagens de contribuição para os modelos refletem as variações climáticas, edáficas e
503 paisagísticas dos ambientes ocupados pelas duas espécies, influenciando diretamente seus
504 padrões de distribuição. Essa diferenciação permite a coexistência dessas espécies em uma
505 mesma região, por meio da ocupação de habitats distintos.

506 Contudo, é importante considerar alguns aspectos na interpretação dos nossos modelos.
507 As variáveis topoedáficas foram tratadas como constantes nos cenários climáticos futuros, o
508 que pode resultar em uma variação na estimativa da perda de adequabilidade (Wu et al., 2022).
509 Além disso, os modelos refletem apenas o contexto abiótico, uma vez que fatores não avaliados
510 aqui, como interações bióticas (Wisz et al., 2013) e distúrbios antrópicos (Escobar et al., 2015),
511 também moldam e restringem o espaço disponível às espécies e, portanto, devem ser
512 incorporados em estudos futuros para refinar estimativas de áreas adequadas para as palmeiras
513 estudadas.

514 Diante das evidências obtidas, a sinonímia entre as espécies é formalmente rejeitada.
515 Portanto, recomendamos que *A. seabrensis* seja reconhecida como uma unidade taxonômica
516 distinta. A continuidade dessa sinonímia pode dificultar a identificação de ameaças específicas

517 à espécie. A ocupação de nichos distintos e as respostas projetadas às mudanças climáticas
 518 evidenciam a necessidade urgente de estratégias de conservação que considerem as
 519 especificidades ambientais de cada espécie. Tais estratégias devem incluir tanto ações *in situ*
 520 — como a proteção de refúgios climáticos, a criação e expansão de unidades de conservação,
 521 o monitoramento populacional e a recuperação de habitats degradados — quanto ações *ex situ*,
 522 como a conservação de material genético em bancos de germoplasma.

523 Por fim, destacamos que a integração de modelos de nicho ecológico nas pesquisas
 524 taxonômicas pode aprimorar a delimitação das espécies (Orr et al., 2014; Cruz et al., 2023). Os
 525 registros de ocorrência coletados para este estudo poderão auxiliar na reavaliação do status de
 526 conservação dessas palmeiras. Além disso, análises complementares, como estudos
 527 moleculares, histológicos e ecológicos, serão essenciais para aprofundar a compreensão sobre
 528 as relações de parentesco entre essas duas espécies.

529 **Agradecimentos:** O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de
 530 Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento
 531 001. Agradecemos à CAPES pelo financiamento e suporte concedido a Beatriz Oliveira durante
 532 o período deste estudo. À Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) e ao
 533 Laboratório de Ecologia Básica e Aplicada (LEBA – UNIVASF) pelo apoio logístico na
 534 realização deste trabalho.

535 Referências

536 Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution
 537 models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*. 43,
 538 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>

539 Andersen, K.M., Turner, B.L., Dalling, J.W., 2010. Soil-based habitat partitioning in
 540 understorey palms in lower montane tropical forests. *J. Biogeogr.* 37, 278–292.
 541 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02192.x>

542 Araújo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Ecology and
 543 Evolution*, 22, 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>

544 Bahia, 2010. Plano Estadual de Manejo de Águas Pluviais e Esgotamento Sanitário. TOMO II
 545 – Diagnósticos e Levantamentos, Volume 13 – RDS 16 – Piemonte da Diamantina. Governo
 546 do Estado da Bahia. Secretaria de Desenvolvimento Urbano. 138p.

547 Bahia, 2011. Plano Estadual de Manejo de Águas Pluviais e Esgotamento Sanitário. TOMO II
 548 – Diagnósticos e Levantamentos, Volume 12 - RDS 03 - Chapada Diamantina. Governo do
 549 Estado da Bahia. Secretaria de Desenvolvimento Urbano. 182p.

550 Beauregard, F., Blois, S., 2014. Beyond a climate-centric view of plant distribution: Edaphic
 551 variables add value to distribution models. *PLoS ONE*. 9(3), e92642.
 552 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092642>

553 Bicalho, M., Amorim, E., 2020. *Attalea seabrensis* (Arecaceae). Lista Vermelha da Flora
 554 Brasileira: Centro Nacional de Conservação da Flora/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico
 555 do Rio de Janeiro.

556 Bicalho, M., Amorim, E., 2021. *Attalea pindobassu* (Arecaceae). Lista Vermelha da Flora
 557 Brasileira: Centro Nacional de Conservação da Flora/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico
 558 do Rio de Janeiro.

559 Blach-Overgaard, A., Svenning, J.C., Dransfield, J., Greve, M., Balslev, H., 2010.
 560 Determinants of palm species distributions across Africa: The relative roles of climate, non-
 561 climatic environmental factors, and spatial constraints. *Ecography*. 33, 380–391.
 562 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06273.x>

563 Blach-Overgaard, A., Balslev, H., Dransfield, J., Normand, S., Svenning, J.C., 2015. Global-
 564 change vulnerability of a key plant resource, the African palms. *Scientific Reports*. 5:12611.
 565 <https://doi.org/10.1038/srep12611>

566 Brown, J.L., Bennett, J.R., French, C.M., 2017. SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-
 567 based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model
 568 analyses. *PeerJ*. 5:e4095. <https://doi.org/10.7717/peerj.4095>

569 Butler, C.J., Larson, M., 2020. Climate change winners and losers: The effects of climate
 570 change on five palm species in the Southeastern United States. *Ecology and Evolution*. 10,
 571 10408–10425. <https://doi.org/10.1002/ece3.6697>

572 Caetano, M.L.P., Bertolde, F.Z., Souza, V.L., 2016. Análise etnobotânica do babaçu no
 573 município de Tapiramatá, BA. Resumos da 68ª Reunião Anual da SBPC. Porto Seguro/
 574 Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência – São Paulo.

575 Câmara-Leret, R., Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Balslev, H., Munch Kristiansen, S., 2017.
 576 Modelling responses of western Amazonian palms to soil nutrients. *J. Ecology*. 105, 367–381.
 577 <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12708>

578 Cannon, A. J., 2020. Reductions in daily continental-scale atmospheric circulation biases
 579 between generations of global climate models: CMIP5 to CMIP6. *Environmental Research
 580 Letters*. 15:064006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7e4f>

581 Cássia-Silva, C., Freitas, C.G., Alves, D.M.C.C., Bacon, C.D., Collevatti, R.G., 2019. Niche
 582 conservatism drives a global discrepancy in palm species richness between seasonally dry and
 583 moist habitats. *Global Ecology and Biogeography*. 28, 814–825.
 584 <https://doi.org/10.1111/geb.12895>

585 Chapman, A.D., Muñoz, M.E.S., Koch, I., 2005. Environmental information: placing
 586 biodiversity phenomena in an ecological and environmental context. *Biodiversity Informatics*.
 587 2, 24–41. <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.5>

588 Costa, F.R.C., Guillaumet, J.L., Lima, A.P., Pereira, O.S., 2009. Gradients within gradients:
 589 The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of
 590 Vegetation Science*, 20(1), 69–78. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05314.x>

591 Costa, M.F., Francisconi, A.F., Vancine, M.H., Zucchi, M.I., 2022. Climate change impacts
 592 on the *Copernicia alba* and *Copernicia prunifera* (Arecaceae) distribution in South America.
 593 *Revista Brasileira de Botânica*. 45, 807–818. <https://doi.org/10.1007/s40415-022-00801-8>

594 CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 1994. Parque Nacional da Chapada
 595 Diamantina (Ba) - informações básicas para gestão territorial: diagnóstico do meio físico e da
 596 vegetação. CPRM: IBAMA, Salvador. 108p.

597 Cruz, D.D., Ospina-Garcés, S.M., Arellano, E., Ibarra-Cerdeña, C.N., Nava-García, E.,
 598 Alcalá, R., 2023. Geometric morphometrics and ecological niche modelling for delimitation
 599 of *Triatoma pallidipennis* (Hemiptera: Reduviidae: Triatominae) haplogroups. Current
 600 Research in Parasitology and Vector-Borne Diseases. 3, 100119.
 601 <https://doi.org/10.1016/j.crvbd.2023.100119>

602 Dong, P.B., Wang, L.Y., Wang, L.J., Jia, Y.; Li, Z.H., Bai, G., Zhao, R.M., Liang, W., Wang,
 603 H.Y., Guo, F.X., Chen Y., 2022. Distributional Response of the Rare and Endangered Tree
 604 Species *Abies chensiensis* to Climate Change in East Asia. Biology 11:1659.
 605 <https://doi.org/10.3390/biology11111659>

606 Dormann, C F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G.,
 607 Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P.J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P.E.,
 608 Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A.K., Zurell, D., Lautenbach, S., 2013. Collinearity: A
 609 review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance.
 610 Ecography. 36, 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>

611 Dubuis, A., Giovanettina, S., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Guisan, A., 2013. Improving
 612 the prediction of plant species distribution and community composition by adding edaphic to
 613 topo-climatic variables. Journal of Vegetation Science. 24, 593–606.
 614 <https://doi.org/10.1111/jvs.12002>

615 Eiserhardt, W.L., Svenning, J.C., Kissling, W.D., Balslev, H., 2011. Geographical ecology of
 616 the palms (Arecaceae): Determinants of diversity and distributions across spatial scales.
 617 Annals of Botany. 108, 1391–1416. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr146>

618 Eiserhardt, W.L., Svenning, J.C., Baker, W.J., Couvreur, T.L.P., Balslev, H., 2013. Dispersal
 619 and niche evolution jointly shape the geographic turnover of phylogenetic clades across
 620 continents. Scientific Reports, 3, 1164. <https://doi.org/10.1038/srep01164>

621 Elith, J., 2000. Quantitative Methods for Modeling Species Habitat: Comparative
 622 Performance and an Application to Australian Plants. Quantitative Methods for Conservation
 623 Biology. 39–58. https://doi.org/10.1007/0-387-22648-6_4

624 Escobar, L.E., Awan, M.N., Qiao, H. 2015. Anthropogenic disturbance and habitat loss for
 625 the red-listed Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*): Using ecological niche modeling and
 626 nighttime light satellite imagery. Biological Conservation 191, 400–407.
 627 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.040>

628 ESRI, 2019. ArcMap Desktop (Version 10.8), Redlands, California, EUA.

629 Fick, S.E., Hijmans, R.J., 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces
 630 for global land areas. International Journal of Climatology. 37, 4302–4315.
 631 <https://doi.org/10.1002/joc.5086>

632 Freitas, C., Meerow, A.W., Pintaud, J.C., Henderson, A., Noblick, L., Costa, F.R.C., Barbosa,
 633 C.E., Barrington, D., 2016. Phylogenetic analysis of *Attalea* (Arecaceae): insights into the
 634 historical biogeography of a recently diversified neotropical plant group. Botanical Journal of
 635 the Linnean Society. 182, 287–302. <https://doi.org/10.1111/boj.12466>

636 Gatti, M.G., Campanello, P.I., Montti, L.F., Goldstein, G., 2008. Frost resistance in the
 637 tropical palm *Euterpe edulis* and its pattern of distribution in the Atlantic Forest of Argentina.
 638 Forest Ecology and Management. 256, 633–640. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.012>

639 Glassman, S.E., 1999. A taxonomic treatment of the palm subtribe Attaleinae (tribe Cocoeae).
 640 Illinois Biological Monographs. University of Illinois Press. 59, 414p.
 641 <https://doi.org/10.5962/bhl.title.49920>

642 Gomes de Freitas, C., Costa, F.R.C., Svenning, J.C., Balslev, H., 2012. Topographic
 643 separation of two sympatric palms in the central Amazon - does dispersal play a role? *Acta*
 644 *Oecologica*. 39, 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.01.007>

645 Gutjahr, O., Putrasahan, D., Lohmann, K., Jungclaus, J.H., von Storch, J.S., Brüggemann, N.,
 646 Haak, H., Stössel, A., 2019. Max Planck Institute Earth System Model (MPI-ESM1.2) for the
 647 High-Resolution Model Intercomparison Project (HighResMIP), *Geosci. Model Dev.*, 12,
 648 3241–3281. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-3241-2019>

649 Henderson, A., Galeano, G., Bernal, R., 1995. *Field Guide to the Palms of the Americas*.
 650 Princeton University Press. 153–164. <https://doi.org/10.2307/j.ctvcszzd>

651 Henderson, A., 2020. A revision of *Attalea* (Arecaceae, Arecoideae, Cocoseae, Attaleinae).
 652 *Phytotaxa*. 444, 1–76. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.444.1>

653 IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2019. *Biomas e sistema costeiro-*
 654 *marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250.000. Coordenação de Recursos Naturais e*
 655 *Estudos Ambientais*. Rio de Janeiro: IBGE. 168p.

656 ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2007. *Plano de Manejo*
 657 *do Parque Nacional da Chapada Diamantina*. Palmeiras, BA. 506p.

658 Idohou, R., Assogbadjo, A.E., Kakaï, R.G., Peterson, A T., 2016. Spatio-temporal dynamic of
 659 suitable areas for species conservation in West Africa: eight economically important wild
 660 palms under present and future climates. *Agroforestry Systems*. 91, 527–540.
 661 <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9955-6>

662 Khan, A.M., Li, Q., Saqib, Z., Khan, N., Habib, T., Khalid, N., Majeed, M., Tariq, A., 2022.
 663 *MaxEnt Modelling and Impact of Climate Change on Habitat Suitability Variations of*
 664 *Economically Important Chilgoza Pine (*Pinus gerardiana* Wall.) in South Asia*. *Forests*. 13,
 665 1–23. <https://doi.org/10.3390/f13050715>

666 Klinger, R., Rejmánek, M., 2010. A strong conditional mutualism limits and enhances seed
 667 dispersal and germination of a tropical palm. *Oecologia*. 162, 951–963.
 668 <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1542-3>

669 Lenoir, J., Svenning, J.C., 2015. Climate-related range shifts - a global multidimensional
 670 synthesis and new research directions. *Ecography*. 38, 15–28.
 671 <https://doi.org/10.1111/ecog.00967>

672 Lima, V.V.F., Scariot, A., Sevilha, A.C., 2020. Predicting the distribution of *Syagrus*
 673 *coronata* palm: Challenges for the conservation of an important resource in northeastern
 674 Brazil. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*. 269, 151607.
 675 <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151607>

676 Lima, B.A.O., Rodrigues, P.M.S., Silva, J.O., 2025. Effects of land use and management on
 677 the structure and recruitment of an endemic palm tree (*Attalea pindobassu* Bondar) from the
 678 Brazilian semi-arid. *Journal for Nature Conservation*. 84, 126830.
 679 <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2025.126830>

680 Lorenzi, H., Kahn, F., Noblick L.R., Ferreira E., 2010. *Flora Brasileira: Arecaceae*
 681 (Palmeiras). Nova Odessa, SP: Editora Plantarum. 368p.

682 Marengo, J.A., Torres, R.R., Alves, L.M., 2017. Drought in Northeast Brazil—past, present,
 683 and future. *Theoretical and Applied Climatology*. 129, 1189–1200.
 684 <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>

685 Marques, M.J., Bezerra, C.S., Tomaz, J.S., Lopes, R., Wrege, M.S., de Aguiar, A.V., Ramos,
 686 S.L.F., Meneses, C.H.S.G., Fraxe, T.J.P., Lopes, M.T.G., 2024. Prediction of geographic
 687 distribution and ecological niche modeling of açaí palm trees in the Amazon. *Pesquisa
 688 Agropecuaria Tropical*, 54, e78108. <https://doi.org/10.1590/1983-40632024v5478108>

689 Meerow, A.W., Noblick, L., Borrone, J.W., Couvreur, T.L.P., Mauro-Herrera, M., Hahn, W.
 690 J., Kuhn, D.N., Nakamura, K., Oleas, N.H., Schnell, R.J., 2009. Phylogenetic analysis of
 691 seven WRKY genes across the palm subtribe attaleinae (areceaceae) identifies Syagrus as
 692 sister group of the coconut. *PLoS ONE*. 4, 1–17.
 693 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007353>

694 Menezes, I.S., Rocha, D.S.B., Voeks, R., Couto-Santos, A.P.L., Funch, L.S., 2023.
 695 Conservation challenges to the useful neotropical palm Babaçu (*Attalea pindobassu* Bondar)
 696 in the face of climate change. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*.
 697 302, 152262. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2023.152262>

698 Merkenschlager, C., Bangelesa, F., Paeth, H., Hertig, E., 2023. Blessing and curse of
 699 bioclimatic variables: A comparison of different calculation schemes and datasets for species
 700 distribution modeling within the extended Mediterranean area. *Ecology and Evolution*. 13:
 701 e10553. <https://doi.org/10.1002/ece3.10553>

702 Milesi, J.P., Ledru, P., Marcoux, E., Mugeot, R., Johan, V., Lerouge, C., Sabaté, P., Bailly,
 703 L., Respaut, J.P., Skipwith, P., 2002. The Jacobina Paleoproterozoic gold-bearing
 704 conglomerates, Bahia, Brazil: A “hydrothermal shear-reservoir” model. *Ore Geol. Rev.* 19,
 705 95–136. [https://doi.org/10.1016/S0169-1368\(01\)00038-5](https://doi.org/10.1016/S0169-1368(01)00038-5)

706 Moro, M.F., Amorim, V.O., Queiroz, L.P., Costa, L.R.F., Maia, R.P., Taylor, N.P., Zappi,
 707 D.C., 2024. Biogeographical Districts of the Caatinga Dominion: A Proposal Based on
 708 Geomorphology and Endemism. *The Botanical Review*. 90, 376–429.
 709 <https://doi.org/10.1007/s12229-024-09304-5>

710 Naimi, B., Hamm, N.A.S., Groen, T.A., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2014. Where is
 711 positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*. 37, 191–203.
 712 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x>

713 Naimi, B., Araújo, M.B., 2016. Sdm: A reproducible and extensible R platform for species
 714 distribution modelling. *Ecography*. 39, 368–375. <https://doi.org/10.1111/ecog.01881>

715 Noblick L., 1991. Indigenous palms of the state of Bahia, Brazil. PhD Dissertation. The
 716 University of Illinois, Chicago. 523p.

717 Noblick, L. R., 1994. Palms of Bahia. *Acta Hortic.* 360, 85–94.
 718 <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1994.360.11>

719 Noblick, L., 2024. An anatomical survey of the leaflet margins of the genus *Attalea*
 720 (Arecaceae: Arecoideae: Cocoseae: Attaleinae). *Rodriguésia*. 75, e01212023.
 721 <https://doi.org/10.1590/2175-7860202475051>.

722 O'Neill, B.C., Tebaldi, C., van Vuuren, D.P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurt, G., Knutti,
 723 R., Kriegler, E., Lamarque, J.F., Lowe, J., Meehl, G.A., Moss, R., Riahi, K., Sanderson, B.M.,
 724 2016. The Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific
 725 Model Development*. 9, 3461–3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>

726 Orr, M.C., Koch, J.B., Griswold, T.L., Pitts, J.P., 2014. Taxonomic utility of niche models in
 727 validating species concepts: A case study in Anthophora (*Helophilus*) (Hymenoptera: Apidae).
 728 *Zootaxa*. 3846, 411–429. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3846.3.5>

729 Passos, I., Figueiredo, A., Almeida, A.M., Ribeiro, M.M., 2024. Uncertainties in Plant
 730 Species Niche Modeling under Climate Change Scenarios. *Ecologies*. 5, 402-419.
 731 <https://doi.org/10.3390/ecologies5030025>

732 Pedreira, A.J., 2002. Serra do Sincorá, Chapada Diamantina, BA: beleza paisagística e
 733 paleopláceres de diamante. In: Schobbenhaus, C., Campos, D.A., Queiroz, E.T., Winge, M.,
 734 Berbert-Born, M.L.C. (Eds.). Sítios geológicos e paleontológicos do Brasil. Brasília: DNPM,
 735 pp. 187–194.

736 Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species
 737 geographic distributions, *Ecol. Modell.* 90, 231–259.
 738 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

739 Poggio, L., Sousa, L.M., Batjes, N.H., Heuvelink, G.B.M., Kempen, B., Ribeiro, E., Rossiter,
 740 D., 2021. SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial
 741 uncertainty. *Soil*. 7, 217–240. <https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>

742 R Core Team, 2024. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R
 743 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

744 Rapini, R., 2009. Arecaceae. In: Giulietti, A.M., Rapini, A., Andrade, M.J.G., Queiroz, L.P.,
 745 Silva, J.M.C. (Eds.), *Plantas raras do Brasil*. Belo Horizonte, MG: Conservação Internacional,
 746 pp. 74–75.

747 Raupp, S.V., Cintra, R., 2011. Influence of a topographic gradient on the occurrence,
 748 abundance and composition of nine species of palms (Arecaceae) in the Central Amazon.
 749 *Neotropical Biology and Conservation*. 6, 124–130. <https://doi.org/10.4013/nbc.2011.62.07>

750 Raxworthy, C.J., Ingram, C.M., Rabibisoa, N., Pearson, R.G., 2007. Applications of
 751 ecological niche modeling for species delimitation: A review and empirical evaluation using
 752 day geckos (*Phelsuma*) from Madagascar. *Systematic Biology*. 56, 907–923.
 753 <https://doi.org/10.1080/10635150701775111>

754 Reichgelt, T., West, C.K., Greenwood, D.R., 2018. The relation between global palm
 755 distribution and climate. *Scientific Reports*. 8, 4721. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-23147-2>

757 Rocha, W.J.S.F., Chaves, J.M., Rocha, C.C., Funch, L., Juncá, F.A., 2005. Avaliação
 758 Ecológica Rápida da Chapada Diamantina. In: Juncá, F.A., Funch, L., Rocha, W.J.S.F. (Eds.),
 759 *Biodiversidade e Conservação da Chapada Diamantina*. Brasília: Ministério do Meio
 760 Ambiente, pp. 29–46.

761 Rodrigues, L.F., Cintra, R., Castilho, C.V., Pereira, O. S., Pimentel, T.P., 2014. Influences of
 762 forest structure and landscape features on spatial variation in species composition in a palm
 763 community in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*. 30, 565–578.
 764 <https://doi.org/10.1017/S0266467414000431>

765 Rödder, D., Engler, J.O., 2011. Quantitative metrics of overlaps in Grinnellian niches:
 766 Advances and possible drawbacks. *Global Ecology and Biogeography*. 20, 915–927.
 767 <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00659.x>

768 Sampaio, A.R., 2001. Introdução. In: Sampaio, A.R., Santos, R.A., Rocha, A.J.D., Guimarães,
 769 J.T. (Eds.), *Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil - PLGB*. Jacobina – Folha
 770 SC.24-Y-C, Estado da Bahia. Escala 1:250.000. Brasília: CPRM/DIEDIG/DEPAT, pp. 1–6.

771 Santos, G.N., Silva, A.C., Higuchi, P. 2020. Impact of climate change on the geographical
 772 distribution of a cloud forest indicator tree species. *Revista Arvore* 44, 1–12.
 773 <https://doi.org/10.1590/1806-90882020000032>

774 Santos, I.A.M., Dias, D.L.C., Silva, M.S., Silva, L.B., Leite, K.R.B., 2019a. O gênero *Attalea*
 775 na Bahia: diversidade, utilização e potencialidade In: Santos, F.A.R., Carneiro, C.E. (Eds.),
 776 Pindorama. Teresina: EDUFPI, pp. 19–23.

777 Santos, I.A.M., Dias, D.L.C., Leite, K.R.B. Silva, M.S., Silva, L.B., 2019b. Aproveitamento
 778 de resíduos em *Attalea pindobassu* Bondar (Arecaceae) através da análise micrométrica das
 779 fibras do fruto e da folha. In: Santos, F.A.R., Carneiro, C.E. (Eds.), Pindorama. Teresina:
 780 EDUFPI, pp. 24–30.

781 Sevgnani, L., Uhlmann, A., Gasper, A.L., Meyer, L., Vibrans, A.C., 2016. Climate affects
 782 the structure of mixed rain forest in southern sector of Atlantic domain in Brazil. *Acta
 783 Oecologica*; 77, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.10.002>

784 Shabani, F., Kumar, L., Taylor, S., 2012. Climate Change Impacts on the Future Distribution
 785 of Date Palms: A Modeling Exercise Using CLIMEX. *PLoS ONE* 7(10), e48021. doi:
 786 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048021>

787 Sillero, N., Arenas-Castro, S., Enriquez-Urzelai, U., Vale, C.G., Sousa-Guedes, D., Martínez-
 788 Freiría, F., Real, R., Barbosa, A.M., 2021. Want to model a species niche? A step-by-step
 789 guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecological Modelling*. 456, 109671.
 790 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109671>

791 Silveira, M.H.B., Mascarenhas, R., Cardoso, D., Batalha-Filho, H., 2019. Pleistocene climatic
 792 instability drove the historical distribution of forest islands in the northeastern Brazilian
 793 Atlantic Forest. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 527, 67–76.
 794 <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2019.04.028>

795 Soley-Guardia, M., Alvarado-Serrano, D.F., Anderson, R.P., 2024. Top ten hazards to avoid
 796 when modeling species distributions: a didactic guide of assumptions, problems, and
 797 recommendations. *Ecography*. 4, e06852. <https://doi.org/10.1111/ecog.06852>

798 Sreekumar, V.B., Sasi R., 2019. Predicting the geographical distribution of *Calamus
 799 lakshmanae* Renuka (Arecaceae), an endemic rattan in the Western Ghats, India. *J. Bamboo
 800 and Rattan*. 18, 24–30.

801 Svenning, J. C., 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in
 802 Amazonian Ecuador. *Journal of Ecology*. 87, 55–65. [https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00329.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-

 803 2745.1999.00329.x)

804 Svenning, J.C., 2001a. On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and
 805 diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). *Bot. Ver.* 67, 1–53.
 806 <https://doi.org/10.1007/BF02857848>

807 Svenning, J.C., 2001b. Environmental heterogeneity, recruitment limitation and the mesoscale
 808 distribution of palms in a tropical montane rain forest (Maquipucuna, Ecuador). *Journal of
 809 Tropical Ecology*. 7, 97–113.

810 Torres, R.R., Lapola, D.M., Gamarra, N.L.R., 2017. Future Climate Change in the Caatinga.
 811 In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest
 812 Region in South America*. Springer International Publishing. pp. 383–412.
 813 <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>

814 Tovaranonte, J., Blach-Overgaard, A., Pongsattayapipat, R., Svenning, J.C., Barfod, A.S.,
 815 2015. Distribution and diversity of palms in a tropical biodiversity hotspot (Thailand)
 816 assessed by species distribution modeling. *Nordic Journal of Botany*. 33, 214–224.
 817 <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.2013.00217.x>

818 Vedel-Sørensen, M., Tovaranonte, J., Bøcher, P.K., Balslev, H., Barfod, A.S., 2013. Spatial
819 distribution and environmental preferences of 10 economically important forest palms in
820 western South America. *Forest Ecology and Management*. 307, 284–292.
821 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.005>

822 Velazco, S.J.E., Galvão, F., Villalobos, F., Marco, P., 2017. Using worldwide edaphic data to
823 model plant species niches: An assessment at a continental extent. *PLoS ONE*. 12, e0186025.
824 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186025>

825 Wang, M., Hu, Z., Wang, Y., Zhao, W. 2023. Spatial Distribution Characteristics of Suitable
826 Planting Areas for *Pyrus* Species under Climate Change in China. *Plants* 12:1559.
827 <https://doi.org/10.3390/plants12071559>

828 Warren, D.L., Glor, R.E., Turelli, M., 2008. Environmental niche equivalency versus
829 conservatism: Quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*. 62, 2868–2883.
830 <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x>

831 Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New
832 York.

833 Wiens, J.J., Graham, C.H., 2005. Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and
834 Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 36, 519–539.
835 <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431>

836 Wisz, M.S., Pottier, J., Kissling, W.D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C.F., Dormann, C.
837 F., Forchhammer, M.C., Grytnes, J.A., Guisan, A., Heikkinen, R.K., Høye, T.T., Kühn, I.,
838 Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M.C., Normand, S., Öckinger, E., Schmidt, N.M.,
839 Termansen, M., Timmermann, A., Wardle D.A., Aastrup, P., Svenning, J. C., 2013. The role
840 of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species:
841 Implications for species distribution modelling. *Biological Reviews* 88, 15–30.
842 <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00235.x>

843 Wu, X., Wang, M., Li, X., Yan, Y., Dai, M., Xie, W., Zhou, X., Zhang, D., Wen, Y., 2022.
844 Response of distribution patterns of two closely related species in *Taxus* genus to climate
845 change since last inter-glacial. *Ecology and Evolution*. 12, 1–15.
846 <https://doi.org/10.1002/ece3.9302>

1 CAPÍTULO 2

2 **Mudanças climáticas afetam o futuro do extrativismo de uma palmeira rara e ameaçada** 3 **(*Attalea pindobassu* Bondar) do semiárido brasileiro**

4 Beatriz Hanna dos Santos Oliveira¹, Estevan Eltink Nogueira^{1,2}, Jhonathan de Oliveira Silva^{1,2}

5 ¹ *Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade*
6 *Estadual de Feira de Santana (UEFS), Avenida Transnordestina, s/n - Novo Horizonte, Feira de Santana,*
7 *BA, 44036-900, Brasil*

8 ² *Colegiado de Ecologia, campus Senhor do Bonfim, Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF),*
9 *Av. Tomaz Guimarães, s/n - Santos Dumont, Senhor do Bonfim, BA, 48970-000, Brasil*

10 RESUMO

11 Estudos de modelagem de nicho ecológico têm previsto uma redução das áreas adequadas para espécies de uso
12 florestal não-madeireiro, em cenários futuros de mudanças climáticas, o que afetará a produtividade de frutos e,
13 consequentemente, a economia de muitas comunidades extrativistas. Este estudo teve como objetivo investigar a
14 relação entre a adequabilidade climática e a produtividade de *Attalea pindobassu*, uma palmeira endêmica da
15 caatinga brasileira e de importância econômica. Além disso, buscou-se avaliar os impactos das mudanças
16 climáticas globais e suas implicações para o extrativismo da espécie. Para geração dos modelos, utilizamos
17 registros de ocorrência coletados em campo e seis variáveis bioclimáticas para prever áreas climaticamente
18 adequadas para a espécie. Também modelamos o nicho climático de *A. pindobassu* em cenários futuros de baixa
19 (SSP2-4.5) e alta (SSP5-8.5) emissão de gases de efeito estufa, projetados para o ano de 2050. Nossos resultados
20 indicam uma correlação positiva e significativa entre a adequabilidade climática e a produtividade de amêndoas
21 da espécie nos municípios exploradores ($r = 0,89$, $p < 0,01$). Prevê-se uma drástica redução das áreas adequadas
22 para a espécie (93%) em ambos os cenários de mudanças climáticas, sugerindo que seu extrativismo poderá se
23 tornar inviável no futuro. Portanto, será essencial que os governos locais desenvolvam políticas públicas de
24 adaptação às mudanças climáticas, aliadas a estratégias para fortalecer a segurança econômica das comunidades
25 afetadas.

26 Palavras-chaves: Babaçu, Caatinga, Maxent, Modelagem de Nicho Ecológico, Produto Florestal Não-Madereiro.

27 ABSTRACT

28 Ecological niche modeling studies have predicted a reduction in suitable areas for non-timber forest species in
29 future climate change scenarios, which will affect fruit productivity and, consequently, the economy of many
30 extractive communities. This study aimed to investigate the relationship between climatic suitability and the
31 productivity of *Attalea pindobassu*, a palm tree endemic to the Brazilian Caatinga and of economic importance.
32 Additionally, the study sought to evaluate the impacts of global climate change and its implications for the
33 extraction of the species. For model generation, we used occurrence records collected in the field and six
34 bioclimatic variables to predict suitable climatic areas for the species. We also modeled the climatic niche of *A.*
35 *pindobassu* in future scenarios of low (SSP2-4.5) and high (SSP5-8.5) greenhouse gas emissions, projected for the
36 year 2050. Our results indicate a positive and significant correlation between climatic suitability and the
37 productivity of the species' almonds in the extractive municipalities ($r = 0.89$, $p < 0.01$). A drastic reduction in
38 suitable areas for the species (93%) is predicted in both climate change scenarios, suggesting that its extraction
39 may become unfeasible in the future. Therefore, it will be essential for local governments to develop public policies
40 for climate change adaptation, combined with strategies to strengthen the economic security of affected
41 communities.

42 Key-words: Babassu palm, Caatinga, Ecological Niche Modelling, Maxent, Non-Timber Forest Product.

43 **Introdução**

44 As mudanças climáticas globais têm gerado crescente interesse e preocupação,
45 impulsionando inúmeros estudos sobre seus impactos nas espécies. Isso ocorre porque a
46 biodiversidade é essencial para o fornecimento de alimentos a todas as formas de vida, para a
47 saúde básica e para o bem-estar de grande parte da população mundial (Muluneh 2021; Alpino
48 et al. 2022; IPCC 2023). Estudos de Modelagem de Nicho Ecológico (MNE) indicam que essas
49 mudanças podem reduzir as áreas climaticamente adequadas para plantas agrícolas,
50 comprometendo a produtividade das culturas e resultando em perdas econômicas significativas
51 (Nabout et al. 2012; Caetano et al. 2018). Da mesma forma, as mudanças climáticas
52 representam uma ameaça para espécies utilizadas para fins florestais não madeireiros, que
53 constituem uma fonte de renda alternativa à agricultura e de subsistência para diversas
54 comunidades humanas (Nabout et al. 2011, 2016; Vaz e Nabout 2016).

55 O domínio fitogeográfico da caatinga é uma floresta tropical sazonalmente seca de
56 grande importância e reconhecimento, localizado no semiárido do nordeste do Brasil (Silva et
57 al. 2017; Moro et al. 2024). Projeções climáticas indicam que a região sofrerá uma redução
58 expressiva nos regimes de precipitação, acompanhada por um aumento das temperaturas e da
59 aridez até o final do século XXI (Marengo et al. 2017; Torres et al. 2017; Alves et al. 2021).
60 Esse cenário, somado à intensa variabilidade pluviométrica, aos problemas de degradação do
61 solo, ao risco de desertificação e aos desafios socioeconômicos (como a pobreza e os baixos
62 índices de Desenvolvimento Humano – IDH) enfrentados pela região, torna a região uma das
63 mais suscetíveis aos impactos das mudanças climáticas no mundo (Vieira et al. 2015; Torres et
64 al. 2012). Além disso, a caatinga é um dos domínios brasileiros menos protegidos, com apenas
65 1,3% de seu território amparado por reservas de proteção integral, enquanto outros 6,6% estão
66 incluídos em reservas de uso sustentável (Teixeira et al. 2021).

67 As mudanças climáticas representam uma ameaça às comunidades vegetais endêmicas
68 da caatinga. Mesmo em cenários futuros mais conservadores, essas plantas podem perder
69 grande parte de seu nicho climático, colocando em risco sua sobrevivência e persistência
70 (Simões et al. 2019; Silva et al. 2019; Rabelo-Costa et al. 2022). Além disso, muitas dessas
71 espécies atendem às necessidades de consumo e atuam como uma forma de segurança
72 econômica para povos tradicionais, especialmente em momentos de crises inesperadas, por
73 meio da renda gerada pela comercialização de produtos florestais não madeireiros (Silva et al.
74 2024; Almeida et al. 2024). Portanto, pesquisas que avaliem os impactos dessas mudanças sobre
75 espécies nativas cultural e economicamente relevantes, são fundamentais para que sejam

76 devidamente consideradas em estratégias de conservação e adaptação a longo prazo (Powell et
77 al. 2023; Silva et al. 2024).

78 No Brasil, as palmeiras do gênero *Attalea*, comercialmente conhecidas como “babaçu”,
79 estão entre as espécies de maior importância econômica para o extrativismo vegetal do país
80 (Anderson e Balick 1988; CONAB 2022a). Entre as espécies com uso mais difundido estão *A.*
81 *speciosa* Mart. ex Spreng., *A. maripa* (Aublet) Martius, *A. eichleri* (Drude) A.J.Hend., *A.*
82 *phalerata* Mart. ex Spreng. e *A. pindobassu* Bondar (Lorenzi et al. 2010; Carrazza et al. 2012;
83 Santos et al. 2019a). Essas palmeiras representam recursos essenciais para a subsistência de
84 comunidades tradicionais e indígenas, sendo utilizadas para alimentação, construção de
85 moradias e geração de renda (Lorenzi et al. 2010; González-Pérez et al. 2012). A
86 comercialização de produtos derivados, como óleo vegetal, cosméticos e utensílios artesanais,
87 além da amêndoia, seu principal produto, constitui uma atividade econômica de significativa
88 importância (Santos et al. 2019b).

89 A importância do extrativismo do babaçu varia conforme a região, sendo
90 particularmente significativa no Norte e Nordeste do país, onde o recurso possui grande
91 relevância política e socioeconômica (CONAB 2019). Os estados do Maranhão e Piauí são os
92 principais produtores de amêndoas de babaçu. No entanto, em estados como a Bahia, embora a
93 produção seja menos expressiva em âmbito nacional, ela constitui uma fonte de renda relevante
94 para muitas famílias rurais (CONAB 2022a). Entre 2001 e 2022, a produção de amêndoas de
95 babaçu na Bahia totalizou aproximadamente 5.390 toneladas, com um preço médio de R\$ 0,94
96 por quilograma (IBGE 2023). Vale ressaltar que o valor comercial do babaçu no estado pode
97 ser ainda mais expressivo, uma vez que todo o fruto é aproveitado na produção de outros
98 produtos, cujos valores de mercado superam o da própria amêndoia, aumentando, assim, a
99 margem de lucro (Gabriel 2012). Uma das espécies que contribuem consideravelmente para
100 essa produção é *Attalea pindobassu* Bondar, uma palmeira rara e endêmica, encontrada em
101 regiões de florestas úmidas da Chapada Diamantina, dentro do domínio da caatinga (Lorenzi et
102 al. 2010; Henderson 2020).

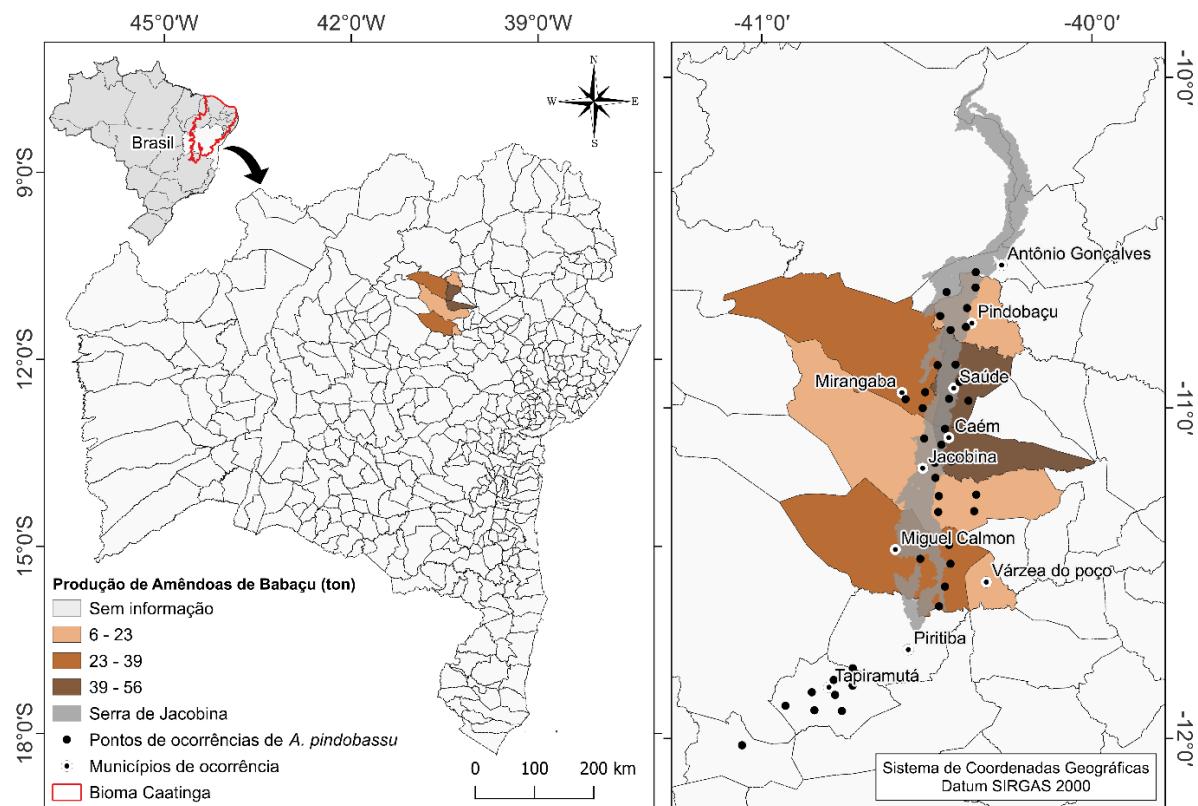
103 Entender como a produtividade está distribuída no espaço e fatores que podem
104 influenciá-la pode fornecer um direcionamento para otimizar e manter a produção de espécies
105 nativas de importância econômica. Neste estudo, investigamos a influência da adequabilidade
106 climática sobre a produtividade de *A. pindobassu*, e as implicações dessa relação para a
107 viabilidade econômica da espécie em cenários futuros de mudança climática. Buscamos
108 especificamente: (1) investigar a produtividade de *A. pindobassu* nos municípios de sua

109 ocorrência; (2) determinar a adequabilidade climática atual e futura (até 2050) de *A. pindobassu*, através da modelagem de nicho ecológico; e (3) avaliar como alterações na
 110 adequabilidade climática podem impactar a produtividade e, consequentemente, a atividade
 111 extrativista associada à espécie.

113 **Métodos**

114 *Área de estudo*

115 A Serra de Jacobina é uma cadeia montanhosa localizada no extremo norte da Chapada
 116 Diamantina, a qual integra a porção setentrional da cordilheira do Espinhaço (Giulietti et al.
 117 1997; Milesi et al. 2002; Figura 11). Com cerca de 200 km de extensão, essa serra apresenta
 118 um relevo acidentado, caracterizado por declives íngremes e altitudes que se aproximam dos
 119 1.300 metros (Milesi et al. 2002; Bahia 2010). O clima é semi-úmido, com precipitações anuais
 120 variando entre 750 mm e 1.100 mm, e temperaturas médias entre 20 °C e 26 °C (Sampaio 2001).
 121 A vegetação é composta por formações de caatinga arbustivo-arbórea, florestas estacionais
 122 semideciduais e campos rupestres (Bahia 2010).



123
 124 **Figura 11.** Produção média de amêndoas nos municípios produtores de babaçu no centro-norte da Bahia, Nordeste
 125 do Brasil, e localizações dos pontos de ocorrência de *Attalea pindobassu* utilizados na modelagem de nicho
 126 ecológico.

127 *Espécie estudada*

128 *Attalea pindobassu* Bondar, conhecida popularmente como “Babaçu” ou “Pindobaçu”,
129 é uma palmeira endêmica do centro-norte da Bahia, Brasil (Noblick 1991; Glassman 1999,
130 Figura 12). A espécie possui caule aéreo que pode atingir 15 m de comprimento e 30 cm de
131 diâmetro, além de folhas pinadas dispostas de forma ereta. Suas inflorescências podem ser
132 estaminadas ou andróginas, enquanto os frutos, de coloração marrom-amarelada, são
133 relativamente grandes, podendo alcançar 10 cm de comprimento (Glassman 1999). Essa
134 palmeira tem distribuição restrita à região montanhosa da Serra de Jacobina, ocorrendo nos
135 municípios de Antônio Gonçalves, Pindobaçu, Saúde, Mirangaba, Caém, Jacobina, Miguel
136 Calmon, Piritiba e Tapiramutá (Noblick 1991). *Attalea pindobassu* pode ser encontrada em
137 áreas de florestas estacionais semideciduais ou nas encostas mais baixas e úmidas das serras da
138 região (Lorenzi et al. 2010; Henderson 2020). Além disso, a espécie também está presente em
139 sistemas agropastoris, silvipastoris e pastagens degradadas (Lima et al. 2025).

140 O extrativismo dessa palmeira desempenha um papel importante na dinâmica
141 socioeconômica dos municípios onde ocorre. Nesse contexto, comunidades agroextrativistas se
142 organizaram em associações e cooperativas para fortalecer sua comercialização no mercado
143 local e regional. Entre essas iniciativas, destacam-se a Associação de Desenvolvimento Social
144 de Pequenos Agricultores de Serra da Carnaíba e Adjacências, em Pindobaçu; a Associação
145 Comunitária dos Moradores e Agricultores de Cocho de Dentro (ACMACD), em Jacobina; e a
146 Cooperativa de Produtores e Agroextrativistas Frutos da Terra (COOPEFRUT), em Miguel
147 Calmon (Oliveira observação pessoal; Figura 12f, g).

148 *Dados de produção de babaçu*

149 Os dados da produtividade média de *A. pindobassu* foram obtidos em escala municipal,
150 a partir da relação entre os valores de produção de amêndoas de babaçu e a área territorial dos
151 municípios onde a espécie ocorre, expressos em quilogramas por quilômetro quadrado (kg/km²)
152 (Nabout et al. 2011; Tabela S1 e S2 Anexo 2). Esses dados foram obtidos do Instituto Brasileiro
153 de Geografia e Estatística (IBGE 2023a, www.ibge.gov.br) e na base de dados “Sistema IBGE
154 de Recuperação Automática” (SIDRA) na categoria “Produção da Extração Vegetal e da
155 Silvicultura (PEVS)” (IBGE 2023b). Foram coletados dados de produção de amêndoas de
156 babaçu (toneladas) no período de 2001 a 2016, disponíveis para sete municípios na área de
157 ocorrência da espécie (Figura 12). *Attalea pindobassu* é a única espécie do gênero presente na
158 região da área de estudo (Lorenzi et al. 2010), infere-se, portanto, que os dados de produção de
159 amêndoas de babaçu correspondem a essa palmeira.



160
 161 **Figura 12.** Uso da terra e aproveitamento de *Attalea pindobassu*. **A)** Vegetação nativa (floresta estacional
 162 semidecídua); **B)** Pastagens degradadas; **C)** Sistema agropastoril; **D)** Sistema silvipastoril; **E)** Infrutescência;
 163 **F)** Sementes (Amêndoas); **G)** Licor de babaçu produzido a partir das amêndoas da espécie pela Associação de
 164 Desenvolvimento Social dos Pequenos Agricultores de Serra da Carnaíba, Município de Pindobaçu. (Créditos das
 165 imagens: Beatriz H. S. Oliveira).

166 *Dados de ocorrência e variáveis preditoras*

167 Os pontos de ocorrência da espécie foram obtidos em expedições de campo utilizando
 168 um GPS (Global Positioning System), visando representar toda a distribuição conhecida da
 169 espécie e assegurar a precisão espacial dos dados de presença. Utilizamos a ferramenta
 170 ‘Spatially Rarefy Occurrence Data’ do SDMtoolbox v2.5 (Brown et al. 2017), no software
 171 ArcMap 10.8 (ESRI 2019) para calcular a distância entre as ocorrências, mantendo apenas
 172 aquelas que estão a uma distância mínima de 5 km do vizinho mais próximo. Um total de 40
 173 pontos de ocorrência foi mantido para a realização de modelagem de nicho ecológico (Figura
 174 12; Tabela S3 Anexo 2).

175 As variáveis bioclimáticas foram obtidas no banco de dados ‘WorldClim’
 176 (<https://www.worldclim.org/>), com resolução espacial de 30 segundos de arco (~1 km²) (Fick e
 177 Hijmans 2017). Para evitar os efeitos da multicolinearidade no modelo, foi aplicada a análise
 178 do Fator de Inflação da Variância (VIF) para eliminar as variáveis com maior grau de correlação
 179 no conjunto (VIF > 10), por meio do pacote ‘usdm’ (Naimi et al. 2014) no software R v4.3.3
 180 (R Core Team 2024). Após a análise, foram mantidos seis preditores bioclimáticos:
 181 isothermalidade (Bio03), sazonalidade da temperatura (Bio4), amplitude térmica anual (Bio7),
 182 temperatura média do trimestre mais seco (Bio9), precipitação do mês mais chuvoso (Bio13) e
 183 precipitação do mês mais seco (Bio14) (Tabela S4 Anexo 2). As mesmas variáveis
 184 bioclimáticas foram utilizadas para avaliar os cenários de mudanças climáticas otimista (SSP2-
 185 4.5) e pessimista (SSP5-8.5) projetados para o período de 2050 (2041–2060). As projeções
 186 foram realizadas com o modelo climático global MIROC6, que apresenta um bom desempenho
 187 em relação aos erros de frequência e persistência na região da América do Sul (Cannon 2020).

188 *Parâmetros de modelagem*

189 O MNE foi ajustado de acordo com os limites do bioma Caatinga (IBGE 2019) e,
 190 posteriormente, recortado para a região dos municípios produtores. Para a construção dos
 191 modelos, utilizamos o algoritmo ‘Maxent’ (Phillips et al. 2006) por meio do pacote ‘sdm’
 192 (Naimi e Araújo 2016), implementado no R v4.3.3 (R Core Team 2024). A configuração do
 193 algoritmo incluiu a geração aleatória de 10.000 pontos de background e o uso do método de
 194 replicação bootstrap, com 15 réplicas. Os dados de ocorrência foram particionados em dois
 195 subconjuntos, sendo 70% destinados ao treinamento e 30% ao teste do modelo (Naimi e Araújo
 196 2016).

197 A avaliação do modelo foi realizada por meio das métricas Área sob a Curva (AUC \geq
 198 0.7; Elith 2000) e *True Skill Statistic* (TSS \geq 0.4; Allouche et al. 2006). O modelo de consenso
 199 final foi gerado com base na média ponderada do TSS, utilizando o critério de limiar que
 200 maximiza a soma da sensibilidade e da especificidade (Naimi e Araújo 2016). Posteriormente,
 201 foi obtida a média da adequabilidade climática de cada município no cenário atual utilizando a
 202 ferramenta ‘Zonal Statistics as Table’, disponível no ArcMap 10.8 (ESRI 2019).

203 *Análise de dados*

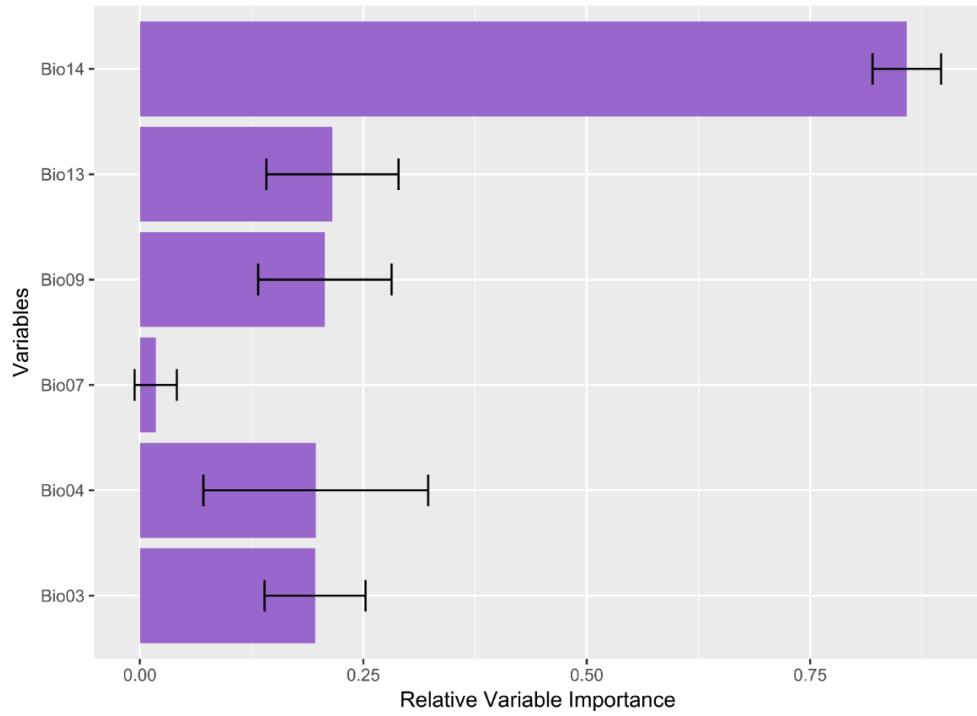
204 O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado para avaliar a normalidade das variáveis
 205 ‘adequabilidade climática’ e ‘produtividade de amêndoas de babaçu (kg/km²)’, confirmando
 206 que ambas seguem a distribuição normal ($p > 0,05$). Em seguida, a relação entre essas variáveis

207 foi analisada por meio da correlação de Pearson (r) (Tabela S5, Anexo 2). A estrutura de
208 variância-covariância das variáveis bioclimáticas também foi analisada para cada município
209 por meio da análise de componentes principais (PCA). A ordenação foi realizada utilizando a
210 distância euclidiana para gerar biplots, que representam dois eixos de variação das variáveis
211 bioclimáticas, nos quais os municípios foram posicionados. Os dois primeiros eixos da PCA
212 explicaram 99,4% da variação total, sendo 85,4% atribuídos ao primeiro eixo e 14,0% ao
213 segundo, portanto, eixos adicionais não foram considerados. Todas as análises foram
214 conduzidas utilizando os pacotes ‘vegan’ (Oksanen et al. 2018) e ‘stats’ no software R (R Core
215 Team 2024).

216 **Resultados**

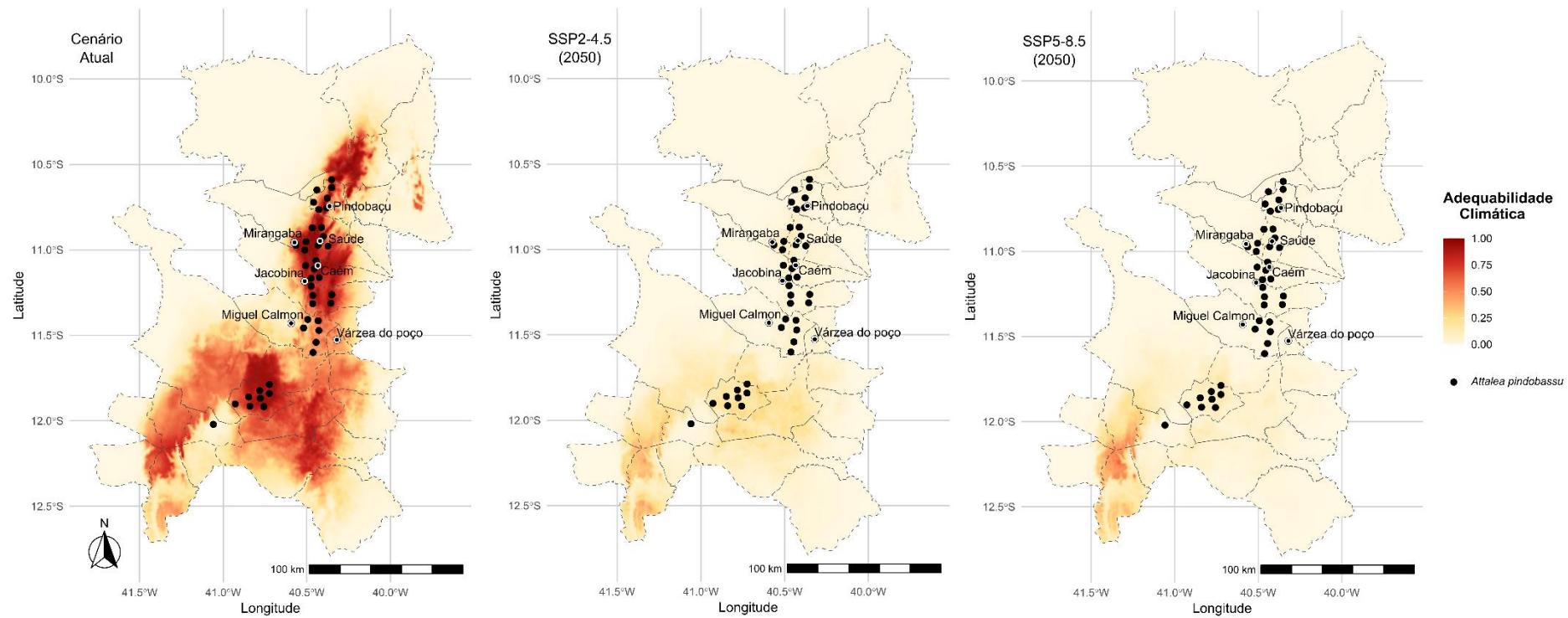
217 O MNE apresentou um desempenho satisfatório ao prever a atual adequabilidade
218 climática para *A. pindobassu* (AUC média = 0.99 e TSS médio = 0.97). As variáveis que melhor
219 explicaram o nicho climático da espécie foram a precipitação do mês mais seco (Bio14), com
220 85.8% de importância relativa, seguida pela precipitação do mês mais chuvoso (Bio13), com
221 21.5%, e pela temperatura média do trimestre mais seco (Bio09), com 20.7% (Figura 13).

222 A área total de adequabilidade climática projetada para a espécie no cenário atual foi de
223 aproximadamente 18.600 km², dos quais cerca de 15.174 km² estão inseridos na área de estudo
224 (Figura 14). No cenário otimista, as regiões com adequabilidade igual ou superior a 0.25 somam
225 apenas 1.002 km², sendo 938 km² dentro da área analisada (Figura 14). Enquanto no cenário
226 pessimista, observa-se um pequeno aumento, totalizando 1.492 km² de áreas adequadas, dos
227 quais 992 km² permanecem na mesma região (Figura 14). No entanto, em ambos os cenários
228 futuros, nenhuma dessas áreas favoráveis se encontram dentro dos limites dos municípios
229 produtores (Figura 14).



230

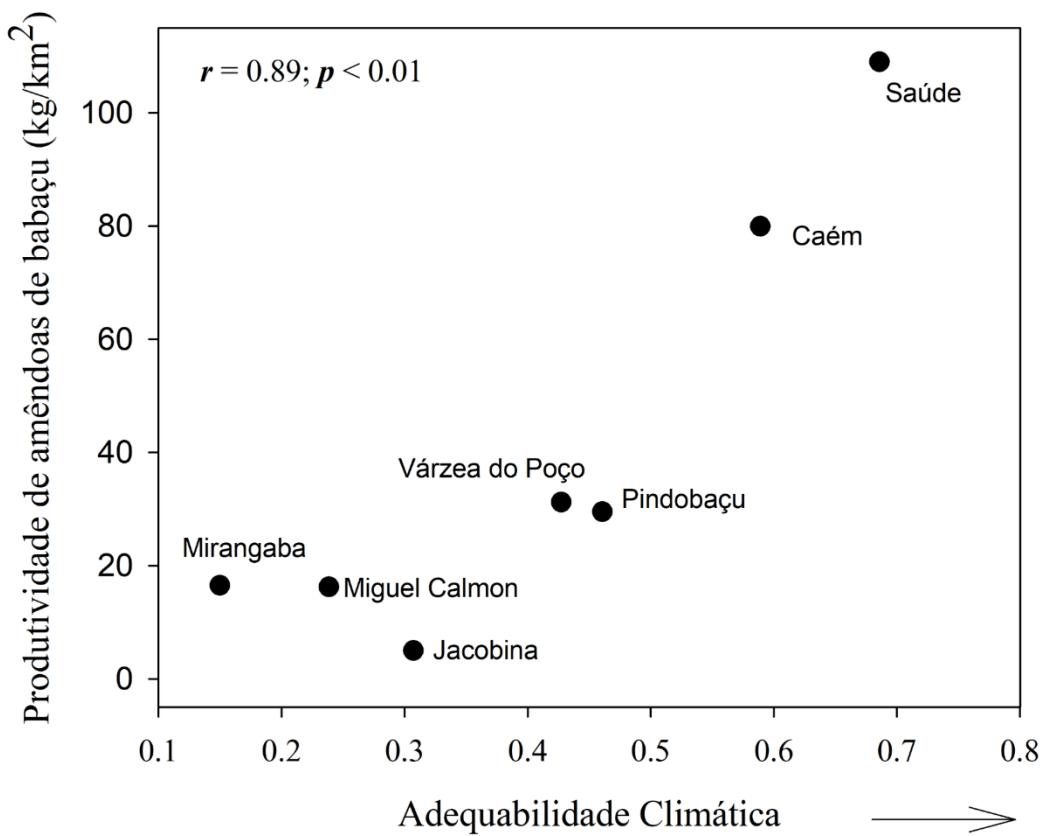
231 **Figura 13.** Importância relativa das variáveis bioclimáticas para o modelo de nicho ecológico (baseada na métrica
232 de correlação de Pearson).



233

234 **Figura 14.** Adequabilidade climática projetada para a palmeira *Attalea pindobassu* no cenário presente e em cenários futuros de mudanças climáticas na região dos municípios
 235 produtores de amêndoas de babaçu do centro-norte da Bahia, Nordeste do Brasil.

236 A produtividade média de amêndoas de babaçu dos municípios foi de 41.09 kg/km². O
237 município com maior produção foi Saúde com 108.01 kg/km², enquanto Jacobina apresentou
238 os valores mais baixos, com 4.95 kg/km². A produtividade apresentou uma relação positiva e
239 significativa com a adequabilidade ($r = 0.891$, $p < 0.01$; Figura 15), indicando que a
240 produtividade de amêndoas tende a ser maior em municípios localizados em regiões com maior
241 adequabilidade climática para a espécie.

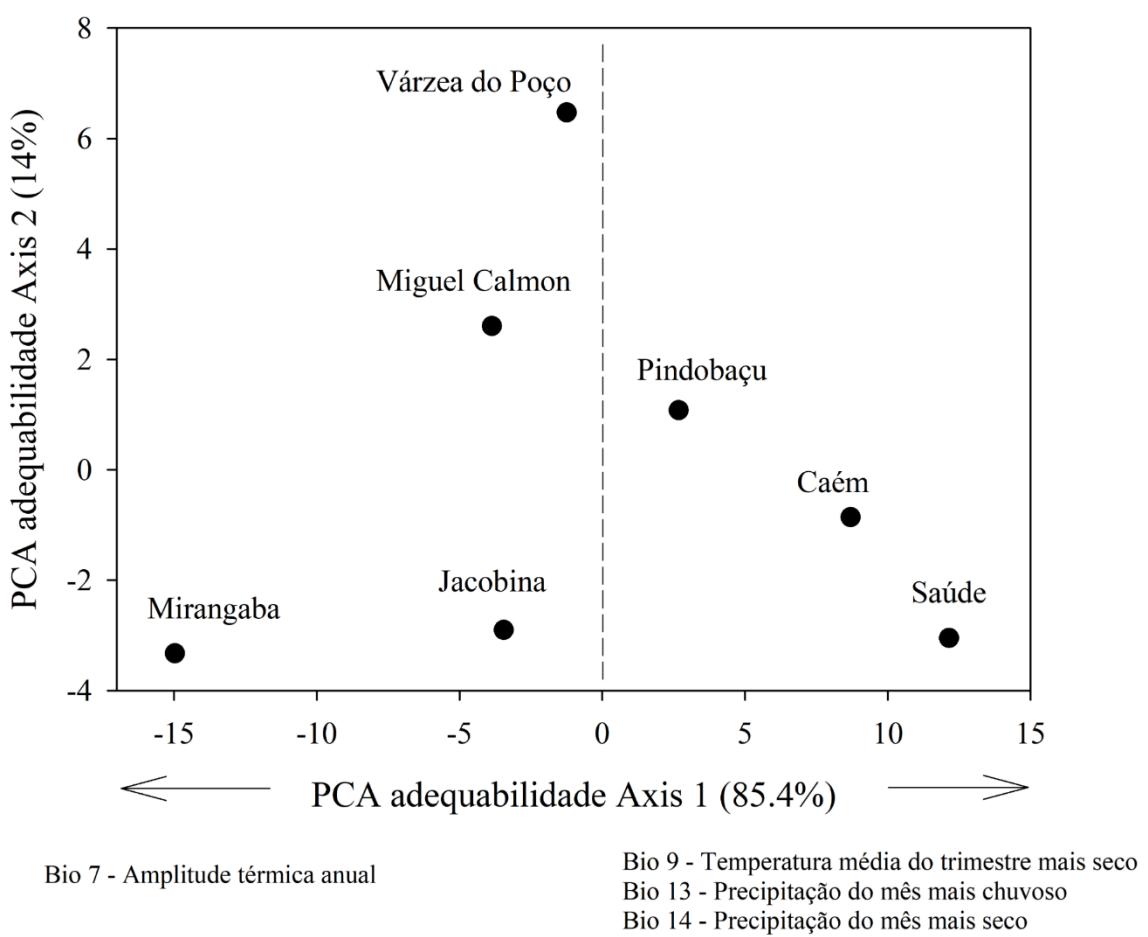


- Bio 9 - Temperatura média do trimestre mais seco
- Bio 13 - Precipitação do mês mais chuvoso
- Bio 14 - Precipitação do mês mais seco

242

Figura 15. Relação entre a adequabilidade climática e a produtividade dos municípios produtores de amêndoas de babaçu do centro-norte da Bahia, Nordeste do Brasil.

245 A PCA, realizada para cenário presente, mostrou uma clara separação entre variáveis
 246 bioclimáticas para os municípios ao longo do eixo 1, com 85.4 % da variância explicada (Figura
 247 16). Os municípios com maior adequabilidade climática foram posicionados no lado direito do
 248 eixo 1, e estavam correlacionados positivamente a precipitação do mês mais seco (Bio14),
 249 precipitação do mês mais chuvoso (Bio13) e a temperatura média do trimestre mais seco (Bio9)
 250 (Figura 16). Por outro lado, os municípios com menor adequabilidade climática foram
 251 posicionados à esquerda do eixo 1, o qual foi negativamente correlacionado com a amplitude
 252 térmica anual (Bio7) (Figura 16).



256 **Discussão**

257 Os resultados deste estudo sugerem que a maioria das áreas adequadas para *A. pindobassu* se encontram na região dos municípios produtores, o que está em conformidade
258 com a distribuição relatada da espécie. A espécie está presente em abundância em áreas úmidas,
259 o que está em conformidade com as previsões do modelo (Glassman 1999; Henderson 2020).
260 Esse padrão geográfico é condicionado pelos índices elevados de precipitação no mês mais seco
261 (Bio14) na região de estudo (Figura S1 Anexo 2). Em ambos os cenários climáticos futuros —
262 otimista e pessimista — foi estimada uma redução de 93% nas áreas climaticamente adequadas
263 para a ocorrência de *A. pindobassu* na região dos municípios analisados. Esses resultados
264 evidenciam a elevada sensibilidade da espécie às mudanças climáticas, mesmo sob um cenário
265 futuro considerado de baixo impacto. As mudanças climáticas podem impor uma forte pressão
266 seletiva sobre as espécies, afetando sobretudo aquelas com distribuição restrita e dependentes
267 de condições climáticas específicas (Jump e Peñuelas, 2005; Ohlemüller et al. 2008; Moran e
268 Alexander 2014). Esse efeito se torna evidente quando comparado à outra palmeira “babaçu”,
269 *A. speciosa*, que apresenta uma maior amplitude de distribuição e para a qual se projeta uma
270 expansão das áreas adequadas à sua ocorrência em todos os cenários de mudanças climáticas
271 (Silva et al., 2024).

273 O modelo de nicho ecológico mostrou-se relevante na previsão da produtividade de *A. pindobassu*, indicando que municípios mais produtivos estão situados em regiões com
274 condições climáticas mais adequadas para a espécie (Nabout et al. 2011, 2012, 2016; Caetano
275 et al. 2018). Semelhante aos nossos resultados, Vaz e Nabout (2016) observaram a mesma
276 relação positiva para a palmeira “açaí” (*Euterpe oleracea*), cuja produtividade tende a ser maior
277 em localidades situadas em áreas com maior adequabilidade climática. As variáveis com
278 maiores contribuições nos modelos como a precipitação no mês mais seco (Bio14), precipitação
279 no mês mais chuvoso (Bio13) e temperatura média do trimestre mais seco (Bio09) apresentaram
280 correlação positiva com os municípios de Saúde, Caém e Pindobaçu, que apresentam maior
281 adequabilidade climática e produtividade de amêndoas por unidade de área. Esses achados
282 indicam que esses municípios apresentam perfis climáticos mais semelhantes e propícios para
283 o desenvolvimento da espécie em comparação com os demais.

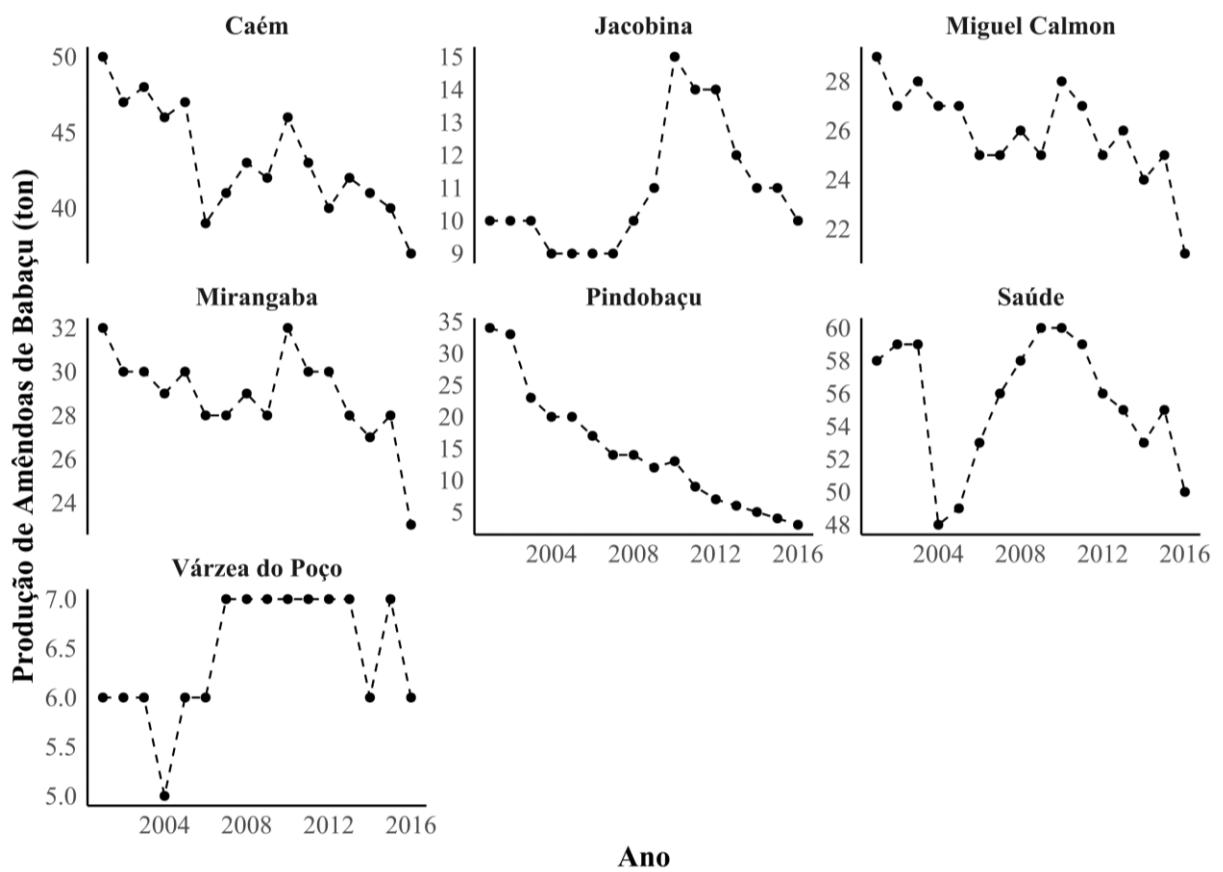
285 Embora o município de Jacobina também apresente condições climáticas mais
286 favoráveis para a espécie, sua produtividade é inferior à de Mirangaba e Miguel Calmon, que
287 possuem menor adequabilidade climática. Isso reforça a ideia de que a relação entre a

288 adequabilidade do habitat e a produtividade deve ser compreendida como um envelope de
289 restrição, e não como uma relação funcional direta. Regiões com baixa adequabilidade climática
290 sempre apresentarão produtividade mínima, enquanto áreas altamente adequadas não
291 garantirão, necessariamente, uma produtividade maior, pois esta pode variar entre municípios
292 devido a fatores adicionais, como aspectos ecológicos e econômicos (Nabout et al. 2011, 2012).

293 A baixa produtividade em áreas consideradas altamente adequadas pode estar associada
294 à baixa ocorrência ou até mesmo à ausência da espécie nesses locais, devido a fatores históricos,
295 interações bióticas, limitações na dispersão (Peterson et al. 2011) ou atividades antrópicas que
296 levaram a eliminação de indivíduos (Nabout et al. 2016). Além disso, algumas regiões podem
297 apresentar menor produção devido à falta de apoio dos governos locais para o aprimoramento
298 da atividade extrativista, que aliado ao baixo retorno econômico da venda das amêndoas, pode
299 levar ao desinteresse pela atividade e à saída de mão de obra (Nabout et al. 2011; Porro 2019).
300 No município de Tapiramatá, por exemplo, embora faça parte da área de distribuição de *A. pindobassu*,
301 não há registros de produção de amêndoas de babaçu. O extrativismo da espécie
302 foi descontinuado pelos moradores locais, que passaram a considerá-la uma praga em
303 plantações de café e pastagens, levando à remoção de suas populações nessas áreas (Caetano et
304 al. 2016).

305 Os dados das últimas duas décadas revelam um grande declínio na produção de
306 amêndoas nos municípios analisados. A situação de Pindobaçu mostra-se preocupante, com a
307 produção diminuindo de 34 toneladas em 2001 para apenas 3 toneladas em 2016 (Figura 17).
308 Nos últimos anos, a produção nacional de babaçu tem apresentado uma queda sistemática,
309 frequentemente atribuída à carência de políticas públicas voltadas para o fortalecimento da
310 cadeia produtiva e à concorrência com outras palmeiras oleaginosas (CONAB 2022b). Em um
311 cenário de mudanças climáticas, espera-se que os desafios para a produção vegetal, tanto de
312 culturas agrícolas quanto de plantas silvestres, se intensifiquem (Lippmann et al. 2019; Smith
313 et al. 2019). Menezes et al. (2024) destacaram que *A. pindobassu* apresenta eventos
314 reprodutivos contínuos ao longo do ano, com a floração influenciada pelo fotoperíodo e a
315 frutificação regulada pela temperatura. Alterações fenológicas representam umas das primeiras
316 manifestações biológicas dos impactos das mudanças climáticas (Chuine 2010). O aumento da
317 temperatura pode alterar processos fenológicos essenciais, resultando em um descompasso na
318 interação entre plantas e polinizadores (Bezner Kerr et al. 2022). Além disso, o estresse por
319 altas temperaturas pode comprometer o crescimento e o amadurecimento dos frutos, resultando
320 na redução do valor nutricional, bem como na diminuição da quantidade e qualidade da

321 produção, impactando, consequentemente, seu valor comercial (Ali et al. 2021; Bacelar et al.
 322 2024).



323

324 **Figura 17.** Variação temporal da produção de amêndoas de babaçu nos municípios do centro-norte da Bahia, no
 325 nordeste do Brasil, entre 2001 e 2016.

326 A correlação positiva entre a adequabilidade climática e a produtividade permite inferir
 327 os potenciais impactos das mudanças climáticas futuras sobre o extrativismo de *A. pindobassu*,
 328 com base nos cenários climáticos testados. A perda de habitat adequado para a espécie pode
 329 levar ao fim da produção de amêndoas de babaçu nos municípios analisados, afetando
 330 diretamente a economia local. Além disso, essa perda comprometerá o desenvolvimento social
 331 das comunidades, impactando o trabalho de associações e cooperativas, que promovem a
 332 capacitação técnica e a difusão de conhecimentos sobre a espécie (Gabriel 2012). Esse contexto
 333 tem um impacto negativo principalmente sobre as mulheres, principais responsáveis pela
 334 extração e comercialização dos produtos de *A. pindobassu*, ao comprometer sua autonomia
 335 financeira, reduzir sua influência na economia local e enfraquecer seu protagonismo na
 336 comunidade (Sena et al. 2017; Santos 2017; Menezes et al. 2024). Diante desse cenário
 337 potencial, será necessária a adaptação das comunidades extrativistas e de toda a estrutura
 338 comercial e econômica associada a essa espécie (Nabout et al. 2016).

339 Uma grande parte das populações do gênero *Attalea* no Brasil está localizada em áreas
340 privadas, frequentemente destinadas a atividades agrícolas convencionais e pastagem (CONAB
341 2019). Um estudo recente realizado na região (Lima et al. 2025) identificou uma falha no
342 recrutamento de indivíduos de *A. pindobassu*, uma vez que grande parte das populações da
343 espécie se encontram em áreas com uso da terra modificado (pastagens). A pesquisa registrou
344 uma baixa taxa de sobrevivência de indivíduos jovens, além de uma predominância de adultos
345 bastante envelhecidos e/ou senescentes. Dessa forma, o tipo de manejo da terra, como o tempo
346 de rotatividade das pastagens, também pode ser uma variável explicativa tanto para a
347 subutilização do potencial produtivo em alguns municípios, mesmo sob condições climáticas
348 favoráveis, quanto para a redução drástica da produção de amêndoas de babaçu nas últimas
349 duas décadas (Figura 17). Dado que a falha no recrutamento de novos indivíduos impede a
350 renovação das populações de *A. pindobassu*, levando a produtividade da espécie a depender de
351 indivíduos envelhecidos, cujas taxas de produção de frutos já podem estar reduzidas.

352 *A. pindobassu* também enfrenta desafios adicionais, como o uso recorrente do fogo para
353 a abertura de pastagens, o que tem resultado na mortalidade de indivíduos jovens da espécie em
354 áreas de vegetação remanescente. Somado a isso, suas populações têm sofrido crescente pressão
355 devido às atividades mineradoras, especialmente no município de Pindobaçu, resultando na
356 derrubada de indivíduos para a extração de granito (Oliveira observação pessoal; Figura 18).
357 Em 2014, *A. pindobassu* foi avaliada como 'Pouco Preocupante' (LC) na Lista Vermelha da
358 Flora Brasileira. No entanto, atualmente, a espécie é classificada como 'Em Perigo' (EN) de
359 extinção, sendo as principais ameaças relacionadas às mudanças no uso da terra, especialmente
360 à conversão de áreas naturais em pastagens (Bicalho e Amorim 2021). Dos sete municípios
361 analisados, apenas três — Jacobina (Lei nº 1.286/2014), Pindobaçu (Lei nº 181/2018) e Miguel
362 Calmon (Lei nº 723/2024) — possuem legislação voltada à proteção da espécie. Embora
363 contribuam para a conservação das populações de *A. pindobassu* e para a garantia de seu
364 extrativismo, essas legislações ainda são insuficientes para assegurar sua proteção efetiva.
365 Atualmente, há apenas uma unidade de conservação formalmente estabelecida, o Parque
366 Estadual das Sete Passagens, em Miguel Calmon, que abrange algumas populações da espécie
367 em suas zonas de amortecimento (Bahia 2008). Outras duas unidades de conservação,
368 localizadas nos municípios de Saúde e Pindobaçu, ainda estão em processo de implementação.

370 **Considerações finais**

371 Nossos resultados permitem a identificação de áreas com elevado potencial produtivo,
372 oferecendo subsídios para orientar comunidades locais na coleta e no manejo sustentável de *A.*
373 *pindobassu*. Além disso, observamos uma redução das áreas adequadas à espécie sob cenários
374 de mudanças climáticas, o que pode comprometer sua produtividade futura. Diante disso,
375 ressaltamos a importância de direcionar atenção a essa palmeira. A recuperação de habitats
376 degradados, bem como a adoção de práticas agrícolas sustentáveis que favoreçam o aumento
377 populacional por meio do recrutamento, são essenciais para garantir o estabelecimento e a
378 manutenção de indivíduos adultos. Tais ações podem contribuir significativamente para a
379 persistência da espécie, minimizando os efeitos das mudanças climáticas projetadas.

380 Embora possa haver variações nos relatórios de produção de amêndoas de babaçu,
381 nossos resultados apresentaram forte correlação entre a produtividade e a adequabilidade
382 climática que podem auxiliar no planejamento de medidas para mitigar o impacto das mudanças
383 climáticas sobre a espécie. Além disso, nossas projeções podem ser consideradas conservadoras
384 visto que outros fatores não avaliados aqui como interações bióticas e uso da terra podem afetar
385 a distribuição da espécie e devem ser considerados em estudos futuros.

386 A abordagem adotada neste estudo pode estimular municípios a desenvolver estratégias
387 de conservação e adaptação frente às ameaças atuais e às mudanças climáticas, contribuindo
388 para a segurança econômica das comunidades locais ao assegurar a viabilidade futura dos
389 recursos da palmeira. Além disso, a ampliação de áreas protegidas, a implementação de bancos
390 de germoplasma para conservação *ex situ* e o monitoramento populacional serão fundamentais
391 para garantir a sobrevivência de *A. pindobassu* a longo prazo (Menezes et al. 2023). Por fim, a
392 criação de mercados para produtos derivados e o apoio à prática extrativista pode favorecer a
393 exploração econômica da espécie em municípios que, embora atualmente não registrem
394 produção, apresentam potencial climático favorável no futuro, fortalecendo sua conservação
395 nessas localidades.

396 **Agradecimentos**

397 O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de
398 Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos à
399 CAPES pelo financiamento e suporte concedido a Beatriz Oliveira durante o período deste
400 estudo. À Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) e ao Laboratório de

401 Ecologia Básica e Aplicada (LEBA – UNIVASF) pelo apoio logístico na realização deste
 402 trabalho.

403 **Referências**

404 Anderson AB, Balick MJ (1988) Taxonomy of the Babassu Complex (*Orbignya* spp.: Palmae).
 405 Systematic Botany. 13:32–50

406 Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution
 407 models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). Journal of Applied Ecology
 408 43:1223–1232. doi:[10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x)

409 Almeida DM, Nogueira SS, Silva EA, Souza JMF, Gurgel ALC, Sousa AN (2024) Climate
 410 change is expected to reduce the potential distribution of *Ceiba Glaziovii* in Caatinga, The
 411 Largest Area of Dry Tropical Forest in South America. Bioscience Journal, 40:e40051
 412 doi:[10.14393/BJ-v40n0a2024-72663](https://doi.org/10.14393/BJ-v40n0a2024-72663)

413 Ali MM, Yousef AF, Li B, Chen F (2021) Effect of Environmental Factors on Growth and
 414 Development of Fruits. Tropical Plant Biology 14:226–238. doi:[10.1007/s12042-021-09291-6](https://doi.org/10.1007/s12042-021-09291-6)

415 Alves LM, Chadwick R, Moise A, Brown J, Marengo JA (2021) Assessment of rainfall
 416 variability and future change in Brazil across multiple timescales. International Journal of
 417 Climatology 41:1875–1888. doi:[10.1002/joc.6818](https://doi.org/10.1002/joc.6818)

418 Alpino TMA, Mazoto ML, Barros DC, Freitas CM (2022) The impacts of climate change on
 419 Food and Nutritional Security: a literature review. Ciencia e Saude Coletiva 27:273–286.
 420 doi:[10.1590/1413-81232022271.05972020](https://doi.org/10.1590/1413-81232022271.05972020)

421 Bacelar E, Pinto T, Anjos R, Morais MC, Oliveira I et al (2024) Impacts of Climate Change
 422 and Mitigation Strategies for Some Abiotic and Biotic Constraints Influencing Fruit Growth
 423 and Quality. Plants 13:1942. doi:[10.3390/plants13141942](https://doi.org/10.3390/plants13141942)

424 Bahia (2008) Plano de Manejo do Parque Estadual das Sete Passagens Vol. 1. Governo do
 425 Estado da Bahia. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos e Universidade Estadual
 426 da Bahia

427 Bahia (2010) Plano Estadual de Manejo de Águas Pluviais e Esgotamento Sanitário. TOMO
 428 II –Diagnósticos e Levantamentos, Volume 13 – RDS 16 – Piemonte da Diamantina. Governo
 429 do Estado da Bahia. Secretaria de Desenvolvimento Urbano

430 Bezner Kerr R, Hasegawa T, Lasco R, Bhatt I, Deryng et al (2022) Food, Fibre, and Other
 431 Ecosystem Products. In: Pörtner HO, Roberts DC, Tignor M, Poloczanska ES, Mintenbeck K
 432 et al. (eds.) Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of
 433 Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate
 434 Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY pp 713–906.
 435 doi:[10.1017/9781009325844.007](https://doi.org/10.1017/9781009325844.007)

436 Bicalho M, Amorim E (2021) *Attalea pindobassu* (Arecaceae). Lista Vermelha da Flora
 437 Brasileira: Centro Nacional de Conservação da Flora/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico
 438 do Rio de Janeiro

439 Brown JL, Bennett JR, French CM (2017) SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-based
 440 GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses.
 441 PeerJ 5:1–12 doi:[10.7717/peerj.4095](https://doi.org/10.7717/peerj.4095)

442 Caetano JM Tessarolo G, Oliveira G, Silva K, Diniz-filho AF, Nabout JC (2018)
 443 Geographical patterns in climate and agricultural technology drive soybean productivity in
 444 Brazil. PLoS ONE 13(1): e0191273. doi:[10.1371/journal.pone.0191273](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191273)

445 Caetano MLP, Bertolde FZ, Souza VL (2016) Análise etnobotânica do babaçu no município
 446 de Tapiramatá, BA. Anais /Resumos da 68^a Reunião Anual da SBPC. Porto Seguro/Sociedade
 447 Brasileira para o Progresso da Ciência/São Paulo

448 Cannon, A. J., 2020. Reductions in daily continental-scale atmospheric circulation biases
 449 between generations of global climate models: CMIP5 to CMIP6. Environmental Research
 450 Letters. 15:064006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7e4f>

451 Carrazza, LR; Silva ML; Ávila JCC (2012) Manual Tecnológico de Aproveitamento Integral
 452 do Fruto do Babaçu. Instituto Sociedade, População e Natureza, Brasília: Distrito Federal.

453 Chuine I. (2010) Why does phenology drive species distribution? Phil. Trans. R. Soc. B. 365:
 454 3149–3160. doi:[10.1098/rstb.2010.0142](https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0142)

455 CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento (2019) Boletim da Sociobiodiversidade.
 456 Companhia Nacional de Abastecimento, Brasília, DF, v.3, n.4:1-66

457 CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento (2022a) Boletim da Sociobiodiversidade,
 458 Brasília, DF, v.6, n. v. 6, n.3:1-77, dezembro de 2022

459 CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento (2022b) Boletim da Sociobiodiversidade,
 460 Brasília, Brasília, DF, v. 6, n.1:1-36, março de 2022

461 Elith J (2000) Quantitative Methods for Modeling Species Habitat: Comparative Performance
 462 and an Application to Australian Plants. In: Ferson, S, Burgman (ed) Quantitative Methods
 463 for Conservation Biology, Springer, New York, NY, pp 39–58.

464 ESRI, 2019. ArcMap Desktop (Version 10.8), Redlands, California, EUA.

465 Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for
 466 global land areas. International Journal of Climatology 37:4302–4315. doi:[10.1002/joc.5086](https://doi.org/10.1002/joc.5086)

467 Gabriel TP (2012) Análise do beneficiamento do coco babaçu na comunidade de Cocho de
 468 Dentro em Jacobina – BA. Dissertation, Universidade do Estado da Bahia

469 Glassman SE (1999) A taxonomic treatment of the palm subtribe Attaleinae (tribe Cocoeae).
 470 Illinois Biological Monographs, University of Illinois Press

471 González-Pérez SE, Coelho-Ferreira M, Robert P, Garcés CLL (2012) Conhecimento e usos
 472 do babaçu (*Attalea speciosa* Mart. e *Attalea eichleri* (Drude) A. J. Hend.) entre os
 473 Mebêngôkre-Kayapó da Terra Indígena Las Casas, estado do Pará, Brasil. Acta Botanica
 474 Brasilica 26(2): 295–308. doi:[10.1590/s0102-33062012000200007](https://doi.org/10.1590/s0102-33062012000200007)

475 IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2023a) Malha Municipal Digital e
 476 Áreas Territoriais da Divisão Político-Administrativa Brasileira 2022. IBGE:Rio de Janeiro.
 477 <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?edicao=36516>. Accessed 1 July 2023

479 IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2023b) Produção da Extração Vegetal
 480 e da Silvicultura 2023. Sistema IBGE de Recuperação Automática. Instituto Brasileiro de
 481 Geografia e Estatística. <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pevs/quadros/brasil/2023>. Accessed
 482 22 June 2023

483 IPCC (2023) Sections. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working
 484 Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate

485 Change [Core Writing Team, H. Lee, J. Romero (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp 35–
 486 115. doi:[10.59327/IPCC/AR6-9789291691647](https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647)

487 Jump AS, Peñuelas J (2005) Running to stand still: adaptation and the response of plants to
 488 rapid climate change. *Ecol Lett* 8:1010–1020. doi:[10.1111/j.1461-0248.2005.00796.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00796.x)

489 Lima BAO, Rodrigues PMS, Silva JO (2025) Effects of land use and management on the
 490 structure and recruitment of an endemic palm tree (*Attalea pindobassu* Bondar) from the
 491 Brazilian semi-arid. *Journal for Nature Conservation* 84:126830.
 492 doi:[10.1016/j.jnc.2025.126830](https://doi.org/10.1016/j.jnc.2025.126830)

493 Lorenzi H, Kahn F, Noblick LR, Ferreira E (2010) Flora Brasileira: Arecaceae (Palmeiras).
 494 Nova Odessa, SP: Editora Plantarum

495 Marengo JA, Torres RR, Alves LM (2017) Drought in Northeast Brazil—past, present, and
 496 future. *Theoretical and Applied Climatology* 129:1189–1200. doi:[10.1007/s00704-016-1840-8](https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8)

498 Menezes, IS, Rocha DSB, Voeks R, Couto-Santos, APL, Funch LS (2023) Conservation
 499 challenges to the useful neotropical palm Babaçu (*Attalea pindobassu* Bondar) in the face of
 500 climate change. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 302:152262.
 501 doi:[10.1016/j.flora.2023.152262](https://doi.org/10.1016/j.flora.2023.152262).

502 Menezes, IS, Rocha DSB, Voeks R, Couto-Santos, APL, Funch LS (2024) Flowering and
 503 Fruiting Calendar of Babaçu (*Attalea pindobassu*): Agreement Between Local Ecological
 504 Knowledge and Phenological Monitoring in the Chapada Diamantina, Northeast Brazil. *Econ
 505 Bot.* doi:[10.1007/s12231-024-09613-1](https://doi.org/10.1007/s12231-024-09613-1)

506 Milesi JP, Ledru P, Marcoux E, Mougeot R, Johan V et al (2002) The Jacobina
 507 Paleoproterozoic gold-bearing conglomerates, Bahia, Brazil: A “hydrothermal shear-
 508 reservoir” model. *Ore Geol. Rev.* 19:95–136. doi:[10.1016/S0169-1368\(01\)00038-5](https://doi.org/10.1016/S0169-1368(01)00038-5).

509 Moran EV, Alexander JM (2014) Evolutionary responses to global change: lessons from
 510 invasive species. *Ecol Lett* 17:637–649. doi:[10.1111/ele.12262](https://doi.org/10.1111/ele.12262)

511 Moro MF, Amorim VO, Queiroz LP, Costa LRF, Maia RP et al (2024) Biogeographical
 512 Districts of the Caatinga Dominion: A Proposal Based on Geomorphology and Endemism.
 513 *The Botanical Review* 90:376–429. doi:[10.1007/s12229-024-09304-5](https://doi.org/10.1007/s12229-024-09304-5).

514 Muluneh MG (2021) Impact of climate change on biodiversity and food security: a global
 515 perspective—a review article. *Agriculture and Food Security* 10:36. doi:[10.1186/s40066-021-00318-5](https://doi.org/10.1186/s40066-021-00318-5)

517 Nabout JC, Oliveira G, Magalhães MR, Terribile LC, Almeida FAZ (2011) Global Climate
 518 Change and the Production of “Pequi” Fruits (*Caryocar brasiliense*) in the Brazilian Cerrado.
 519 *Natureza & Conservação, Brazilian Journal of Nature Conservatio* 9:55–60.
 520 doi:[10.4322/natcon.2011.006](https://doi.org/10.4322/natcon.2011.006)

521 Nabout JC, Caetano JM, Ferreira RB, Teixeira IR, Alves SMF (2012) Using correlative,
 522 mechanistic and hybrid niche models to predict the productivity and impact of global climate
 523 change on maize crop in Brazil. *Natureza & Conservação* 10:177–183.
 524 doi:[10.4322/natcon.2012.034](https://doi.org/10.4322/natcon.2012.034)

525 Nabout JC, Magalhães MR, Gomes MAA, Cunha HF (2016) The Impact of Global Climate
 526 Change on the Geographic Distribution and Sustainable Harvest of *Hancornia speciosa*
 527 Gomes (Apocynaceae) in Brazil. *Environmental Management* 57:814–821.
 528 doi:[10.1007/s00267-016-0659-5](https://doi.org/10.1007/s00267-016-0659-5)

529 Naimi B, Araújo MB (2016) Sdm: A reproducible and extensible R platform for species
 530 distribution modelling. *Ecography* 39:368–375. doi:[10.1111/ecog.01881](https://doi.org/10.1111/ecog.01881)

531 Noblick L, (1991) Indigenous palms of the state of Bahia, Brazil. PhD Dissertation. The
 532 University of Illinois, Chicago

533 Ohlemüller R, Anderson BJ, Araújo MB, Butchart SHM, Kudrna O et al (2008) The
 534 coincidence of climatic and species rarity: high risk to small-range species from climate
 535 change. *Biol Lett* 4:568. doi:[10.1098/rsbl.2008.0097](https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0097)

536 Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P et al (2018). Vegan:
 537 Community Ecology Package. R package. version 2.5–2. [https://CRAN.R-
 538 project.org/package=vegan](https://CRAN.R-project.org/package=vegan)

539 Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martínez-Meyer E et al (2011)
 540 Ecological Niche and Geographical Distributions. Princeton University Press, New Jersey

541 Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species
 542 geographic distributions, *Ecol. Modell.* 90:231–259. doi:[10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026)

543 Porro R (2019) A economia invisível do babaçu e sua importância para meios de vida em
 544 comunidades agroextrativistas. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Hum* 14:169–188.
 545 doi:<https://doi.org/10.1590/1981>

546 Powell B, Bhatt ID, Mucioki M, Rana S, Rawat S, Kerr RB (2023) The need to include wild
 547 foods in climate change adaptation strategies. *Current Opinion in Environmental
 548 Sustainability* 63:101302. doi:[10.1016/j.cosust.2023.101302](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2023.101302)

549 R Core Team (2024) R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R
 550 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

551 Rabelo-Costa T, Gomes PWP, Rocha BO, Cruz IL, Alves RS et al (2022) The fate of
 552 Holoregmia, a monospecific genus endemic to the Brazilian Caatinga, under different future
 553 climate scenarios. *Plant Ecology and Evolution* 155: 261–274. doi:[10.5091/plecevo.90511](https://doi.org/10.5091/plecevo.90511)

554 Sampaio, AR (2001) Introdução. In: Sampaio AR, Santos RA, Rocha AJD, Guimarães JT (ed)
 555 Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil - PLGB. Jacobina – Folha SC.24-Y-
 556 C, Estado da Bahia. Escala 1:250.000. Brasília:CPRM/DIEDIG/DEPAT, pp 1–6

557 Santos IAM, Dias DLC, Leite KRB, Silva MS, Silva LB (2019a) Aproveitamento de resíduos
 558 em *Attalea pindobassu* Bondar (Arecaceae) através da análise micrométrica das fibras do
 559 fruto e da folha. In: Santos FAR, Carneiro CE (ed) Pindorama. Teresina: EDUFPI, pp 24–30

560 Santos IAM, Dias DLC, Silva MS, Silva LB, Leite KRB (2019b) O gênero *Attalea* na Bahia:
 561 diversidade, utilização e potencialidade In: Santos FAR, Carneiro CE (ed) Pindorama.
 562 Teresina: EDUFPI, pp 19–23

563 Santos NP (2017) Relações socioespaciais: urbanidades no rural na comunidade de coxo de
 564 dentro em Jacobina – BA. Dissertation, Universidade do Estado da Bahia

565 Sena JVR, Medeiros MAO, Pereira AT (2017) Ascensão social da mulher jacobinense: de
 566 quebradeiras de coco babaçu a empreendedoras. V Seminário Internacional Enlaçando
 567 Sexualidades

568 Sillero N, Arenas-Castro S, Enriquez-Urzelai U, Vale CG, Sousa-Guedes D et al (2021) Want
 569 to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling.
 570 *Ecological Modelling* 456:109671. doi:[10.1016/j.ecolmodel.2021.109671](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109671)

571 Silva ASS, Arnan X, Medeiros PM (2024) Climate change may alter the availability of wild
572 food plants in the Brazilian semiarid. *Regional Environmental Change* 24:86.
573 doi:[10.1007/s10113-024-02250-3](https://doi.org/10.1007/s10113-024-02250-3)

574 Silva JMC, Barbosa LCF, Leal IR, Tabarelli M (2017) The Caatinga: Understanding
575 the Challenges. In: Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M (ed), *Caatinga: The Largest Tropical Dry*
576 *Forest Region in South America*. Springer International Publishing pp 3–19.

577 Silva JLS, Cruz-Neto O, Peres CA, Tabarelli M, Lopes AV (2019) Climate change will
578 reduce suitable Caatinga dry forest habitat for endemic plants with disproportionate impacts
579 on specialized reproductive strategies. *PLoS ONE* 14:e0217028.
580 doi:[10.1371/journal.pone.0217028](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217028)

581 Smith E, Ahmed S, Dupuis V, Crane MR, Eggers M et al (2019) Contribution of wild foods to
582 diet, food security, and cultural values amidst climate change. *Journal of Agriculture, Food*
583 *Systems, and Community Development* 9:191–214. doi:[10.5304/jafscd.2019.09B.011](https://doi.org/10.5304/jafscd.2019.09B.011)

584 Simões SS, Zappi D, Costa GM, Oliveira G, Aona LYS (2020) Spatial niche modelling of
585 five endemic cacti from the Brazilian Caatinga: Past, present and future. *Austral Ecology*
586 45:35–47. doi:[10.1111/aec.12825](https://doi.org/10.1111/aec.12825)

587 Teixeira LP, Lughadha EN, Silva, MVC, Moro MF (2021) How much of the Caatinga is
588 legally protected? An analysis of temporal and geographical coverage of protected areas in the
589 Brazilian semiarid region. *Acta Botanica Brasilica* 35:473–485. doi:[10.1590/0102-33062020ABB0492](https://doi.org/10.1590/0102-33062020ABB0492)

591 Torres RR, Lapola DM, Marengo J, Lombardo MA (2012) Socio-climatic hotspots in Brazil.
592 *Climatic Change* 115:597–609. doi:[10.1007/s10584-012-0461-1](https://doi.org/10.1007/s10584-012-0461-1)

593 Torres RR, Lapola DM, Gamarra NLR (2017) Future Climate Change in the Caatinga. In:
594 Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M (ed), *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in*
595 *South America*. Springer International Publishing pp 383–412

596 Vaz UL, Nabout JC (2016) Using ecological niche models to predict the impact of global
597 climate change on the geographical distribution and productivity of *Euterpe oleracea* Mart.
598 (Arecaceae) in the Amazon. *Acta Botanica Brasilica* 30:290–295. doi:[10.1590/0102-33062016abb0036](https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0036)

600 Vieira RMSP, Tomasella J, Alvalá RCS, Sestini MF, Affonso AG et al (2015) Identifying
601 areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. *Solid Earth* 6:347–360.
602 doi:[10.5194/se-6-347-2015](https://doi.org/10.5194/se-6-347-2015)

ANEXO 1

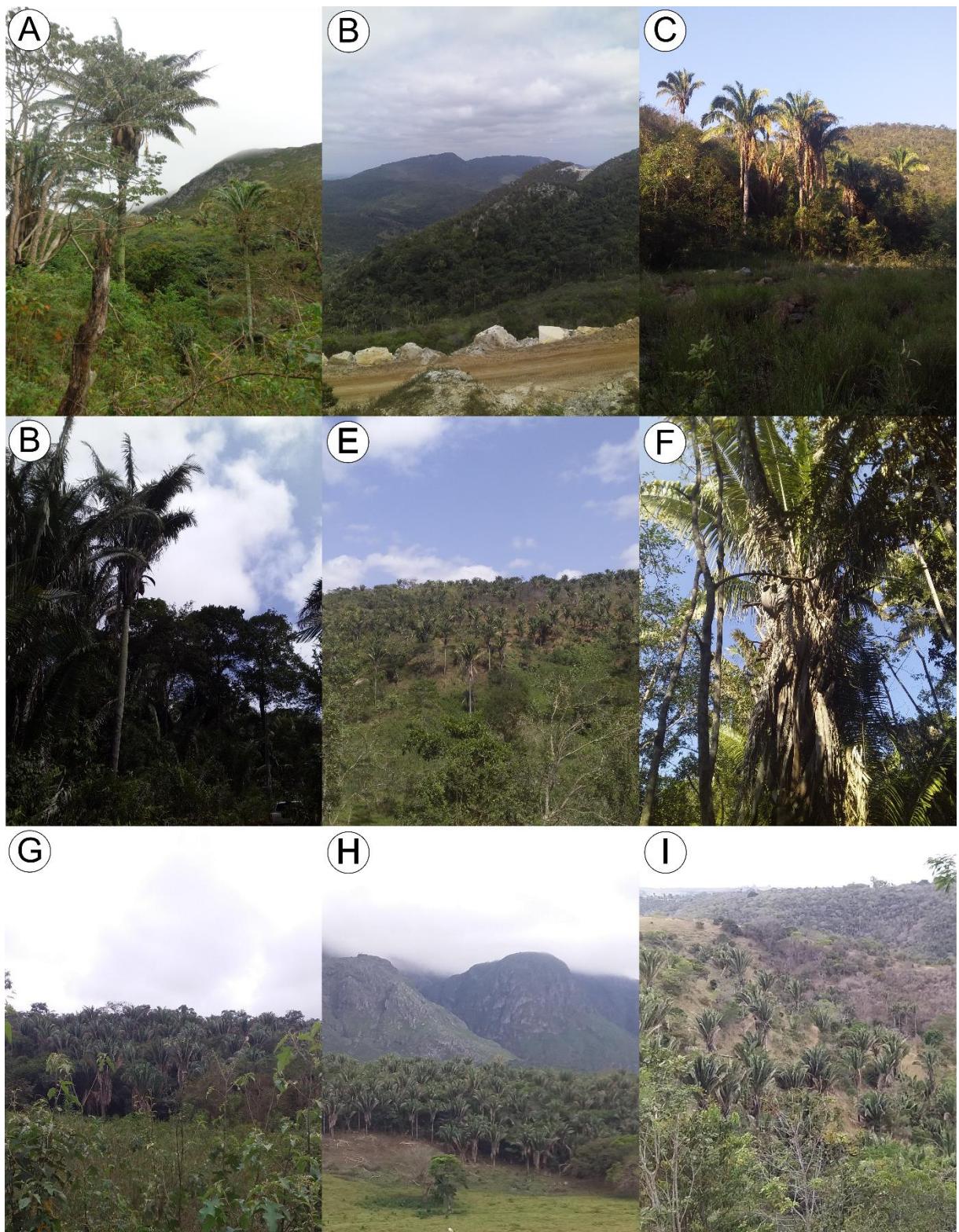


Figura S1. Ocorrências da palmeira *Attalea pindobassu* (Bondar) em municípios do estado da Bahia. a) Antônio Gonçalves (lat -10.589353, long -40.351476); b) Pindobaçu (lat -10.712372, long -40.427461); c) Saúde (lat -11.007085, long -40.445616); d) Caém (lat -11.111749, long -40.455646); e) Caém (lat -11.118767, long -40.441179); f) Mirangaba (lat -40.476914, long -40.476914); g) Jacobina (lat -11.264283, long -40.465265); h) Miguel Calmon (lat -11.408551, long -40.500294); i) Tapiramatá (lat -11.868644, long -40.777528). Direitos das imagens: Beatriz H. S. Oliveira.

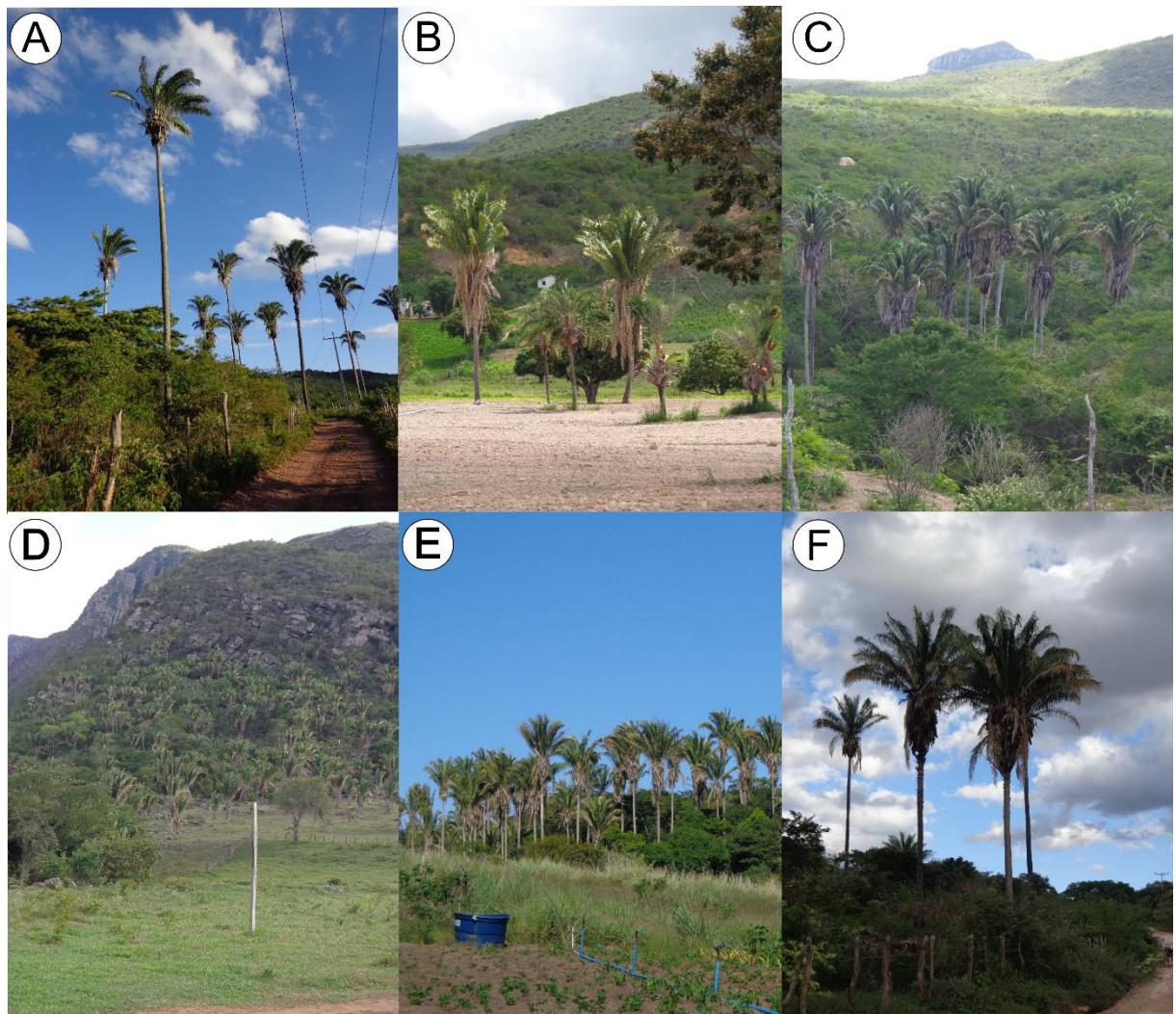


Figura S2. Ocorrências da palmeira *Attalea seabrensis* (Glassman) em municípios do estado da Bahia. A) Palmeiras (lat -12.555255, long -41.630437); B) Seabra (lat -12.552924, long -41.721333); C) Palmeiras (lat -12.656801, long -41.626593); D) Piatã (lat -13.128326, long -41.757301); E) Boninal (lat -12.749318, long -41962577); F) Brotas de Macaúbas (lat -12.216892, long -42.271333). Direitos das imagens: Beatriz H. S. Oliveira.

Tabela S1. Coordenadas geográficas dos registros de ocorrência de *A. pindobassu* e *A. seabrensis*.

	Espécies	longitude	latitude	Estado	Município	Fonte	Data da coleta
1	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.351476	-10.589353	Bahia	Antônio Gonçalves	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	18/08/2023
2	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.439813	-10.649784	Bahia	Antônio Gonçalves	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	01/09/2023
3	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.352078	-10.635875	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
4	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.377621	-10.697949	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
5	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.381139	-10.755063	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
6	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.427671	-10.764524	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
7	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.459027	-10.722114	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
8	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.412588	-10.869187	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
9	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.400796	-10.921434	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
10	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.432369	-10.972714	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
11	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.373744	-10.978462	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
12	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.444566	-11.063281	Bahia	Caém	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
13	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.455646	-11.111749	Bahia	Caém	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
14	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.425678	-11.162025	Bahia	Caém	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
15	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.564028	-10.973717	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
16	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.512119	-11.000799	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
17	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.504788	-10.952555	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
18	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.467036	-10.870754	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
19	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.507491	-11.092656	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
20	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.475103	-11.166375	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
21	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.473607	-11.211862	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
22	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.463301	-11.267031	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
23	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.465169	-11.314967	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
24	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.349998	-11.262733	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
25	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.356203	-11.312496	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
26	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.494159	-11.407497	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023

27	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.428003	-11.471593	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
28	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.444677	-11.540805	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
29	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.519288	-11.456741	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
30	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.462654	-11.60043	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
31	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.432342	-11.414706	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
32	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.723948	-11.787833	Bahia	Piritiba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
33	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.848056	-11.860463	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
34	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.840134	-11.914933	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
35	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.809625	-11.939687	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
36	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.75663	-11.917187	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
37	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.724382	-11.840723	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
38	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.781695	-11.823296	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
39	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.928019	-11.901431	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	15/01/2024
40	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-41.059139	-12.020821	Bahia	Utinga	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	15/01/2024
1	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.573423	-12.516156	Bahia	Palmeiras	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	15/01/2024
2	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.627634	-12.550064	Bahia	Palmeiras	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	15/01/2024
3	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.642395	-12.605366	Bahia	Palmeiras	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
4	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.62614	-12.655395	Bahia	Palmeiras	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
5	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.573204	-12.710236	Bahia	Palmeiras	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
6	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.633129	-12.775977	Bahia	Mucugê	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
7	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.721321	-12.5533	Bahia	Seabra	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
8	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.690082	-12.616363	Bahia	Seabra	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
9	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.88559	-12.391739	Bahia	Seabra	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
10	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.766015	-12.300741	Bahia	Seabra	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
11	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.833862	-12.277035	Bahia	Seabra	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
12	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.660416	-12.841357	Bahia	Boninal	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
13	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.706801	-12.856342	Bahia	Boninal	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	16/01/2024
14	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-41.959065	-12.749539	Bahia	Boninal	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
15	<i>Attalea seabrensis</i> Glassman	-42.040968	-12.61926	Bahia	Ibitiara	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024

16	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-41.813292	-12.839755	Bahia	Piatã	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
17	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-41.839614	-12.945752	Bahia	Piatã	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
18	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-41.700558	-13.080731	Bahia	Piatã	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
19	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-41.757301	-13.128326	Bahia	Piatã	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
20	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-41.661028	-13.133643	Bahia	Piatã	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
21	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-42.060154	-12.241281	Bahia	Barra de Mendes	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
22	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-42.09681	-12.076466	Bahia	Barra de Mendes	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
23	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-42.183809	-12.168924	Bahia	Brotas de Macaúbas	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
24	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-42.271333	-12.216892	Bahia	Brotas de Macaúbas	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024
25	<i>Attalea sebrensis</i> Glassman	-42.176725	-12.110367	Bahia	Brotas de Macaúbas	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	17/01/2024

Tabela S2. Variáveis retidas para cada espécie através da análise do fator de inflação da variância (VIF).

<i>Attalea pindobassu</i>		<i>Attalea sebrensis</i>	
Código	VIF	Código	VIF
Aspect	1.528824	Bio04	4.518224
Bio03	2.984694	Bio07	4.960425
Bio07	2.933007	Bio09	2.111441
Bio13	3.145316	Bio13	8.646546
Bio14	4.405178	Bio18	4.818862
Cec	2.827811	Cec	5.041370
Clay	1.992008	Clay	4.591610
Elevation	2.284143	phh2o	7.034490
Nitrogen	5.665615	Sand	3.586387
phh2o	5.254515	Slope	4.077630
Sand	2.465173	-	-
Slope	2.548436	-	-
Soc	6.670985	-	-

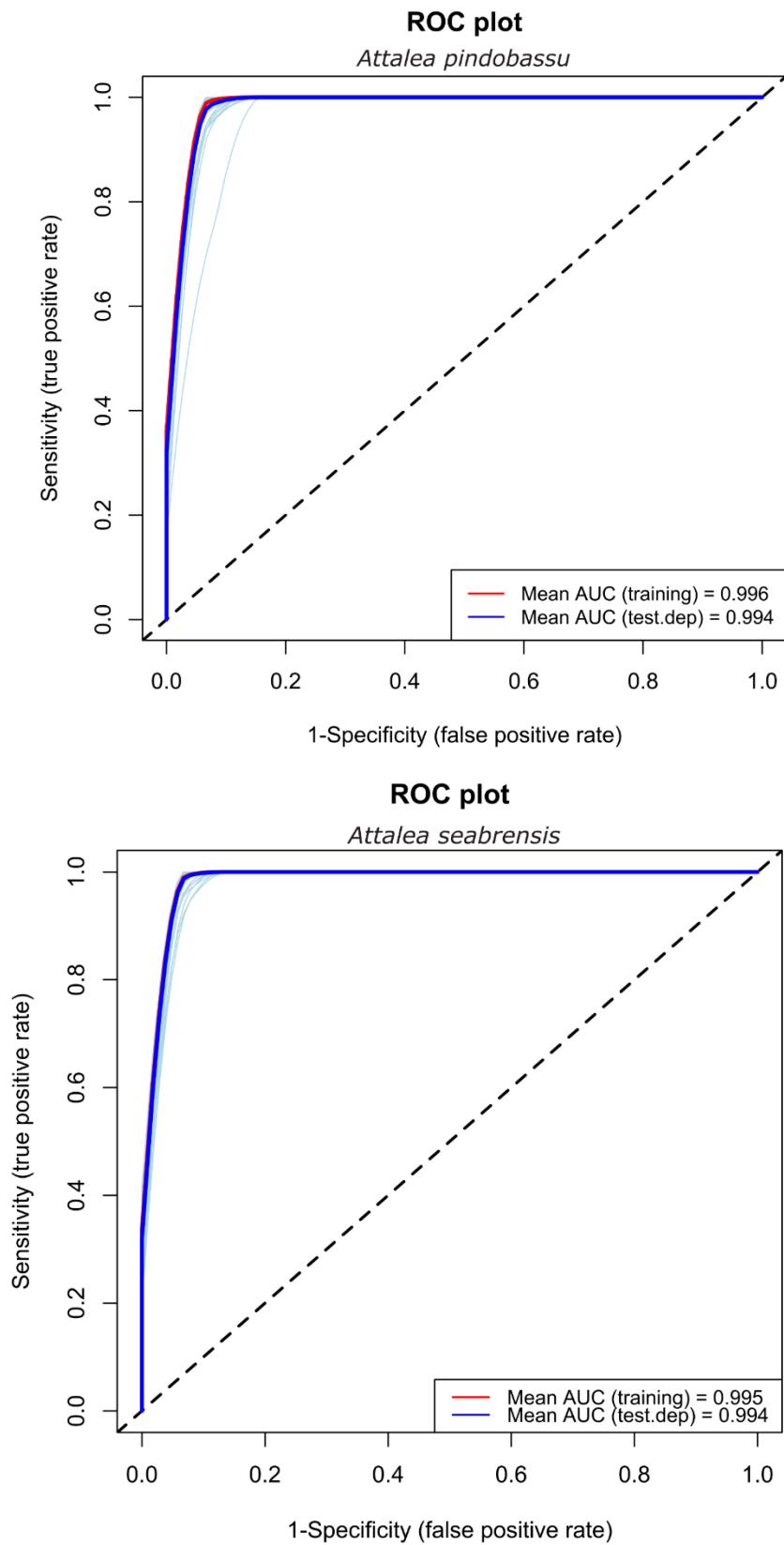


Figura S3. Curva de Característica Operacional do Receptor (ROC).

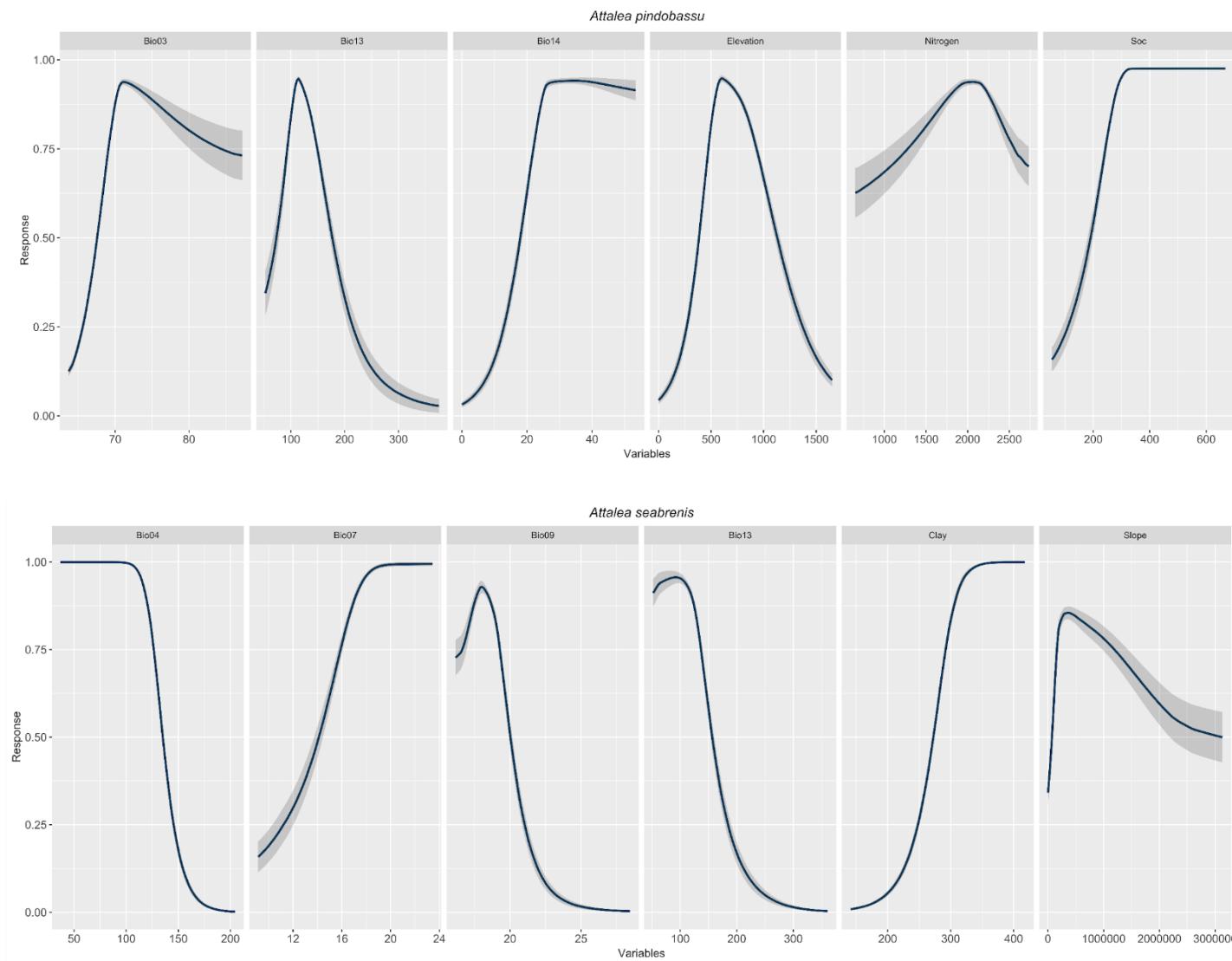


Figura S4. Curvas de resposta dos seis preditores ambientais utilizados nos modelos de nicho ecológico de *A. pindobassu* e *A. seabrensis*.

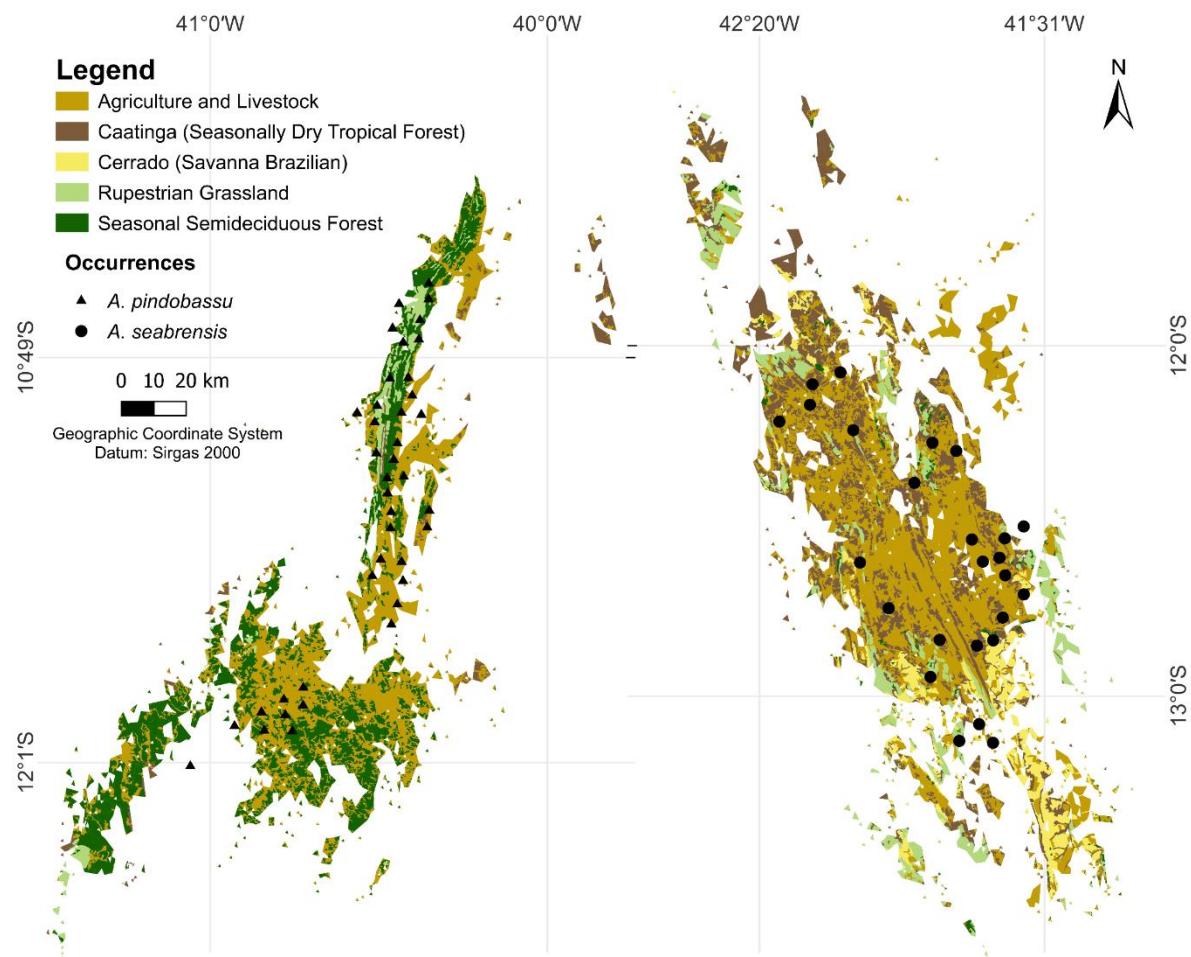


Figura S5. Cobertura vegetal presente nas áreas adequadas projetadas para *A. pindobassu* e *A. seabrensis*.

ANEXO 2

Tabela S1. Produção de amêndoas de babaçu (em toneladas) dos municípios do centro-norte da Bahia, nordeste do Brasil. Fonte: IBGE (2023b).

Municípios	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Caém	50	47	48	46	47	39	41	43	42	46	43	40	42	41	40	37
Jacobina	10	10	10	9	9	9	9	10	11	15	14	14	12	11	11	10
Miguel Calmon	29	27	28	27	27	25	25	26	25	28	27	25	26	24	25	21
Mirangaba	32	30	30	29	30	28	28	29	28	32	30	30	28	27	28	23
Pindobaçu	34	33	23	20	20	17	14	14	12	13	9	7	6	5	4	3
Saúde	58	59	59	48	49	53	56	58	60	60	59	56	55	53	55	50
Várzea do Poço	6	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	7	7	6	7	6

Tabela S2. Área territorial dos municípios do centro-norte da Bahia, nordeste do Brasil. Fonte: IBGE (2023a).

Municípios	Área (Km ²)
Caém	540,908
Jacobina	2.192,905
Miguel Calmon	1.599,672
Mirangaba	1.751,778
Pindobaçu	495,845
Saúde	509,098
Várzea do Poço	206,478

Tabela S3. Coordenadas geográficas dos registros de ocorrência de *Attalea pindobassu*.

	Espécies	longitude	latitude	Estado	Município	Fonte	Data da coleta
1	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.351476	-10.589353	Bahia	Antônio Gonçalves	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	18/08/2023
2	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.439813	-10.649784	Bahia	Antônio Gonçalves	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	01/09/2023
3	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.352078	-10.635875	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
4	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.377621	-10.697949	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
5	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.381139	-10.755063	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023

6	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.427671	-10.764524	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
7	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.459027	-10.722114	Bahia	Pindobaçu	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
8	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.412588	-10.869187	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
9	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.400796	-10.921434	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
10	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.432369	-10.972714	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
11	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.373744	-10.978462	Bahia	Saúde	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	29/08/2023
12	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.444566	-11.063281	Bahia	Caém	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
13	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.455646	-11.111749	Bahia	Caém	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
14	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.425678	-11.162025	Bahia	Caém	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
15	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.564028	-10.973717	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
16	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.512119	-11.000799	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
17	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.504788	-10.952555	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
18	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.467036	-10.870754	Bahia	Mirangaba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	30/08/2023
19	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.507491	-11.092656	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
20	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.475103	-11.166375	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
21	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.473607	-11.211862	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
22	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.463301	-11.267031	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
23	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.465169	-11.314967	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
24	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.349998	-11.262733	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
25	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.356203	-11.312496	Bahia	Jacobina	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
26	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.494159	-11.407497	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
27	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.428003	-11.471593	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
28	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.444677	-11.540805	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	31/08/2023
29	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.519288	-11.456741	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
30	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.462654	-11.60043	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
31	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.432342	-11.414706	Bahia	Miguel Calmon	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	07/11/2023
32	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.723948	-11.787833	Bahia	Piritiba	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
33	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.848056	-11.860463	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
34	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.840134	-11.914933	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023

35	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.809625	-11.939687	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
36	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.75663	-11.917187	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
37	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.724382	-11.840723	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
38	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.781695	-11.823296	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	08/11/2023
39	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-40.928019	-11.901431	Bahia	Tapiramutá	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	15/01/2024
40	<i>Attalea pindobassu</i> Bondar	-41.059139	-12.020821	Bahia	Utinga	Coleta de campo (Beatriz Oliveira)	15/01/2024

Tabela S4. Variáveis bioclimáticas retidas para modelagem de nicho ecológico de *A. pindobassu* pela análise do fator de inflação da variância (VIF).

Variáveis	VIF
Bio03	1.737581
Bio04	6.117324
Bio07	2.080181
Bio09	2.939961
Bio13	3.008500
Bio14	4.027417

Tabela S5. Produtividade de amêndoas de babaçu e adequabilidade média dos municípios do centro-norte da Bahia, nordeste do Brasil.

Municípios	Produtividade Média (kg/km ²)	Adequabilidade Climática (média)
Caém	79.95	0.59
Jacobina	4.95	0.31
Miguel Calmon	16.21	0.24
Mirangaba	16.48	0.15
Pindobaçu	29.49	0.46
Saúde	109.01	0.68
Várzea do poço	31.17	0.42

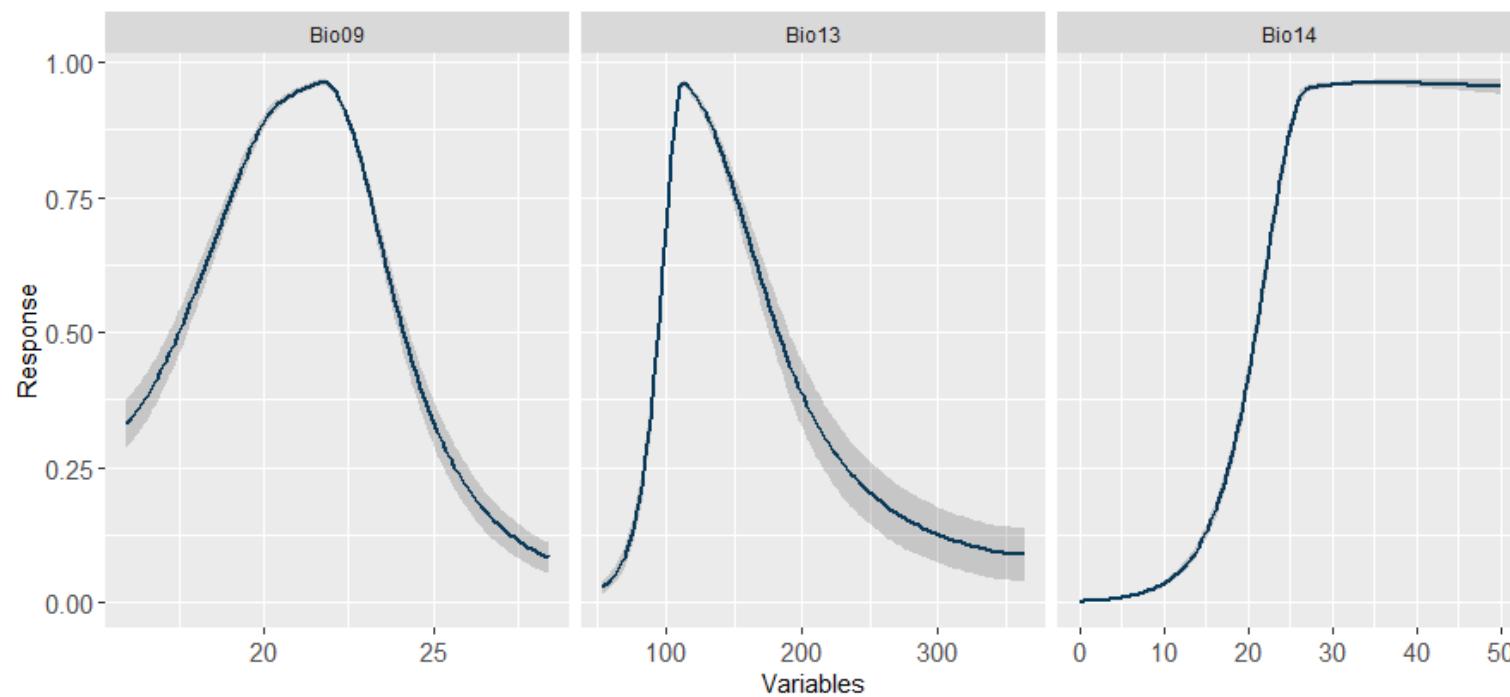


Figura S1. Curvas de resposta para *Attalea pindobassu* em relação às variáveis bioclimáticas mais influentes. As curvas ilustram os intervalos de condições climáticas mais favoráveis para a ocorrência da espécie.