



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS NATURAIS



Daniel Oliveira Reis

**Efeito das mudanças climáticas, no uso da terra e das invasões biológicas na
distribuição de duas espécies de árvores da Caatinga**

Itabaiana – SE

2024

Daniel Oliveira Reis

**Efeito das mudanças climáticas, no uso da terra e das invasões biológicas na
distribuição de duas espécies de árvores da Caatinga**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Naturais da Universidade Federal de Sergipe,
como requisito necessário para a obtenção do
título de Mestre em Ciências Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Juliano Ricardo
Fabricante

Itabaiana – SE

2024

Dados de Catalogação na Publicação (CIP)

R375e Reis, Daniel Oliveira.
 Efeito das mudanças climáticas, no uso da terra e das invasões
biológicas na distribuição de duas espécies de árvores da Caatinga
[manuscrito] / Daniel Oliveira Reis. – Itabaiana, 2024.
 90 f. : il.

 Orientador: Dr. Juliano Ricardo Fabricante.
 Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) – Universidade
Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais,
2024.

 1. Espécies nativas - Vegetação. 2. Caatinga. 3. Mudanças
climáticas. 4. Antropização. 5. Floresta Tropical Sazonalmente Seca. I.
Fabricante, Juliano Ricardo, orientador. II. Título.

 CDU 581.96:551.583
 CDD 918.13 577.309 13

**Ficha elaborada pela bibliotecária documentalista Joyce Dayse de Oliveira
Santos (CRB-5/SE-002005)**

FOLHA DE APROVAÇÃO

Efeito das mudanças climáticas, no uso da terra e das invasões biológicas na distribuição de duas espécies de árvores da Caatinga

Daniel Oliveira Reis

APROVADA pela banca examinadora composta por:

Prof. Dr. Juliano Ricardo Fabricante

Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais

Universidade Federal de Sergipe

Profa. Dra. Larissa Monteiro Rafael

Universidade Federal de Sergipe

Prof. Dr. Randson Modesto Coêlho da Paixão

Universidade Estadual do Maranhão

Itabaiana – SE

2024

A todos que contribuíram para meu crescimento profissional e pessoal.

Dedico

“O sonho das pessoas não tem fim!”

Marshall D. Teach

Agradecimentos

Embora possa parecer clichê iniciar esta parte da dissertação agradecendo a Deus, é fundamental. Afinal, sem Ele, certamente não estaria aqui. Agradeço por me guiar e proporcionar forças para continuar, mesmo nas ocasiões em que falhei, ou quando o “vale da sombra” parecia muito assustador.

O nome que não pode faltar nesses agradecimentos é o do meu Orientador, Prof. Juliano Ricardo Fabricante. Sem ele essa dissertação nunca teria ido pra frente, literalmente. Além das correções sem fim, foram incontáveis as vezes que eu corria pra ele desesperado com uma questão que na minha cabeça parecia impossível de ser resolvida, pensando até em desistir do tema da dissertação, mas ele me dava uma resposta calma e tudo voltava a fazer sentido. Também agradeço ao meu coorientador, Victor Leandro Silva que esteve de prontidão para me ajudar, mesmo eu mandando textos enormes nos momentos mais inoportunos possíveis.

Esse trecho dedico ao grande amor da minha vida, Lara Fabian. Posso dizer, sem sombra de dúvidas, que ela foi o melhor presente que a graduação poderia ter me dado. Essa mulher estava presente em todas as etapas da escrita dessa dissertação, sempre me apoiando. Ela foi a responsável por muitas vezes centrar minha mente quando eu parecia vagar a esmo, achando que nada fazia sentido.

Também agradeço a minha mãe, dona Jicelia, a mulher que me apoia nos estudos desde que eu estava no pré-escolar. Muito obrigado por sempre me incentivar a continuar estudando e por sempre falar “Se não der dessa vez, tenta na próxima” quando as coisas não davam muito certo. O mesmo posso dizer do meu pai, José, que sempre está acompanhando minhas vitórias e dando apoio nas derrotas. Também agradeço a vó Darque, vó Maria, vô Pedro, todos os meus tios (são muitos kkkk), dona Geane e meu primo Lucas que já me salvou de vários problemas.

Deixo aqui também meu agradecimento a Universidade Federal de Sergipe (UFS), ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais (PPGCN) e a Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) que deram espaço e recursos para que essa dissertação pudesse ser iniciada e concluída.

Diego, Josias, Israel, Vinicius, Hiago, Rony, Thieres e Annny são alguns dos amigos que não posso deixar de agradecer. Alguns me ajudam desde a graduação, outros desde antes do Ensino Fundamental. Obrigado por tudo!

Finalizo agradecendo a todos os membros do Laboratório de Ecologia e Conservação da Biodiversidade (LECoB). Muito obrigado por assistirem as apresentações dessa dissertação e pelo constante apoio no desenvolvimento de novos estudos.

RESUMO

As mudanças no uso da terra, as invasões biológicas e as mudanças climáticas são consideradas as principais ameaças a conservação da biodiversidade do planeta. Desta forma, o presente estudo buscou compreender como a distribuição de duas espécies nativas de árvores da Caatinga podem ser afetadas pelo efeito sinérgico desses fatores. Para isso foram escolhidas as espécies nativas *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. e *Schinopsis brasiliensis* Engl. e as exóticas invasoras *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit e *Prosopis* spp. Inicialmente foram obtidos pontos georreferenciados dessas espécies em diferentes bases de dados online. Após um processo de adequação, esses pontos foram correlacionados com variáveis climáticas através dos algoritmos GAM, Maxent, RF e GBM para elaboração de modelos de distribuição atuais e futuros. Os modelos das espécies nativas e exóticas invasoras foram binarizados mediante o valor que maximizasse o TSS e depois somados em pares de mesmo período e cenário para que fosse possível calcular a área onde as espécies nativas e exóticas invasoras possam coocorrer (sobreposição) na Caatinga. Ademais, foram obtidas projeções de uso e cobertura da terra para que fosse possível quantificar a antropização no presente e futuro dentro das áreas sobrepostas entre as espécies. No presente, *S. brasiliensis* apresentou uma área adequada de 702.176 km² e nas projeções futuras foi possível observar reduções em todos os períodos avaliados, principalmente em 2081-2100, chegando a 467.927 km². Já *A. cearensis*, apesar de sofrer uma pequena contração em sua área adequada, manteve um valor constante de 862.941 km² de acordo com os modelos binários em todos os períodos e cenários avaliados. A porcentagem de antropização dentro das áreas adequadas foi maior em todos os cenários pessimista futuros em comparação com o presente. A área adequada sobreposta entre *S. brasiliensis* e *A. cearensis* e a espécie exótica invasoras *L. leucocephala* reduziram de 701.900 e 862.494 km² no presente para 236.603 e 421.231 km² no futuro, respectivamente. De maneira semelhante, a área de sobreposição entre *S. brasiliensis* e *Prosopis* spp. foi de 702.176 km² no presente para 467.927 km² no futuro. Já a sobreposição entre *A. cearensis* e *Prosopis* spp. manteve o valor de 862.941 km² em todos os períodos avaliados. Apesar dessa contração de grande parte das áreas sobrepostas, a tendência foi de aumento do percentual de antropização nos cenários pessimistas em relação ao período vigente. Assim, os modelos obtidos sugerem que as mudanças climáticas previstas para os próximos anos poderão diminuir a extensão de ocorrência das espécies nativas, principalmente de *S. brasiliensis*, e que o cenário apresentado poderá ser ainda pior devido a elevada sobreposição espacial entre as espécies nativas e exóticas invasoras em áreas com condições de conservação que favorecem *L. leucocephala* e *Prosopis* spp.

Palavras-chaves: Antropização; Exóticas invasoras; Alterações climáticas; Floresta Tropical Sazonalmente Seca.

ABSTRACT

Land-use changes, biological invasions, and climate change are considered the main threats to the conservation of the planet's biodiversity. Thus, this study aimed to understand how the distribution of two native tree species from the Caatinga may be affected by the synergistic effect of these factors. For this, the native species *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. and *Schinopsis brasiliensis* Engl. and the exotic invasives *Leucaena leucocephala* (Lam.) by Wit and *Prosopis* spp. were chosen. Initially, georeferenced points of these species were obtained from different online databases. After an adjustment process, these points were correlated with climatic variables using GAM, Maxent, RF, and GBM algorithms to create current and future distribution models. The models of native and invasive exotic species were binarized based on the value that maximized the TSS and then summed in pairs for the same period and scenario to calculate the area where native and invasive exotic species may co-occur (overlap) in the Caatinga. Additionally, projections of land use and land cover were obtained to quantify anthropization in the present and future within the overlapping areas between the species. Currently, *S. brasiliensis* has a suitable area of 702,176 km², and future projections show reductions in all evaluated periods, especially in 2081-2100, reaching 467,927 km². *A. cearensis*, despite experiencing a slight contraction in its suitable area, maintained a constant value of 862,941 km² according to binary models in all periods and scenarios evaluated. The percentage of anthropization within suitable areas was higher in all future pessimistic scenarios compared to the present. The suitable overlapping area between *S. brasiliensis* and *A. cearensis* and the invasive exotic species *L. leucocephala* decreased from 701,900 and 862,494 km² in the present to 236,603 and 421,231 km² in the future, respectively. Similarly, the overlapping area between *S. brasiliensis* and *Prosopis* spp. was 702,176 km² in the present to 467,927 km² in the future. The overlap between *A. cearensis* and *Prosopis* spp. maintained the value of 862,941 km² throughout the evaluated periods. Despite the contraction of much of the overlapping areas, the trend was an increase in the percentage of anthropization in pessimistic scenarios compared to the current period. Thus, the models obtained suggest that the predicted climate changes in the coming years may decrease the extent of occurrence of native species, especially *S. brasiliensis*, and the presented scenario could be even worse due to the high spatial overlap between native and invasive exotic species in conservation-favorable conditions for *L. leucocephala* and *Prosopis* spp.

Keywords: Anthropization; Invasive exotics; Climate change; Seasonal Tropical Dry Forest.

Lista de Figuras

Figura 1 - Diagrama Biótico-Abiótico-Movimento (BAM). O círculo A representa o espaço ambiental abiótico, sem levar em consideração as características bióticas. O círculo B é o espaço ambiental cujas interações bióticas que poderiam excluir a espécie não estão presentes. O círculo M representa um espaço ambiental livre de fatores que possam impedir a dispersão. A área de interseção entre os três círculos representa o nicho realizado (G0). Já G1 é a interseção entre os círculos A e B.	17
Figura 2 - Etapas e barreiras do processo de invasão biológica.	20
Figura 3 - Pontos de ocorrência das espécies estudadas e suas respectivas áreas de calibração.	25
Figura 4 - Modelos de adequabilidade da espécie <i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.	32
Figura 5 - Modelos de adequabilidade da espécie <i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm. na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.	34
Figura 6 - Modelos de adequabilidade da espécie <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.	35
Figura 7 - Modelos de adequabilidade da espécie <i>Prosopis</i> spp. na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.	37
Figura 8 - Dinâmica espacial de sobreposição entre <i>L. leucocephala</i> e <i>S. brasiliensis</i> e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).	45
Figura 9 - Dinâmica espacial de sobreposição entre <i>L. leucocephala</i> e <i>A. cearensis</i> e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).	47
Figura 10 - Dinâmica espacial de sobreposição entre <i>Prosopis</i> spp. e <i>S. brasiliensis</i> e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).	49
Figura 11 - Dinâmica espacial de sobreposição entre <i>Prosopis</i> spp. e <i>A. cearensis</i> e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).	51

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Variáveis climáticas utilizadas para confecção dos modelos de cada espécie.	27
Tabela 2 - Valores que maximizam o TSS (MaxTSS) utilizados como threshold para binarização dos modelos.	29
Tabela 3 - Valores de TSS e AUC dos modelos consensuais das espécies estudadas.	31
Tabela 4 - Valores de importância das variáveis utilizadas nos modelos das espécies estudadas.	31
Tabela 5 - Área adequada total das espécies estudadas na Caatinga para o presente e em diferentes projeções futuras e suas respectivas porcentagens de antropização.	41
Tabela 6 - Área adequada sobreposta entre as espécies nativas e exóticas invasoras estudadas na Caatinga para o presente e em diferentes projeções futuras e suas respectivas porcentagens de antropização.	43
Tabela 7 - Área adequada não sobreposta e suas respectivas porcentagens de antropização para o presente e em diferentes projeções futuras. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).	44

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo Geral	15
2.2	Objetivos Específicos	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	Nicho e Modelagem de Distribuição de Espécies	16
3.2	Invasão Biológica	19
4	METODOLOGIA	22
4.1	Área de estudo	22
4.2	Espécies estudadas	23
4.2.1	Espécies nativas	23
4.2.2	Espécies exóticas invasoras	25
4.3	Modelagem de Distribuição de Espécies	25
4.4	Dinâmica de sobreposição espacial	29
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5.1	Modelos de Distribuição de Espécies	31
5.2	Dinâmica de sobreposição espacial	40
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
	REFERÊNCIAS	58

1 INTRODUÇÃO

As mudanças no uso da terra são consideradas a principal causa de perda de biodiversidade nos ecossistemas terrestres (Díaz *et al.*, 2019a; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Newbold *et al.*, 2015), contribuindo expressivamente para redução da oferta de serviços ecossistêmicos (Fu *et al.*, 2015; Hasan *et al.*, 2020). Esse fenômeno é consequência direta, especialmente, da expansão das fronteiras agropecuárias (Díaz *et al.*, 2019b; Newbold *et al.*, 2015) e vem acarretando diversos problemas em todo planeta há centenas de anos (Ellis *et al.*, 2010; Hurtt *et al.*, 2006). Estimativas sinalizam que até 2100 as mudanças no uso da terra serão responsáveis pela redução de 3,4% da biodiversidade (Newbold *et al.*, 2015). Além de seus impactos negativos intrínsecos, as mudanças no uso da terra também facilitam outro grande problema ambiental: as Invasões Biológicas (IB) (Feng *et al.*, 2022; Manzoor *et al.*, 2021; Pauchard; Alaback, 2004; Vilà; Pujadas, 2001).

As IB ocorrem quando espécies não nativas conseguem se dispersar para locais além da área onde foram originalmente introduzidas, se estabelecendo e invadindo a nova região (Moro *et al.*, 2012; Richardson *et al.*, 2000). Esse processo pode causar diversos impactos ambientais como exclusão de espécies nativas, alteração da estrutura de comunidades e interferências no processo sucessão ecológica e na ciclagem de nutrientes (Andrade *et al.*, 2009; Oliveira-Costa; Souza, 2015; Santos; Calafate, 2018; Pujadas, 2001; Vitousek, 1992; Ziller; Zalba, 2007). As IB também causam grande impacto econômico (Zenni *et al.*, 2021). Nas últimas décadas estima-se que os prejuízos e gastos com IB foram de 70 bilhões de dólares no Brasil, sendo grande parte desse valor destinado ao reparo de danos (Adelino *et al.*, 2021; Heringer *et al.*, 2021).

Projeções demonstram que no futuro as IB podem se intensificar em diferentes regiões ao redor do mundo devido as mudanças climáticas (Bellard *et al.*, 2013; Mungi *et al.*, 2018), todavia os efeitos de tais alterações não se resumem a isso. O mais recente relatório do Painel Intergovernamental sobre as mudanças climáticas prevê um aumento na temperatura de 5,7 °C até o final do século (Masson-Delmotte *et al.*, 2023). Como resultado são previstas mudanças na composição das comunidades biológicas e na distribuição geográfica de inúmeras espécies em todo planeta (Araújo; Rahbek, 2006; Aitken *et al.*, 2008; Bellard *et al.*, 2012), o que deve intensificar o processo de extinção de diversos organismos (Malcolm *et al.*, 2006; Thomas *et al.*, 2004; Urban, 2015; Warren *et al.*, 2018). Ademais, essas alteração também podem ser intensificadas pela mudança no uso da terra (He *et al.*, 2019; IPCC, 2019; Jia *et al.*, 2022; Pielke *et al.*, 2002).

No Brasil, a Caatinga tem sido apontada como um dos biomas mais vulneráveis as mudanças climáticas (Santos *et al.*, 2014; Seddon *et al.*, 2016). Em decorrência disso, as expectativas de perdas funcionais e taxonômicas em comunidades biológicas (Moura *et al.*, 2023) na Caatinga se tornam ainda mais preocupante, considerando as mudanças históricas extremas que esse ecossistema já sofreu em função das mudanças no uso da terra pela ação antrópica (Menezes *et al.*, 2012; Overbeck *et al.*, 2015) e o número elevado de exóticas invasoras que foram inseridas em suas áreas (Almeida *et al.*, 2015; Pinto *et al.*, 2020). Apesar disso, até o momento da elaboração deste trabalho não foram encontrados estudos voltados a avaliar o efeito desses três fatores em conjunto sobre a distribuição de espécies nativas dessa região.

Nesse contexto, o presente estudo buscou compreender como a distribuição de duas árvores nativas da Caatinga respondem às mudanças climáticas e sua relação com a mudança no uso da terra, e IB, respondendo as seguintes perguntas: (i) Como as mudanças climáticas poderão afetar a distribuição potencial de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. (umburana-de-cheiro) e *Schinopsis brasiliensis* Engl. (baraúna)? (ii) Como as mudanças climáticas poderão afetar a distribuição potencial de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (leucena) e o *Prosopis* spp. (algaroba), espécies exóticas invasoras da Caatinga? (iii) Quanto da área adequada para a ocorrência das duas espécies nativas pode se tornar indisponível devido a sobreposição com áreas antropizadas e da provável ocorrência das espécies exóticas invasoras estudadas? A hipótese desta dissertação é que as mudanças climáticas, uso de terra e invasões biológicas serão responsáveis pela redução de áreas adequadas para ocorrência das espécies nativas no futuro.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Compreender como a distribuição de duas espécies nativas da Caatinga se comportam em cenários de mudanças climáticas e qual relação sinérgica com o uso da terras e a invasão biológica.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a distribuição potencial para o presente e futuro das espécies nativas *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. e *Schinopsis brasiliensis* Engl. na Caatinga;
- Avaliar a distribuição potencial para o presente e futuro das espécies exóticas invasoras *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit e *Prosopis* spp. na Caatinga;
- Categorizar e quantificar a dinâmica de sobreposição espacial entre as áreas adequadas para ocorrência das espécies nativas e exóticas invasoras na Caatinga;
- Identificar a correlação espacial entre as áreas de distribuição potencial das espécies nativas e exóticas invasoras e o uso da terra (antropização) na Caatinga;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Nicho e Modelagem de Distribuição de Espécies

Embora comumente creditado a Grinnell (1924), o termo “nicho ecológico” foi inicialmente proposto por Roswell Johnson (1910), como menciona Schoener (2009). Todavia, a perspectiva do conceito ecológico de “nicho” trazido por Grinnell ainda vale a pena ser destacada. A partir de suas primeiras publicações, o autor traz a ideia de que a distribuição geográfica das espécies seria controlada por diversos fatores, tais como temperatura, umidade do ar, altitude, densidade atmosférica e disponibilidade de alimento. Apesar de utilizar o conceito de “nicho” ao se referir a posição ecológica de uma espécie, Grinnell não considerava interações bióticas em sua definição (Vandermer, 1972).

Em 1927, Charles Elton estabelece que o conceito ecológico de nicho de uma espécie vai estar relacionado com seu “papel” na comunidade, sendo que esse se inicia a partir da sua posição na cadeia trófica (Elton, 1927). Desta forma, Elton levou em consideração fatores não ponderados por Grinnell, como as interações bióticas, principalmente relacionadas ao tamanho do animal, e os efeitos dos táxons sobre o ambiente (Leibold, 1995). Além disso, Grinnell traz uma conceituação a partir de variáveis ambientais em larga escala (geográfica), enquanto que Elton enfatiza fatores bióticos em escala local (Soberón, 2007).

Em 1957 Hutchinson trouxe a definição de nicho mais utilizada por ecólogos atualmente (Vázquez, 2005). De acordo com o autor, o nicho poderia ser descrito como um “hipervolume” n-dimensional, sendo que cada ponto deste representa um espaço do ambiente que possibilitaria a existência de uma espécie (Hutchinson, 1957). Desta forma, Hutchinson utiliza-se tanto de fatores bióticos quanto abióticos para determinar o nicho de uma espécie (Polechová; Storch, 2008). Em sua definição, Hutchinson propõem pela primeira vez os termos nicho fundamental e nicho realizado.

O nicho fundamental corresponde à todas as variáveis (bióticas e abióticas) presentes em determinado habitat que possibilitem a existência de uma espécie (Hutchinson, 1957; Polechová; Storch, 2008). Por sua vez, o nicho realizado considera também as relações entre as espécies, sendo esse um subconjunto do nicho fundamental cuja extensão é mais estreita (Hutchinson, 1957; Polechová; Storch, 2008; Soberón; Arroyo-Peña, 2017).

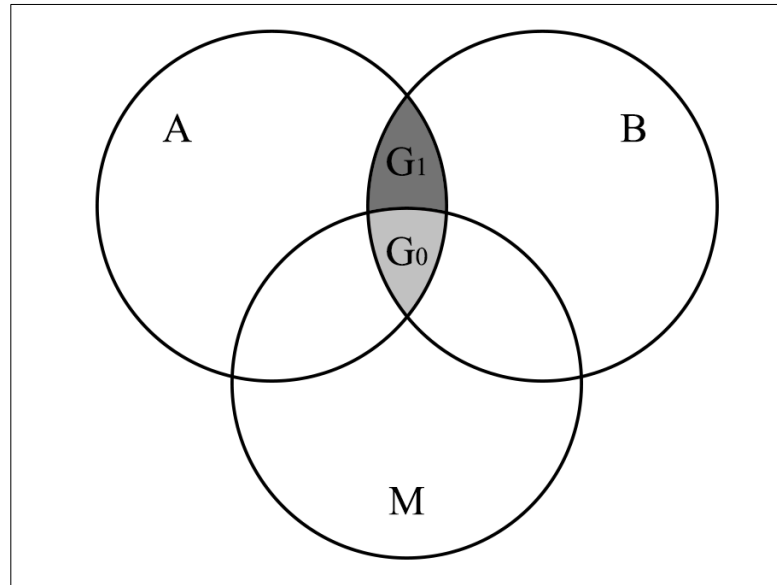
Mais recentemente, Chase e Leibold (2003) reanalisaram o conceito de nicho ecológico proposto por Grinnell, Elton e Hutchinson, trazendo novas nuances para seu significado. Desta forma, se utilizando de uma abordagem quantitativa e estatisticamente mais rigorosa (Giannini

et al., 2012). Os autores definiram o nicho ecológico como as condições ambientais minimamente necessárias para que uma população local possa se manter viável, considerando um índice de mortalidade menor ou semelhante ao de natalidade, bem como os efeitos das espécies sobre tais condições ambientais.

Outros conceitos foram sendo implementados com o passar dos anos a teoria de nicho ecológico. Dentre estas é possível destacar o de sobreposição de nicho (Carvalho *et al.*, 2005; Coldwell; Futuyama, 1971). De acordo com Coldwell e Futuyama (1971), esse pode ser descrito como a utilização conjunta de determinado recurso por duas ou mais espécies. Outra expansão trouxe implicações diretas para os estudos de modelos de nicho ecológico. Dentre essas é possível destacar o conceito de nicho potencial, que pode ser definido como a representação de uma parte no nicho fundamental que existe em dado momento, podendo assim ser expresso no presente, no passado ou no futuro (Jackson; Overpeck, 2000). Esse é um conceito ecológico importante principalmente para trabalhos cujo objetivo envolve projeções em outros períodos temporais (Sillero *et al.*, 2021).

As diferenças entre o nicho potencial e o nicho realizado podem ser visualmente representadas pelo diagrama Biótico-Abiótico-Movimento (BAM) proposto por Soberón e Peterson (2005) onde o nicho ecológico é representado pela sobreposição de três círculos no espaço ambiental (Fig. 1). O círculo A remete ao espaço ambiental abiótico onde a espécie pode manter populações viáveis ao longo do tempo. Uma vez que não leva em consideração as características bióticas, ele pode ser entendido como a representação do nicho potencial. O círculo B é um espaço ambiental cujas interações bióticas que poderiam excluir a espécie não estão presentes. O círculo M, por sua vez, representa um espaço ambiental livre de qualquer fator que possa impedir a dispersão. G1 é considerada uma área que apresenta características abióticas (A) e bióticas (B) adequadas, mas não acessível, podendo ser invadida. Já a interseção entre os três círculos (A+B+M), denominado de G0, é equivalente a área de distribuição “real” ou ocupada da espécie (Peterson; Soberón, 2012).

Figura 1 - Diagrama Biótico-Abiótico-Movimento (BAM). O círculo A representa o espaço ambiental abiótico, sem levar em consideração as características bióticas. O círculo B é o espaço ambiental cujas interações bióticas que poderiam excluir a espécie não estão presentes. O círculo M representa um espaço ambiental livre de fatores que possam impedir a dispersão. A área de interseção entre os três círculos representa o nicho realizado (G0). Já G1 é a interseção entre os círculos A e B.



Fonte: o autor (2024).

Esse diagrama se tornou uma importante ferramenta no desenvolvimento de modelos através de técnicas como Modelagem de Nicho Ecológico (ENM) e Modelagem de Distribuição de Espécies (Peterson; Soberón, 2012; Soberón *et al.*, 2017), uma vez que apresenta e sintetiza aspectos cruciais desses processos. A importância da consideração do diagrama de BAM na criação desses modelos podem ser observados com mais ênfase nos trabalhos de Peterson *et al.* (2011), Saupe *et al.* (2012) e Soberón *et al.* (2017). A criação desses modelos reflete um objetivo antigo de pesquisadores de todo o mundo (Grinnell, 1917; Macarthur, 1972; Wallace, 1860) e uma questão fundamental da ecologia (Sutherland *et al.*, 2013), a busca por compreender, descrever e prever a distribuição das espécies.

Nos últimos anos, o surgimento de novos algoritmos, assim como a maior disponibilidade e facilitação na aquisição de dados, tem resultado em um crescimento exponencial no uso de modelos como SDM e ENM (Giannini *et al.*, 2012; Guisan; Thuiller, 2005). Esses algoritmos podem ser divididos entre aqueles que necessitam apenas de dados de presença das espécies como Bioclim (ver Elith *et al.*, 2006) e Maximum Entropy (Phillips *et al.*, 2006), e aqueles que, além disso, também precisam de dados de ausência como Random Forest (Breiman, 2001), Generalized Additive Models (Guisan *et al.*, 2002) e Support Vector Machine (Salcedo-Sanz *et al.*, 2014). A escolha dos algoritmos deve ser baseada no objetivo do estudo, não existindo um consenso quanto qual seria o melhor (Giannini *et al.*, 2012).

Quanto aos objetivos, a modelagem atualmente atende aos mais diversos propósitos (ver Guisan; Thuiller, 2005). Através dessa técnica é possível avaliar padrões na transmissão de doenças (Escobar; Craft, 2016; Peterson, 2006), quantificar o nicho de uma espécie

(VETAAS, 2002), testar hipóteses evolutivas e ecológicas (Anderson *et al.*, 2002; Graham *et al.*, 2004), reconstrução histórica da distribuição de espécies (Svenning *et al.*, 2011; Luna *et al.*, 2022), avaliar o potencial de invasão biológica (Fulgêncio-Lima *et al.*, 2021; Peterson, 2003) e a influência das mudanças climáticas na distribuição das espécies (Ferreira *et al.*, 2022; Hijmans; Graham, 2006).

3.2 Invasão Biológica

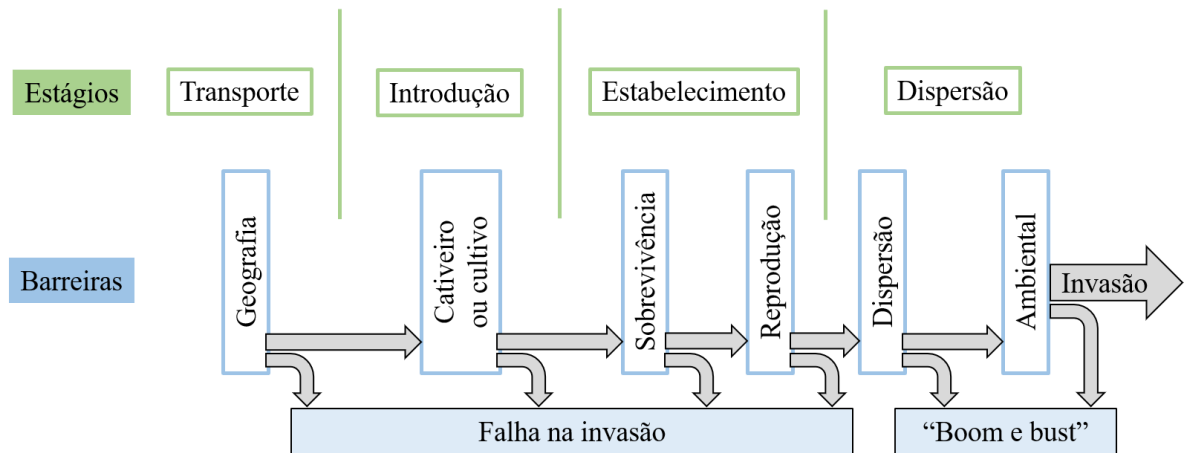
Atualmente, o planeta passa por uma intensa perda de biodiversidade (Butchart *et al.*, 2010; Ganem, 2011) resultante de uma série de fatores antrópicos (Primack; Rodrigues, 2001) e dentre estes estão as invasões biológicas (IB) (Andrade *et al.*, 2010; Westbrooks *et al.*, 1998; Williamson; Griffiths, 1996; IUCN, 1999; Zenni; Ziller, 2011; Ziller, 2001a). IB é um processo em que uma espécie exótica, mediante a uma adaptação prévia, consegue se dispersar para locais além da área onde foi originalmente introduzida, se estabelecendo e invadindo a nova região (Moro *et al.*, 2012). As IB são consideradas a segunda maior ameaça a biodiversidade, perdendo apenas para o desmatamento e a fragmentação de habitats (Bellard *et al.*, 2016; Salati *et al.*, 2006; Williamson, 1996; Zhang; Chen, 2011).

Como apresentado por Moro *et al.* (2012), as espécies não nativas podem ser classificadas de acordo com sua atual situação no ambiente. Exóticas são aquelas que ocorrem em uma região na qual não são nativas; naturalizadas são aquelas que conseguem formar uma população autodependente onde foram originalmente introduzidas, mas que não tem a capacidade de se dispersar para além desses locais; exóticas invasoras são aquelas que após formarem populações autoregenerantes, conseguem se dispersar para áreas além daquelas onde foram originalmente introduzidas, se estabelecendo e causando impactos (Moro *et al.*, 2012). A não utilização desses conceitos de forma clara faz com que a literatura acerca desse tema possa parecer um tanto confusa (Richardson *et al.*, 2000).

Sintetizando a estrutura unificada de Blackburn *et al.* (2011), o processo de IB pode ser dividido em fases sucessionais, sendo essas transporte, introdução, estabelecimento e dispersão (expansão populacional) (Fig. 2). Na fase inicial, a espécie é transportada para um local além do seu limite geográfico nativo, onde não ocorria previamente. Na segunda fase, a espécie é introduzida em um novo ambiente. Caso consiga desenvolver uma população viável, ou seja, que se reproduza e seja autossustentável, a espécie estará totalmente estabelecida. Por fim, conseguindo se dispersar para outros ambientes, a espécie poderá invadi-los. Mais sobre cada

uma dessas etapas e suas barreiras podem ser encontradas nos trabalhos de Lockwood *et al.* (2013) e Zenni *et al.* (2016).

Figura 2 - Etapas e barreiras do processo de invasão biológica.



Fonte: Adaptado de Blackburn *et al.*(2011).

O sucesso em superar cada um desses estágios está diretamente relacionado com a superação de uma série de barreiras. É importante ressaltar que o processo de invasão pode falhar mesmo após superar todas as barreiras, pois uma espécie não nativa pode apresentar uma expansão populacional (“Boom”) e depois esta pode acabar sendo reduzida a uma população menor ou extinta (“Bust”) (Blackburn *et al.*, 2011). A grande maioria das espécies exóticas não consegue passar da fase de introdução, uma vez que não conseguem se estabelecer no local onde foram introduzidas (Primack; Rodrigues, 2006).

As espécies exóticas invasoras têm a capacidade de alterar a estrutura de comunidades, inibir a regeneração de espécies nativas, causar interferências na ciclagem de nutrientes, no balanço hídrico, na produtividade, nos processos sucessionais, na diversidade biológica e no regime de fogo (Andrade *et al.*, 2009; Oliveira-Costa; Souza, 2015; Santos; Calafate, 2018; Pujadas, 2001; Vitousek, 1992; Ziller; Zalba, 2007). De acordo com Parker *et al.* (1999), essas espécies podem afetar até mesmo características morfológicas e genéticas dos táxons. É importante salientar que tais problemas, diferente de muitos outros de cunho ambientais, tendem a aumentar com o decorrer do tempo, uma vez que o processo de invasão biológica se multiplica ou se expande, impedindo a recuperação natural dos ecossistemas invadidos (Westbrooks *et al.*, 1998). Mooney e Hobbs (2000) sugeriram a possibilidade acontecer uma homogeneização biótica massiva na superfície terrestre. Esse processo também tem forte impacto na economia global (Pimentel *et al.*, 2001).

De acordo com a pesquisa de Zenni *et al.* (2021), estimasse que o impacto econômico mundial do processo de IB é de cerca de 2,3 trilhões de dólares. Os autores ressaltam que para muitos grupos os custos ainda são poucos conhecidos. Na América do Sul e Central, Heringer *et al.* (2021) constatou que, entre os anos de 1975 e 2020, tenham sido despendidos cerca de 102,5 bilhões de dólares com as IB. De acordo com os autores, o Brasil apresentou um total de custos reportados de 76,8 bilhões. Com uma metodologia semelhante à de Heringer *et al.* (2021), mas fazendo uso de outros dados, Adelino *et al.* (2021) verificou que entre 1984 e 2019 foram gastos cerca de 105,3 bilhões de dólares no Brasil com IB. Em ambos os trabalhos, a maioria esmagadora (> 90%) dos gastos estavam associadas com reparo de danos.

Uma série de facilitadores externos e características intrínsecas das espécies exóticas invasoras ajudam explicar suas capacidades de invasão, como à ausência de inimigos naturais, patógenos, predadores ou competidores na região de introdução, além de apresentar altas taxas de crescimento populacional, bem acima do que ocorre em sua região original (Keane; Crawley, 2002) e a presença de nichos vagos (Williamson; Griffiths, 1996). Em muitas plantas exóticas invasoras ainda é possível observar alta capacidade de dispersão e reprodução, crescimento acelerado, plasticidade fenotípica (Baker, 1974), produção de grandes quantidades de propágulos, adaptação ao fogo, capacidade de interferir no crescimento de plantas vizinhas, autopolinização e a habilidade de fixação de nitrogênio (Cronk; Fuller, 2001).

Pesquisadores do século XIX como Charles Darwin e Joseph Hooker foram pioneiros em mencionar as espécies exóticas invasoras (Moro *et al.*, 2012; Simberloff *et al.*, 2018; Ziller, 2001b). Entretanto, somente em 1958, com o livro de Charles S. Elton essas espécies começaram a ser reconhecidas como uma ameaça (Pyšek; Richardson, 2008). Alguns anos depois, na ECO-Rio esse tema foi discutido de forma mais ampla (CDB, 1992; ONUBR, 2020). Nessa conferência, a invasão biológica já era tida como um processo que necessitava de atenção mundial (Ziller, 2016), sendo assim elaborada a Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

A Caatinga é uma floresta sazonalmente seca (Toby-Pennington *et al.*, 2000) com uma área total de aproximadamente 862.818 km² localizada em grande parte no Nordeste do Brasil (IBGE, 2019). O clima predominante segundo a classificação de Köppen é o Bsh – semiárido quente (Alvares *et al.*, 2014). A região apresenta temperaturas altas, com médias anuais entre 25° e 30 °C e pouca variação (Sampaio, 2003). Em contrapartida, a precipitação pode apresentar grande variação temporal e espacial, geralmente variando entre 400 a 1200 mm anuais, mas podendo chegar a 1800 mm em planaltos (Tabarelli *et al.*, 2017). Essa formação florestal cobre grande parte do Semiárido brasileiro (ver Meiado *et al.*, 2020), um domínio com cerca de 28 milhões de pessoas, das quais, muitas dependem enormemente dos serviços ecossistêmicos prestados (Tabarelli *et al.*, 2017). Atualmente, grande parte do território de floresta nativa da Caatinga se encontra extremamente antropizado (Projeto MapBiomas, 2021; Silva; Barbosa, 2017), principalmente por distúrbios crônicos (Antongiovanni *et al.*, 2019).

A Caatinga é considerada uma das vegetações sazonalmente secas do Novo Mundo mais ricas em espécies (Fernandes; Queiroz *et al.*, 2018). Essa formação possui cerca de 3347 espécies das quais 526 são endêmicas (Fernandes *et al.*, 2020). Ervas, sub-arbustos e trepadeiras representam 56,3% da vegetação, seguidos pelos componentes lenhosos, com 43,70% (Fernandes *et al.*, 2020). A Caatinga é caracterizada por uma fitofisionomia xerofítica adaptada a precipitações irregulares e períodos de secas frequentes (Maia *et al.*, 2017) através de estratégias como a presença de espinhos e caducifólia (Beckmann *et al.*, 2017). Também é recorrente a presença de espécies suculentas e afilas (Melo Filho; Souza, 2007).

Os solos da Caatinga são predominantemente rasos, pedregosos, pouco permeáveis, com baixas concentrações de matéria orgânica e pouco desenvolvidos em termo de mineralogia (Ab'Saber, 1974; Corrêa *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021). Grande parte do seu território, cerca de 80%, está na porção cristalina, caracterizada pela presença de rochas duras que dificultam o acúmulo de água, e o restante está em bacias sedimentares, com grande capacidade de acumular água no subsolo (Medeiros *et al.*, 2014; Sampaio, 1995). Geralmente, solos da região cristalina são imaturos quimicamente, enquanto os da sedimentar são mais antigos (Sampaio, 2010). Essas duas formações resultam em distintos setores topográficos na Caatinga (Sampaio, 1995). Dentre eles é possível encontrar Neossolos, Luvissolos e Planossolos (Sampaio, 2010).

Fernandes e Queiroz (2018) ressaltam que, em condições locais, a diferença de solos associados ao clima, tem papel fundamental na expressão de três unidades de paisagem distintas: Caatinga do Cristalino, Caatinga Arenosa e Caatinga Arbórea. Segundos os autores, a Caatinga do Cristalino é composta predominantemente por plantas não lenhosas e possui solos cuja fertilidade variam de média a alta, apresentando assim aptidão para agricultura, o que, por sua vez, faz com que grande parte desse ambiente esteja atualmente devastado. A Caatinga Arenosa, estabelecida em bacias sedimentares, é composta por elevada quantidade de plantas lenhosas de pequeno porte e é dotada de solos arenosos profundos e de baixa fertilidade. Já a Caatinga Arbórea possui uma fitofisionomia florestal com árvores de maior porte devido a presença de solos mais férteis e com maior suprimento de água. É importante salientar que existem outros ambientes na Caatinga como inselbergs, comunidades aquáticas e matas ribeirinhas (ver Moro *et al.*, 2014).

4.2 Espécies estudadas

4.2.1 Espécies nativas

As espécies nativas avaliadas foram escolhidas por serem de grande importância para manutenção do funcionamento da Caatinga e de grande valor econômico para seus moradores. A primeira espécie, *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm., pertence à família Fabaceae e é conhecida popularmente por “umburana-de-cheiro”, “imburana-de-cheiro” e “cumuru-do-Ceará” (Guedes *et al.*, 2013). Sua distribuição se dá nos domínios da Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal (Flora e Funga do Brasil, 2024). Essa é uma espécie de interesse na carpintaria (Canuto *et al.*, 2010) e na indústria da perfumaria (Canuto *et al.*, 2008), amplamente usada na medicina popular, devido uma série de compostos com função broncodilatador, analgésico, anti-inflamatório e antirreumático (Almeida *et al.*, 2010; Canuto *et al.*, 2008). Ademais, *A. cearensis* também é de grande importância para polinizadores (Drumond *et al.*, 2016; Kiill, 2010). Todavia, apesar de sua importância, a espécie encontra-se atualmente categorizada como Em perigo (IUCN, 2024), muito em razão da sua exploração (CNCFLORA, 2024).

Já a espécie *Schinopsis brasiliensis* Engl., cujo nome vernacular é “baraúna”, pertence à família Anacardiaceae e está distribuída na Caatinga e Cerrado (Flora e Funga do Brasil, 2024). Além de ser utilizada como madeira e medicinal (Gonzaga *et al.*, 2003; Medeiros *et al.*, 2018), *S. brasiliensis* é importante para o processo de nidificação de abelhas na Caatinga (Freitas Brasil; Guimarães-Brasil, 2018; Martins *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2020). De acordo

com Kill e Lima (2011), a extinção dessa espécie, poderia implicar em uma série de impactos a biodiversidade da Caatinga como redução de alimento para polinizadores e dispersores, alteração dos processos ecológicos, dentre outros.

4.2.2 Espécies exóticas invasoras

A espécie *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (leucena) pertence à família Fabaceae, tem como centro de distribuição natural a América Central e México (Marques *et al.*, 2014; Souza Marques *et al.*, 2022) e foi introduzida no Brasil em 1940 (Alves *et al.*, 2014). Essa espécie pode impedir o estabelecimento de plantas nativas e impactar negativamente o processo de sucessão ecológica (Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2024). A espécie também pode representar perigo para os sistemas agropecuários uma vez que é tóxica para animais como ovinos (Almeida *et al.*, 2006) e equinos (Souza Marques *et al.*, 2022), de diminuir a qualidade das pastagens e ser hospedeira de doenças e pragas (Alves *et al.*, 2014). *L. leucocephala* está presente em praticamente todo território brasileiro, ocorrendo principalmente em ambientes antropizados (Reis *et al.*, 2022).

As espécies *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. e *Prosopis pallida* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth são representantes da família Fabaceae e originárias das Américas do Norte, Central e Sul (Fabricante; Siqueira Filho, 2013). Essas espécies possuem características morfológicas e ecológicas similares, o que pode ter acarretado em identificações errôneas em herbários (Fabricante; Siqueira Filho, 2013; Oliveira *et al.*, 2017). Desta forma, o presente estudo irá agrupá-las e passará a tratá-las como *Prosopis* spp. (ver Mengistu *et al.*, 2023; Pasiecznik, *et al.*, 2001).

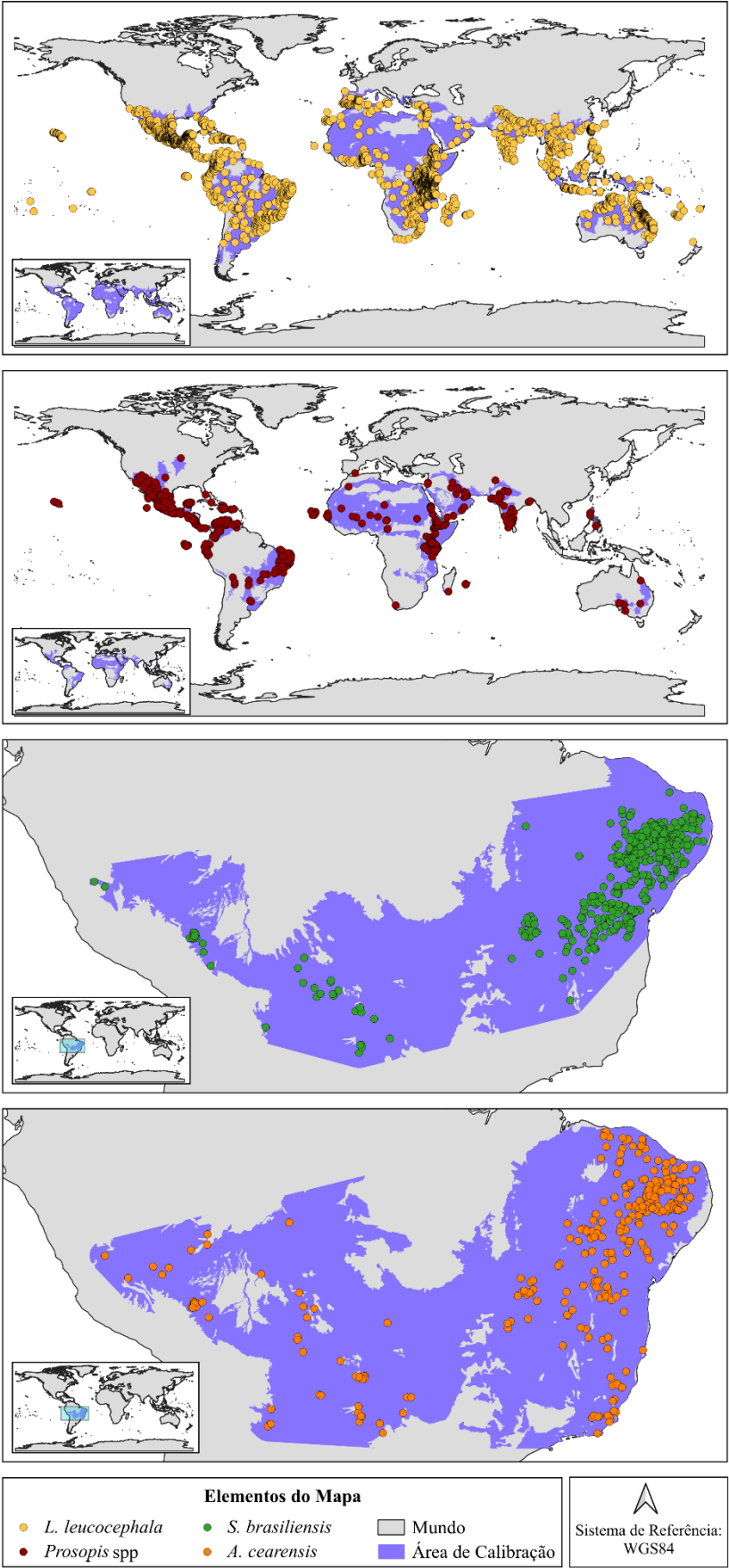
As espécies do gênero *Prosopis* são amplamente reconhecidas na literatura pela sua capacidade de gerar efeitos negativos a biodiversidade. Essas espécies competem com as plantas nativas, inviabilizam seu desenvolvimento e aumentam suas taxas de mortalidade (Andrade *et al.*, 2010; Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2024; Fabricante; Siqueira Filho, 2013; Witt *et al.*, 2018). Além disso, elas também podem reduzir a disponibilidade de água no solo (Catford, 2017; Fabricante; Siqueira Filho, 2013; Howari *et al.*, 2022). Atualmente essas espécies têm sua distribuição massivamente localizada no Nordeste brasileiro (Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2024).

4.3 Modelagem de Distribuição de Espécies

Foram obtidos pontos georreferenciados de toda extensão de ocorrência das espécies avaliadas nas bases de dados online Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2024), SpeciesLink (SPECIESLINK, 2024), Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2024). Para eliminar ruídos e incertezas nos modelos (Varela *et al.*, 2014), esses pontos passaram por uma etapa de limpeza utilizando o pacote “CoordinateCleaner” (Zizka *et al.*, 2019) onde foram excluídas duplicatas e coordenadas presentes em centros de capitais, no mar, nas proximidades de institutos de biodiversidade e em cidades. Para diminuir a autocorrelação espacial (Boria *et al.*, 2014; Boucher-Lalonde; Currie 2016), foi feita uma rarefação e os pontos próximos até 5km dos outros foram excluídos, evitando assim que mais de uma ocorrência da espécie estivesse em uma mesma célula da variável climática (Jarnevich *et al.*, 2015).

A área de calibração de representa os ambientes que podem ser acessíveis para a espécie (Barve *et al.*, 2011) e sua escolha pode ter grande impacto na performance dos modelos (e.g. Cobos; Peterson, 2023; Cooper; Soberon, 2018; Machado-Stredel *et al.*, 2021). Desta forma, por apresentarem distribuições quase globais, a área de calibração de *L. leucocephala* e *Prosopis* spp. foram selecionadas com base nas ecorregiões onde a presença confirmada dessas espécies foram registradas (Figura 3). De maneira semelhante, para *S. brasiliensis* e *A. cearensis* também foram selecionadas ecorregiões. Todavia, parte da extensão de algumas dessas ecorregiões foram recortadas por não possuírem registros ou indícios de ocorrência das espécies nativas aqui estudadas. Esse recorte foi feito através de um polígono convexo conectando os pontos de ocorrência das mesmas. Em seguida, um buffer de $\sim 1^\circ$ (~ 100 km) foi aplicado nesse polígono e a área resultante foi utilizada como máscara de recorte das ecorregiões (Figura 3). É importante mencionar que ambas as estratégias de delimitação são comumente utilizadas na literatura (ver Simões *et al.*, 2020).

Figura 3 - Pontos de ocorrência das espécies estudadas e suas respectivas áreas de calibração.



Fonte: Autor (2024)

Foram selecionadas variáveis climáticas para cenário atual e futuro com resolução de 2,5 minutos ($\sim 5 \text{ km}^2$) disponível pelo projeto Worldclim 2.0 (Fick; Hijmans, 2017). Foram avaliados três períodos futuros (2041-2060, 2061-2080 e 2081-2100) com base em dois Caminhos Representativos de Concentração (Representative Concentration Pathways - RCPs - RCP2.6 e RCP8.5), que são representações de diferentes concentrações de gases do efeito estufa e forçamentos radiativos futuros (Van Vuuren *et al.*, 2011), comumente descritos na literatura como cenário otimista e pessimista, respectivamente. Todavia, com a chegada da Fase 6 do Projeto de Intercomparação de Modelos Acoplados (CMIP6), esses caminhos foram atualizados devido a inserção dos Caminhos Socioeconômicos Compartilhados (Shared Socioeconomic Pathways - SSPs), narrativas que demonstram como cada cenário RCP pode ser alcançado através de simulações de pressupostos políticos e desenvolvimento socioeconômico específicos (O'Neill *et al.*, 2016). Desta forma, devido a associação das narrativas entre SSPs e RCPs adotamos a nomenclatura atual de acordo com o sistema SSP-RCP, atualizando os cenários para SSP1-2.6 e SSP5-8.5.

Modelos de Circulação Climática (GCM) tendem a ter performances variadas em diferentes tipos climáticos (Li *et al.*, 2022), sendo possível o uso de um modelo consensual entre estes como alternativa para reduzir incertezas provenientes das projeções futuras (Fan *et al.*, 2020). Desta forma foi utilizada a média dos GCMs HadGEM3-GC31-LL, EC-Earth3-Veg e FIO-ESM-2-0 para realização dos modelos de adequabilidade futuras. Esses modelos foram escolhidos por apresentarem boa capacidade de simulação climáticas em áreas semiáridas e áridas ao redor do mundo (Abbas *et al.*, 2022; Babaousmail *et al.*, 2021), na América do Sul (Fan *et al.*, 2020) e no Nordeste brasileiro (Dantas *et al.*, 2022).

Com objetivo de excluir variáveis com alta colinearidade entre si, foi realizada uma análise de correlação de Spearman e retiradas aquelas com valores de 0,7 ou superior (Dormann *et al.*, 2013; Guisan; Zimmermann, 2000). Desta forma, foram selecionadas as seguintes variáveis: Variação Diurna Média de Temperatura (Bio02), Isotermalidade (Bio3), Precipitação Anual (Bio12), Precipitação do mês mais chuvoso (Bio13), Precipitação do mês mais seco (Bio14), Sazonalidade da Precipitação (Bio15) e Precipitação do trimestre mais seco (Bio17). Destas, um conjunto específico foi utilizado para cada espécie estudada (Tabela 1). Ademais, foi calculada a importância das variáveis para o modelo das espécies.

Tabela 1 - Variáveis climáticas utilizadas para confecção dos modelos de cada espécie.

<i>S. brasiliensis</i>	<i>A. cearensis</i>	<i>L. leucocephala</i>	<i>Prosopis</i> spp.
------------------------	---------------------	------------------------	----------------------

Bio02	Bio02	Bio01	Bio02
Bio03	Bio03	Bio02	Bio03
Bio12	Bio13	Bio13	Bio06
Bio15	Bio15	Bio14	Bio13
Bio17		Bio15	Bio14
			Bio15

Fonte: o autor (2024).

Para a modelagem foram utilizados os algoritmos Generalized Additive Models (GAM) (Guisan *et al.*, 2002), Maximum Entropy (MaxEnt) (Phillips *et al.*, 2006), Random Forest (RF) (Breiman, 2001) e Generalized Boosted Regression Models (GBM) (Ridgeway, 2017). Os modelos gerados por cada algoritmo foram validados através da métrica True Skill Statistic (TSS) e Area Under the ROC Curve (AUC). No TSS são calculados pontos de sensibilidade e especificidade para indicar a capacidade de predição do modelo. Assim, valores próximos ou iguais a 1 indicam uma predição satisfatória e menores ou próximos a 0 indicam baixa capacidade de predição (Allouche *et al.*, 2006). De acordo com Metz (1986), valores de AUC entre 0,8 e 0,9 são considerados bons, enquanto que valores acima disso são classificados como de excelente desempenho.

Nos modelos das espécies exóticas invasoras foram utilizados todos os pontos de ocorrência natural e áreas de introdução pelo homem. Este procedimento em relação aos conjuntos de pontos das plantas exóticas invasoras permite inferir uma maior aproximação do nicho fundamental destas espécies, o que resulta em modelos mais robustos (Broenniman *et al.*, 2008; Kearney, 2006; Shabani; Kumar, 2015). Para as espécies exóticas invaoras, em razão da sua ampla distribuição, foram utilizados 10.000 pontos de pseudo-ausência para os modelos realizados no algoritmo GAM e 10.000 pontos de background no Maxent, enquanto para as espécies nativas foram utilizados 4.000 (Barbet-Massin *et al.*, 2012). Já para os modelos gerados no RF e GBM, uma quantidade de pseudo-ausência equivalente as presenças foi utilizada para cada espécies (Barbet-Massin *et al.*, 2012).

Os pontos de ocorrência de todas as espécies foram separados em uma proporção de 70% para treino e 30% para teste (Zurell *et al.*, 2020). Esse processo de separação foi repetido 10 vezes, enquanto a amostragem da pseudo-ausência/background foram repetidos cinco vezes. Levando em consideração que foram utilizados quatro algoritmos, ao final do processo foram produzidos um total de 200 modelos por espécie. Os modelos que apresentarem valores de TSS acima de 0,5 e AUC de 0,8 foram selecionados e mesclados gerando um modelo consensual (“ensemble”) proporcionando, desse modo, um resultado mais robusto (Araújo; New, 2007).

Os modelos foram gerados a partir do pacote “Biomod2” (Thuiller *et al.* 2021). Posteriormente os modelos de cada espécie foram recortados com base nos limites fornecidos para Caatinga pelo IBGE (2019) e binarizados utilizando os valores de *threshold* que maximizassem o TSS (Allouche *et al.*, 2006; Guisan *et al.*, 2017) (Tabela 2). Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2024)

Tabela 2 - Valores que maximizam o TSS (MaxTSS) utilizados como threshold para binarização dos modelos.

	Threshold (MaxTSS)
<i>S. brasiliensis</i>	0,293
<i>A. cearensis</i>	0,137
<i>L. leucocephala</i>	0,436
<i>Prosopis spp.</i>	0,350

Fonte: o autor (2024).

4.4 Dinâmica de sobreposição espacial

Os modelos binários das espécies foram somados em pares de mesmo período para que fosse possível construir mapas que demonstrassem a dinâmica espacial de sobreposição das áreas adequadas entre nativas e exóticas invasoras. Desta forma, foi possível classificar essa dinâmica espacial em três categorias, sendo essas, as áreas com adequabilidade em comum para ocorrência da espécie nativa e exótica invasora (Sobreposição), as áreas adequadas apenas para as espécies nativas (ANA) e as áreas adequadas apenas para as espécies exóticas invasoras (AEI). Esse processo de sobreposição foi realizado utilizando a ferramenta Calculadora Raster no Qgis (2023). Nesse software também foram confeccionados todos os layouts dos mapas do presente trabalho.

Após isso, visando calcular a proporção de áreas antropizadas dentro de cada categoria da dinâmica espacial de sobreposição foram utilizados os rasters de projeções futuras de mudanças no uso e cobertura da terra (Land Use Land Change - LULC) disponibilizados por Zhang, Cheng e Wu (2023). Essas projeções simulam a heterogeneidade espacial de LULC para os anos de 2030, 2050, 2070 e 2100 em uma resolução de 1km². Uma vez que as projeções de LULC estão separadas por ano e não por intervalos de tempo, como nos modelos climáticos, foram utilizados os dados dos anos intermediários para alguns dos períodos aqui avaliados. Assim, a antropização que pode estar presente na áreas adequadas para ocorrência das espécies nos modelos de 2041-2060 e 2061-2080 foram mensuradas com base nas projeções de 2050 e

2070, respectivamente. Já para o período de 2081-2100 foi utilizada a projeção de 2100 por não existir projeção intermediária. A camada histórica de 2020, que serviu como base para elaboração das projeções de LULC (Zhang; Cheng; Wu, 2023), foi acessada e considerada como o período presente neste trabalho.

Essas projeções do LULC estão subdivididas em diferentes cenários para cada período, sendo esses: SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0, SSP4-3.4 e SSP5-8.5. Foram selecionadas as narrativas de LULC dos caminhos SSP1-2.6 e SSP5-8.5 por serem correlatos aos já utilizados durante o processo de modelagem. Além de ter demonstrado uma boa capacidade em capturar a distribuição espacial dos dados de LULC utilizados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC*) para elaboração das projeções climáticas futuras (Hurt et al., 2020) os mapas produzidos por Zhang, Cheng e Wu (2023) demonstraram um melhor detalhamento geoespacial e uma capacidade superior em representar o LULC na paisagem sobre diferentes cenários futuros.

O mapeamento de LULC em cada um dos anos e seus cenários disponíveis foi espacializado por meio das classes Cultivo, Floresta, Pastagem, Água, Urbano e Barren (Tundra, Rochas, Gelo e Deserto) (Zhang; Cheng; Wu, 2023). Dessas, as classes referentes a terras cultiváveis, pastagens e áreas urbanas nos rasters de cada ano avaliado (2020, 2050, 2070 e 2100) foram agrupadas e contabilizadas para criação de um proxy de antropização. Assim, foi possível quantificar a antropização presente na área compartilhada (Sobreposição) e na área adequada apenas para espécie nativa (ANA) e exótica invasora (AEI) no presente e futuro. Esse cálculo foi executado utilizando a ferramenta “Reportar camada raster de valor único” do Qgis (2023).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Modelos de Distribuição de Espécies

Todos os modelos gerados apresentaram $TSS > 0,5$ e $AUC > 0,8$, resultando em uma boa performance dessas métricas nos modelos consensuais de cada espécie (Tabela 3). Isso demonstra que os modelos possuem boa capacidade de mapear a distribuição potencial das espécies estudadas.

Tabela 3 - Valores de TSS e AUC dos modelos consensuais das espécies estudadas.

Espécies	TSS	AUC
<i>S. brasiliensis</i>	0.884	0.968
<i>A. cearensis</i>	0.910	0.970
<i>L. leucocephala</i>	0.909	0.987
<i>Prosopis</i> spp.	0.940	0.990

Fonte: o autor (2024).

A variável mais importante para *S. brasiliensis* foi Precipitação Anual (Bio12) e para *A. cearensis* foi Precipitação do mês mais chuvoso (Bio13), representando 88,91% e 47,42% da variação dos modelos dessas espécies, respectivamente. Quanto as espécies exóticas invasoras, *L. leucocephala* também teve como variável mais importante para seus modelos Precipitação do mês mais chuvoso (Bio13), com 59,15%. Já para *Prosopis* spp., Isotermalidade (Bio3) foi a mais importante, com 36,15% (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores de importância das variáveis utilizadas nos modelos das espécies estudadas.

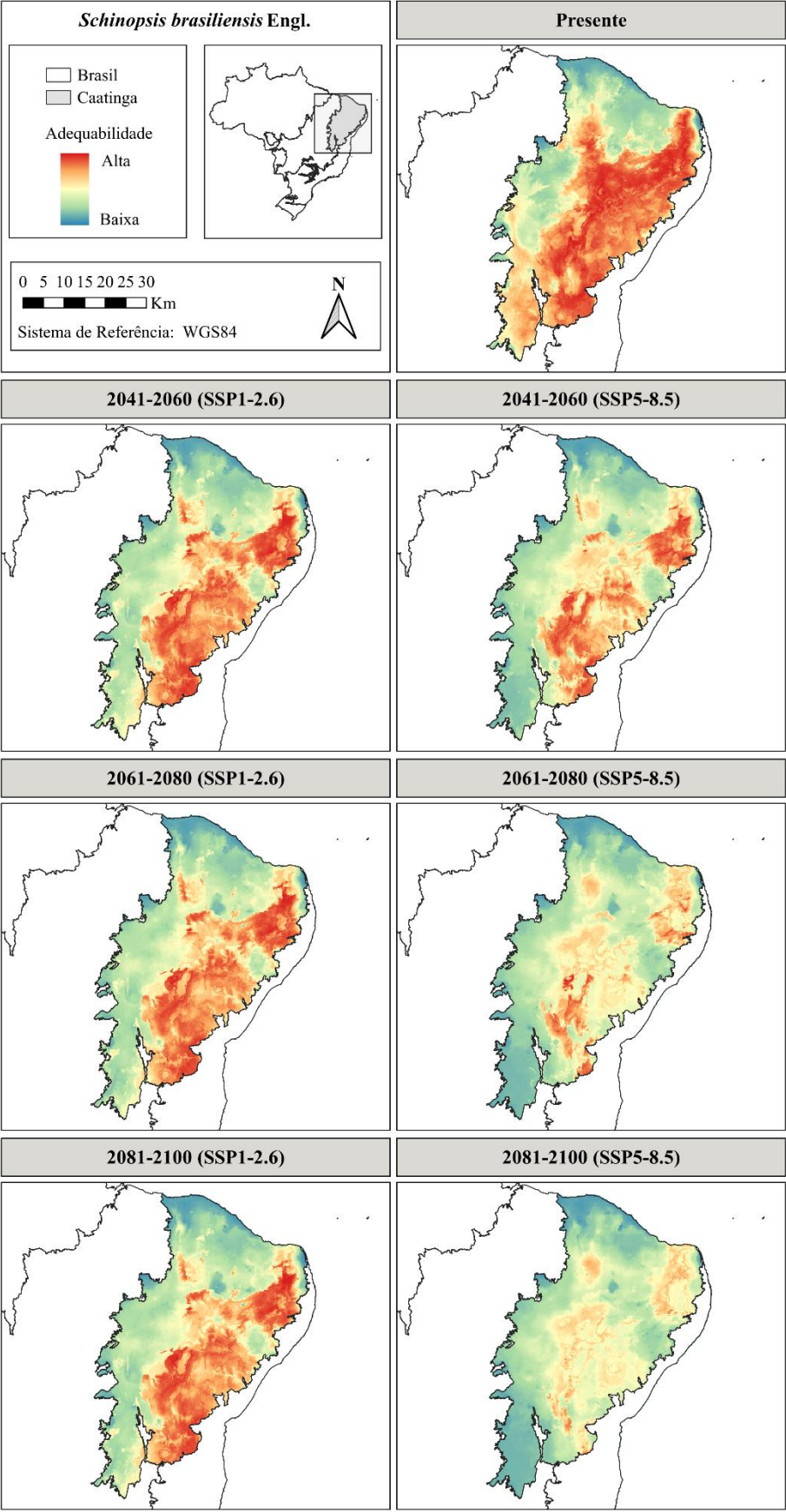
Espécies	Variáveis	Importância	Importância (%)
<i>S. brasiliensis</i>	Bio01	0,054 ($\pm 0,001$)	5,39
	Bio03	0,119 ($\pm 0,003$)	11,89
	Bio12	0,889 ($\pm 0,009$)	88,91
	Bio15	0,026 ($\pm 0,000$)	2,56
	Bio17	0,058 ($\pm 0,001$)	5,75
<i>A. cearensis</i>	Bio02	0,249 ($\pm 0,005$)	24,92
	Bio03	0,039 ($\pm 0,001$)	3,86
	Bio13	0,474	47,42

		(±0,010)	
	Bio15	0,239 (±0,003)	23,93
	Bio01	0,224 (±0,002)	22,44
	Bio02	0,091 (±0,002)	9,14
<i>L. leucocephala</i>	Bio13	0,592 (±0,004)	59,15
	Bio14	0,085 (±0,001)	8,47
	Bio15	0,319 (±0,004)	31,92
	Bio02	0,054 (±0,001)	5,36
	Bio03	0,361 (±0,005)	36,15
<i>Prosopis spp.</i>	Bio06	0,188 (±0,003)	18,76
	Bio13	0,250 (±0,002)	24,98
	Bio14	0,072 (±0,001)	7,21
	Bio15	0,274 (±0,004)	27,41

Fonte: o autor (2024).

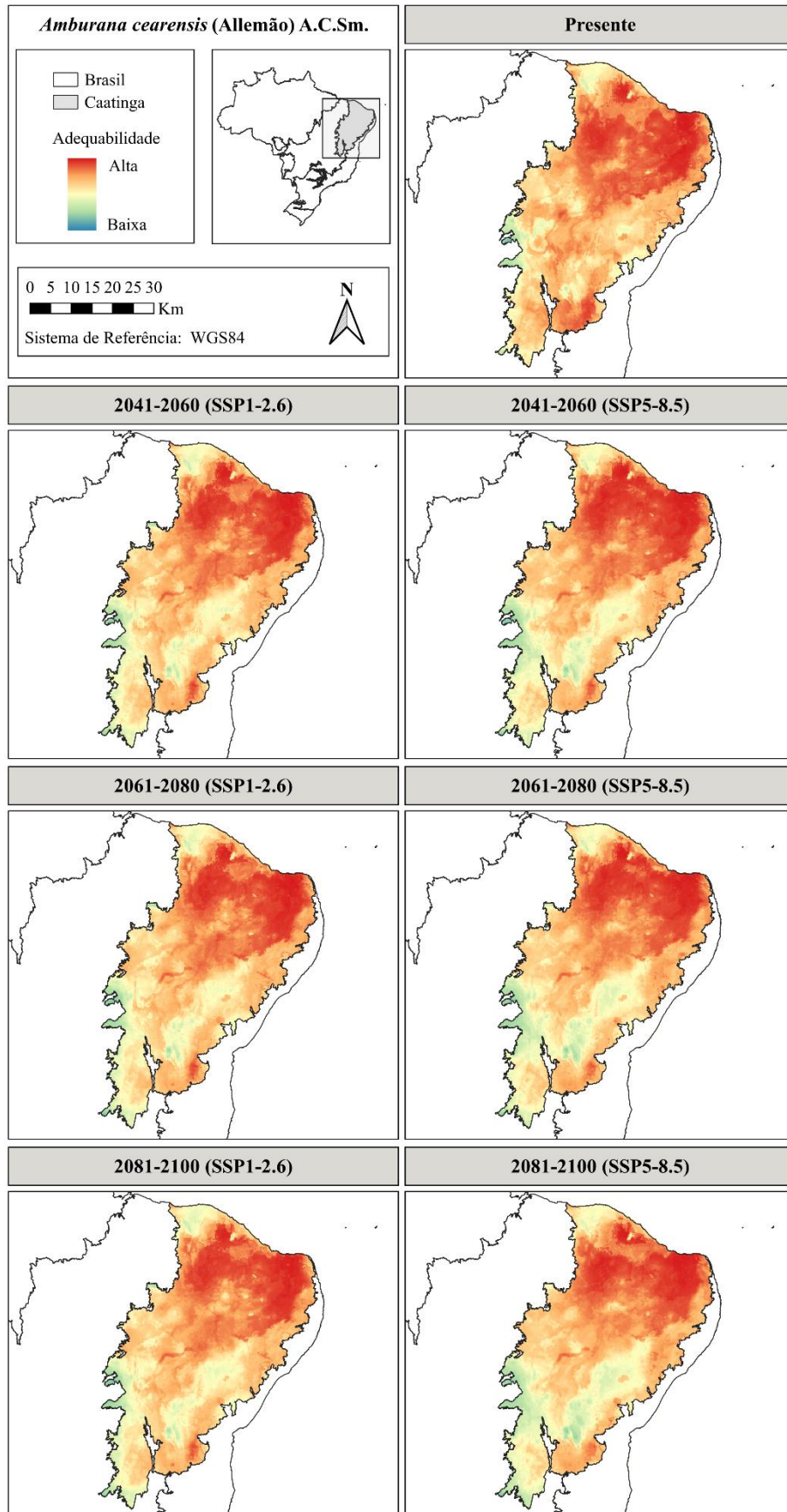
No período presente, *S. brasiliensis* apresentou adequabilidade climática em grande parte da Caatinga, com exceção da região Norte e Oeste (Figura 4). Todavia, é possível notar uma diminuição das manchas de alta adequabilidade dessa espécie conforme a emissão de gases do efeito estufa se intensifica, resultando no desaparecimento quase que total dessas manchas no cenário SSP5-8.5 de 2081-2100 (Figura 4). Já *A. cearensis* demonstrou adequabilidade climática de média a alta em quase todas as projeções avaliadas, com exceção do período de 2081-2100 em um cenário mais pessimista (SSP5-8.5), onde apresentou áreas menos susceptíveis no sul e sudeste da Caatinga (Figura 5).

Figura 4 - Modelos de adequabilidade da espécie *Schinopsis brasiliensis* Engl. na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.



Fonte: o autor (2024).

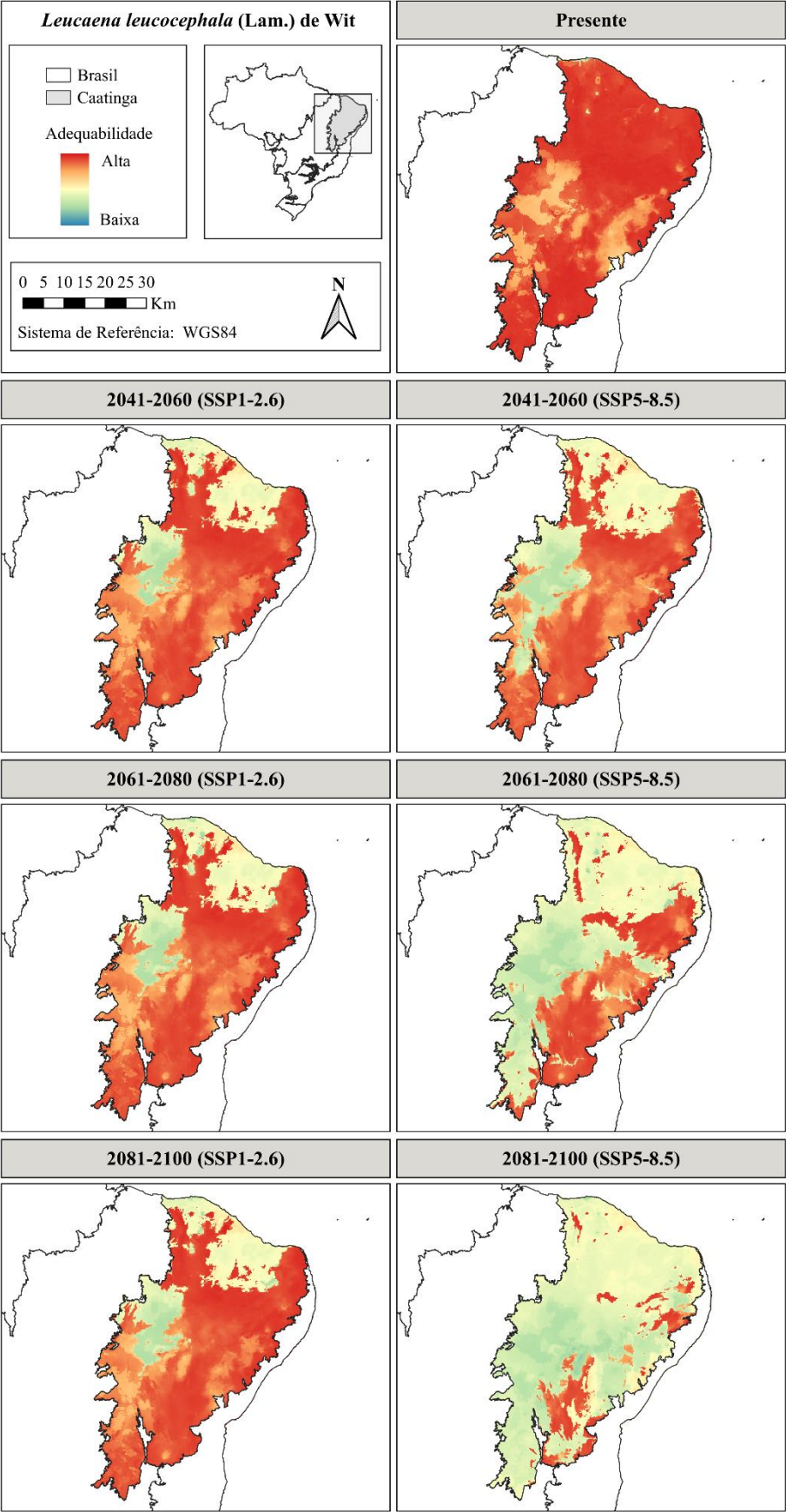
Figura 5 - Modelos de adequabilidade da espécie *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.



Fonte: o autor (2024).

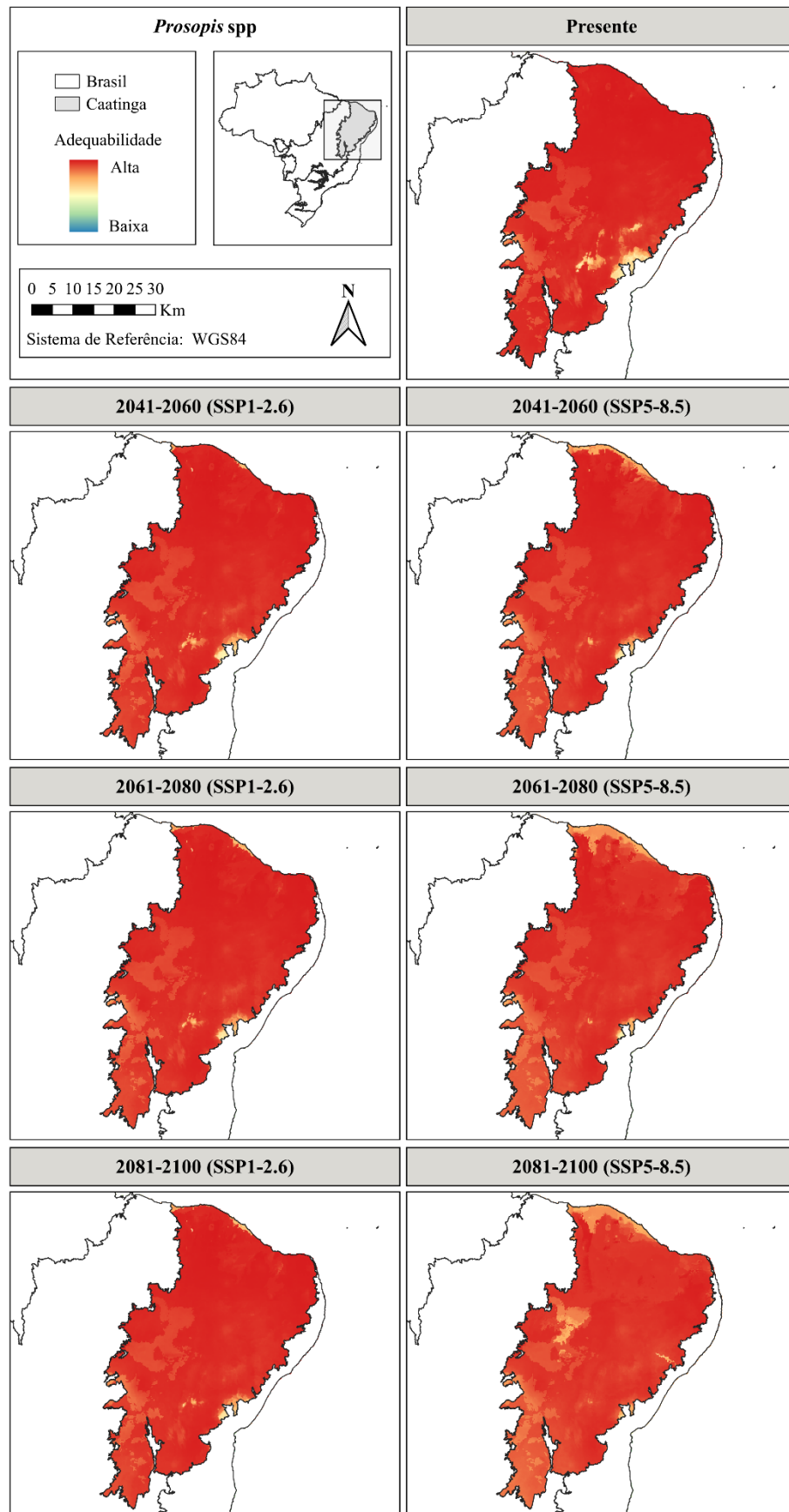
No presente, a espécie exótica invasora *L. leucocephala* apresentou alta adequabilidade climática em praticamente toda região avaliada (Figura 6). Entretanto, em todas as projeções climáticas futuras é possível ver uma diminuição destas principalmente nas regiões nordeste, oeste e sul da Caatinga, resultando na permanência de algumas manchas de alta adequabilidade climática na região norte, leste e sul no cenário pessimista de 2081-2100 (Figura 6). Já *Prosopis* spp. demonstrou alta adequabilidade em toda Caatinga (Figura 7). É possível notar uma leve diminuição de sua adequabilidade climática nas regiões norte e oeste nas projeções futuras, principalmente no cenário SSP5-8.5 de 2081-2100. Os modelos demonstram que mesmo sob os possíveis efeitos das mudanças climáticas, a Caatinga ainda poderá ter áreas climáticas adequadas para ocorrência de ambas as exóticas invasoras, fator esse que será essencial para continuidade do processo de invasão biológica promovido por essas espécies.

Figura 6 - Modelos de adequabilidade da espécie *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.



Fonte: o autor (2024).

Figura 7 - Modelos de adequabilidade da espécie *Prosopis* spp. na Caatinga no presente e em diferentes projeções climáticas futuras.



Fonte: o autor (2024).

De acordo com o IPCC, regiões áridas e semiáridas são altamente vulneráveis as mudanças climáticas (Mirzabaev *et al.*, 2022). Na Caatinga, formação marcada por grande oscilação na precipitação anual e elevadas temperaturas (Sampaio, 2003; Tabarelli *et al.*, 2017), previsões demonstram que as alterações atmosféricas de origem antropogênica podem trazer períodos de seca mais intensos e frequentes (Allen *et al.*, 2017; Lacerda *et al.* 2016; Marengo *et al.*, 2017; Sales *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2014; Torres *et al.*, 2017). Alguns dos possíveis efeitos dessas mudanças podem ser constatados nos modelos apresentados nesse estudo onde até mesmo espécies adaptadas ao clima vigente da Caatinga poderão ter perdas substâncias em sua área distribuição potencial, sejam elas autóctones ou alóctones.

A precipitação é o principal fator responsável por controlar a distribuição de espécies na Caatinga (Albuquerque *et al.*, 2012; Rito *et al.*, 2017; Trindade *et al.*, 2020), fato esse aqui sustentado uma vez que as variáveis Precipitação Anual e Precipitação do mês mais chuvoso foram aquelas que mais influenciaram os modelos de *S. brasiliensis* e *A. cearensis*, respectivamente. O crescimento de *S. brasiliensis* e *A. cearensis* está intimamente relacionado com a precipitação, seja ela proveniente das estações mais chuvosas da Caatinga ou de chuvas torrenciais nas estações mais secas (Carvalho Nogueira *et al.*, 2017; Godoy-Veiga *et al.*, 2021; Paredes-Villanueva *et al.*, 2015). Assim, é natural que principalmente em cenários pessimistas, onde são projetadas menores quantidades de chuvas e maiores temperaturas para Caatinga (Silva *et al.*, 2023; Torres *et al.*, 2017), essas espécies tenham uma redução mais acentuada nas suas áreas de distribuição potencial como demonstrado nos modelos.

A relação citada também pode ser observada na distribuição potencial de *L. leucocephala*, uma vez que a Precipitação do mês mais chuvoso também foi a variável que mais influenciou sua distribuição potencial na Caatinga. O fato da variável mais expressiva nos modelos de *Prosopis* spp. ter sido Isotermalidade indica a importância da uniformidade térmica ao longo do ano em sua distribuição. Essa espécie é tipicamente encontrada em ambientes com baixa variação térmica, como regiões áridas e semiáridas (Hussain *et al.*, 2021; Pasiecznik, 2017a; 2017b; Shackleton *et al.*, 2014), sendo tolerante a altas temperaturas (El-Keblawy; Al-Rawai, 2005; Ramos-Rodriguez *et al.*, 2021; Sintayehu *et al.*, 2020) e incapaz de suportar fortes diminuições destas (Pasiecznik *et al.*, 2001). Naturalmente, a Caatinga também se enquadra nesse padrão por possuir uma variação entre 25 e 30°C durante o ano (Sampaio, 2003). Ademais, uma vez que é previsto aumento na temperatura na Caatinga (Santos *et al.*, 2014), a

tendência é que o processo de invasão dessa espécie continue sendo favorecido, como demonstrado nos modelos futuros.

Ademais, levando em consideração que, mesmo em cenários de intensa alteração climática, a Caatinga pode continuar apresentando áreas adequadas para a ocorrência de ambas as espécies nativas, algumas características intrínsecas destas podem viabilizar sua permanência no bioma. Ambas as espécies são xerófitas, heliófitas e apresentam caducifolia durante as estações secas (Carvalho, 2003; Japiassú *et al.*, 2016; Lorenzi, 1992; Medeiros *et al.*, 2018). A espécie *A. cearensis* ainda se destaca por ser capaz de produzir um tubérculo radicular durante seu desenvolvimento inicial que serve para armazenamento de nutrientes e água durante os períodos mais secos (Ramos *et al.*, 2004).

Ao comparar os modelos das duas espécies nativas é evidente que provavelmente *A. cearensis* será mais resistente as alterações climáticas na Caatinga e algumas características dessa espécie reiteram essa possibilidade. Costa *et al.* (2017) ao estudar a influência conjunta do aumento da temperatura e do CO₂ sobre *A. cearensis*, constatou que o desenvolvimento inicial de suas plântulas não sofreu alterações no número de folhas, no índice de clorofila e no comprimento total. Além disso, os autores também constataram que as sementes dessa espécie não sofreram efeito negativos durante o processo germinativo. Em corroboração, Aidar *et al.* (2011) demonstraram que a fotossíntese e a eficiência de uso da água dessa espécie reagiram positivamente ao aumento do CO₂ no ar. Desta forma, sendo essa uma espécie importante para Caatinga e seus moradores (Drumond *et al.*, 2016; Kiill, 2010), os resultados do presente estudo demonstram que *A. cearensis* pode ser uma árvore fundamental para projetos que visem a manutenção do bioma e a propagação de plantas nativas com potencial econômico e medicinal no futuro.

Quanto as espécies exóticas invasoras aqui estudadas, sendo estas comuns em ambientes árido e semiáridos, é natural que muitas das características citadas para as espécies nativas também estejam presentes em *L. leucocephala* (Ishihara *et al.*, 2018; Luo *et al.*, 2020; Yige *et al.*, 2012) e *Prosopis* spp (Arany *et al.*, 2012; Salazar *et al.*, 2019; Zarzosa *et al.*, 2021). Em adição, como apresentado por Castro *et al.* (2023), as sementes de *L. leucocephala* possuem um padrão de hidratação que pode continuar favorecendo sua germinação na Caatinga, mesmo em um cenário climático mais quente e com menos chuvas. Essas características são preocupantes pois indicam que essas espécies exóticas invasoras também possuem características adaptativas que podem auxiliar em sua permanência na Caatinga frente as projeções avaliadas.

A alta adequabilidade da espécie *Prosopis* spp. na Caatinga frente às mudanças climáticas está de acordo com a literatura. Trabalhos demonstraram que espécies do gênero

Prosopis (*P. juliflora*, *P. glandulosa* e *P. velutina*) podem aumentar sua área de distribuição em diversas áreas áridas e semiáridas ao redor do mundo, como na Etiópia (Sintayehu; Dalle; Bobasa, 2020), Irã (Amiri *et al.*, 2022) e em toda África do Sul (Mengistu *et al.*, 2023). Poucos trabalhos com o objetivo de avaliar a adequabilidade da espécie *L. leucocephala* frente as mudanças climáticas em áreas áridas e semiáridas foram encontrados, podendo ser destacado um realizado na África, que demonstrou uma redução na área adequada para a espécie, como no presente trabalho (Obiakara; Olubode; Chukwuka, 2023), e outro no México, cuja tendência foi de expansão (Puga *et al.*, 2020).

Entender como espécies não nativas podem reagir perante as mudanças climáticas é um passo crucial para o seu manejo. Apesar disso, na Caatinga poucos estudos com foco em analisar a distribuição potencial de espécies não nativas frente as mudanças climáticas foram encontrados. Silva Sobrinho *et al.* (2019), ao avaliar a distribuição potencial futura da espécie *Mangifera indica* L. constatou uma diminuição de áreas adequadas em grande parte da Caatinga. Já Cavalcante *et al.* (2020) demonstrou que a cactácea *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. pode expandir sua distribuição no futuro. Nesse último trabalho citado, os autores observaram que as áreas que se mantiveram adequadas para espécie estudada se localizavam na região leste da Caatinga e atribuíram isso ao fato da maior proximidade com a Mata Atlântica apresentar melhores condições de disponibilidade hídrica. Talvez isso também explique a mesma tendência apresentada não só pelas espécies exóticas invasoras *L. leucocephala* e *Prosopis* spp., mas também *S. brasiliensis* no presente trabalho.

É importante ressaltar que a ocorrência de secas prolongadas e mais intensas, como apresentado em algumas projeções, pode representar um perigo a mais para Caatinga no que se refere a invasão biológica. A seca pode atuar dificultando o recrutamento de árvores, o que resultaria no aumento de matagais e pastagens (Anderson-Teixeira *et al.*, 2013). O aumento de ervas nesses períodos pode favorecer a chegada e estabelecimento de *L. leucocephala* em outras áreas da Caatinga, uma vez que as plântulas dessa espécie tendem a não ser afetadas negativamente pela competição com a vegetação herbácea, enquanto algumas espécies nativas do bioma podem ser prejudicadas (Franco *et al.*, 2021). Esse comportamento também foi observado por Wolfe e Van Bloem (2012), em uma Floresta Seca de Porto Rico. Os resultados desses trabalhos foram atribuídos ao fato de *L. leucocephala* possuir características como maior velocidade de crescimento e baixa taxa de mortalidade durante a seca.

5.2 Dinâmica de sobreposição espacial

De acordo com os modelos binarizados, no presente as áreas potenciais de distribuição de *S. brasiliensis* e *A. cearensis* cobriram cerca de 702.176 km² e 862.941 km² da Caatinga, respectivamente. Dessas áreas potenciais de ocorrência, aproximadamente 38,10% para *S. brasiliensis* e 35,96% para *A. cearensis* estão expostas a impactos antropogênicos. Nas projeções futuras de *S. brasiliensis* é possível observar reduções graduais das áreas adequadas em todos os períodos avaliados, sendo os cenários pessimistas aqueles de reduções mais intensas, principalmente em 2081-2100 onde pode chegar a 467.927 km². Já para *A. cearensis*, a área binarizada se manteve constante independente do período avaliado devido à baixa variação na adequabilidade. No futuro, a porcentagem de antropização nas áreas adequadas para as espécies nativas pode diminuir, nos cenários otimistas, e aumentar, nos cenários pessimistas (Tabela 5).

Quanto as espécies exóticas invasoras, no presente *L. leucocephala* possui uma área adequada de 862.494 km² e *Prosopis* spp. de 862.941km², sendo, respectivamente, 35,97% e 35,96% antropizadas. No futuro, enquanto *Prosopis* spp. manteve sua área adequada em todas as projeções avaliadas, *L. leucocephala* apresentou retrações, chegando a 421.231 km² em 2081-2100, no cenário pessimista. As espécies exóticas invasoras também demonstraram um padrão de redução das áreas antropogênicas nos cenários otimistas e aumento nos cenários pessimistas (Tabela 5).

Tabela 5 - Área adequada total das espécies estudadas na Caatinga para o presente e em diferentes projeções futuras e suas respectivas porcentagens de antropização.

Espécies	Períodos	Área Adequada Total (Km ²)	Antropização (Km ²)	%
<i>S. brasiliensis</i>	Presente	702.176	267.549	38,10
	2041-2060 (SSP1-2.6)	631.192	233.002	36,91
	2041-2060 (SSP5-8.5)	575.721	227.498	39,52
	2061-2080 (SSP1-2.6)	622.865	217.416	34,91
	2061-2080 (SSP5-8.5)	513.689	198.347	38,61
	2081-2100 (SSP1-2.6)	606.244	202.378	33,38
	2081-2100 (SSP5-8.5)	467.927	180.071	38,48
<i>A. cearensis</i>	Presente	862.941	310.346	35,96
	2041-2060 (SSP1-2.6)	862.941	291.137	33,74
	2041-2060 (SSP5-8.5)	862.941	342.761	39,72
	2061-2080 (SSP1-2.6)	862.941	281.687	32,64
	2061-2080 (SSP5-8.5)	862.941	343.541	39,81
	2081-2100 (SSP1-2.6)	862.941	272.191	31,54
	2081-2100 (SSP5-8.5)	862.941	341.399	39,56

<i>L. leucocephala</i>	Presente	862.494	310.226	35,97
	2041-2060 (SSP1-2.6)	803.030	279.159	34,76
	2041-2060 (SSP5-8.5)	730.698	294.716	40,33
	2061-2080 (SSP1-2.6)	788.655	266.305	33,77
	2061-2080 (SSP5-8.5)	584.943	236.712	40,47
	2081-2100 (SSP1-2.6)	788.985	255.725	32,41
	2081-2100 (SSP5-8.5)	421.231	156.959	37,26
<i>Prosopis</i> spp.	Presente	862.941	310.346	35,96
	2041-2060 (SSP1-2.6)	862.941	291.137	33,74
	2041-2060 (SSP5-8.5)	862.941	342.761	39,72
	2061-2080 (SSP1-2.6)	862.941	281.687	32,64
	2061-2080 (SSP5-8.5)	862.941	343.541	39,81
	2081-2100 (SSP1-2.6)	862.941	272.191	31,54
	2081-2100 (SSP5-8.5)	862.941	341.399	39,56

Fonte: o autor (2024).

Para *S. brasiliensis*, no período atual, a sobreposição espacial com *L. leucocephala* foi estimada em 701.900 km² e em 702.176 km² com o *Prosopis* spp., sendo que cerca de 38,11% e 38,10% dessas áreas se encontram antropizadas, respectivamente (Tabela 6; Figura 8 e 10). Em todas as projeções futuras foram observadas diminuição na área sobreposta, sendo que essa redução foi mais intensa no cenário pessimista do período 2081-2100, onde *S. brasiliensis* apresentou uma área em comum de 236.603 km² com *L. leucocephala* e 467.927 km² com *Prosopis* spp. No futuro, a área antropizada dentro da região de sobreposição de *S. brasiliensis* com ambas as espécies exóticas invasoras tende a diminuir no panorama otimista e aumentar no pessimista (Tabela 6; Figura 8 e 10).

Já a espécie *A. cearensis*, no período presente, se sobrepôs em 862.494 km² com *L. leucocephala* e em 862.941km² com *Prosopis* spp., com valores respectivos de antropização de 35,92% e 35,96% (Tabela 6; Figura 9 e 11). As projeções futuras demonstraram diminuição da área compartilhada entre *A. cearensis* e *L. leucocephala*, principalmente no cenário pessimista do intervalo de 2080-2100 onde chegou a 421.231 km². Já com *Prosopis* spp. o valor da sobreposição se manteve inalterado em todo os períodos avaliados. Dentro dessas áreas sobrepostas projetadas no futuro entre *A. cearensis* e as duas espécies exóticas invasoras a exposição aos impactos antropogênicos diminuíram na perspectiva otimista e aumentaram na pessimista (Tabela 6; Figura 9 e 11).

Tabela 6 - Área adequada sobreposta entre as espécies nativas e exóticas invasoras estudadas na Caatinga para o presente e em diferentes projeções futuras e suas respectivas porcentagens de antropização.

Espécies	Períodos	Sobreposição (Km ²)	Antropização (Km ²)	%
<i>S. brasiliensis</i> X <i>L. leucocephala</i>	Presente	701.900	267.525	38,11
	2041-2060 (SSP1-2.6)	599.503	225.437	37,60
	2041-2060 (SSP5-8.5)	496.942	203.214	40,89
	2061-2080 (SSP1-2.6)	578.423	207.038	35,79
	2061-2080 (SSP5-8.5)	388.355	159.735	41,13
	2081-2100 (SSP1-2.6)	564.905	192.140	34,01
	2081-2100 (SSP5-8.5)	236.603	93.774	39,63
<i>A. cearensis</i> X <i>L. leucocephala</i>	Presente	862.494	310.226	35,97
	2041-2060 (SSP1-2.6)	803.030	279.159	34,76
	2041-2060 (SSP5-8.5)	730.698	294.716	40,33
	2061-2080 (SSP1-2.6)	788.655	266.305	33,77
	2061-2080 (SSP5-8.5)	584.943	236.712	40,47
	2081-2100 (SSP1-2.6)	788.985	255.725	32,41
	2081-2100 (SSP5-8.5)	421.231	156.959	37,26
<i>S. brasiliensis</i> X <i>Prosopis spp.</i>	Presente	702.176	267.549	38,10
	2041-2060 (SSP1-2.6)	631.192	233.002	36,91
	2041-2060 (SSP5-8.5)	575.721	227.498	39,52
	2061-2080 (SSP1-2.6)	622.865	217.416	34,91
	2061-2080 (SSP5-8.5)	513.689	198.347	38,61
	2081-2100 (SSP1-2.6)	606.244	202.378	33,38
	2081-2100 (SSP5-8.5)	467.927	180.071	38,48
<i>A. cearensis</i> X <i>Prosopis spp.</i>	Presente	862.941	310.346	35,96
	2041-2060 (SSP1-2.6)	862.941	291.137	33,74
	2041-2060 (SSP5-8.5)	862.941	342.761	39,72
	2061-2080 (SSP1-2.6)	862.941	281.687	32,64
	2061-2080 (SSP5-8.5)	862.941	343.541	39,81
	2081-2100 (SSP1-2.6)	862.941	272.191	31,54
	2081-2100 (SSP5-8.5)	862.941	341.399	39,56

Fonte: o autor (2024).

Fora do espaço sobreposto entre *L. leucocephala* e as espécies nativas, a área adequada apenas para ocorrência de *S. brasiliensis* (ANA) foi de 277 km², sendo que 9,39% se encontram antropizada. Já *A. cearensis* apresentou uma área de 447 km², com 26,79% de antropização. No futuro, as áreas adequadas apenas para as espécies nativas, assim como a antropização,

aumentaram em todas as projeções avaliadas. O período de maior incremento dessas áreas foi em 2081-2100 no cenário pessimista, onde *S. brasiliensis* obteve valores de 231.325 km² e *A. cearensis* de 441.710 km², sendo 37,31% e 41,76% antropizadas, respectivamente. Dentro da dinâmica espacial entre *S. brasiliensis* e *L. leucocephala*, as áreas adequadas para ocorrência apenas da exóticas invasora (AEI), assim como sua antropização, principalmente nas perspectivas pessimistas, tenderam a aumentar em relação ao presente. Quando comparada com *A. cearensis*, a sobreposição constante com a espécie nativa resultou na inexistência de áreas onde apenas *L. leucocephala* apresentasse adequabilidade (Tabela 7; Figura 7 e 8).

Em razão da alta sobreposição com *Prosopis* spp, as espécies nativas *S. brasiliensis* e *A. cearensis* não apresentaram áreas disponíveis apenas para sua ocorrência (ANA) em nenhum dos períodos ou cenários avaliados. Já a espécie exótica invasora em questão, quando comparada com *S. brasiliensis*, dispôs de uma área de 160.765 km² adequada apenas para sua ocorrência (AEI) no presente, sendo que 26,62% se encontram antropizadas. No futuro, é possível observar uma tendência de crescimento dessas áreas, assim como de sua antropização. O período de 2081-2100, no cenário pessimista foi aquele com maior aumento, chegando a 395.014 km², com 40,84% de antropização. Devido ao total compartilhamento de áreas adequadas com *A. cearensis*, *Prosopis* spp não apresentou áreas disponível apenas para sua ocorrência (Tabela 7; Figura 7 e 8).

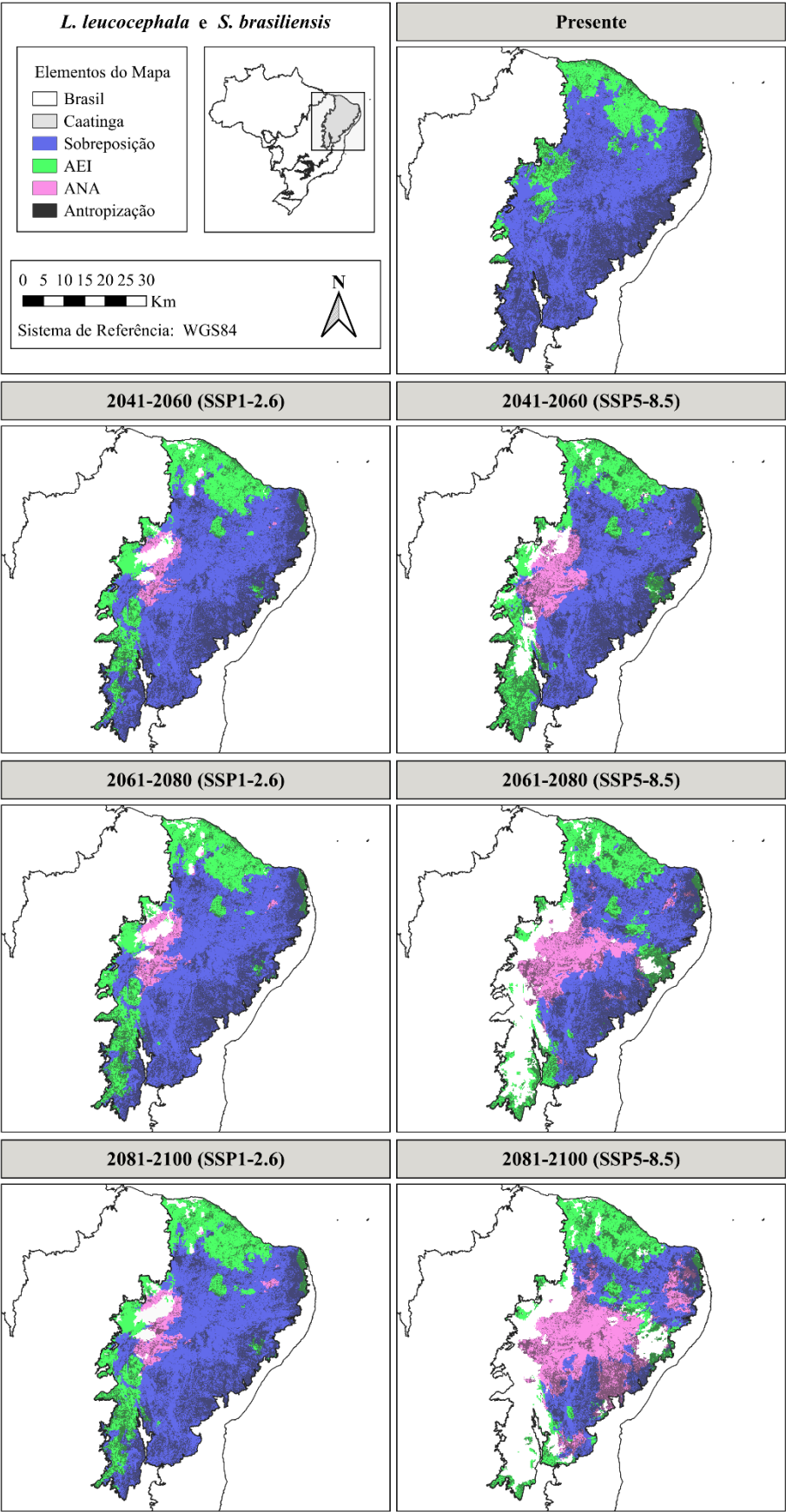
Tabela 7 - Área adequada não sobreposta e suas respectivas porcentagens de antropização para o presente e em diferentes projeções futuras. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).

Espécies	Períodos	ANA (Km ²)	Antropização (Km ²)	%	AEI (Km ²)	Antropização (Km ²)	%
<i>S. brasiliensis</i> X <i>L. leucocephala</i>	Presente	277	26	9,39	160.594	42.703	26,59
	2041-2060 (SSP1-2.6)	31.689	7.565	23,87	203.527	53.722	26,40
	2041-2060 (SSP5-8.5)	78.779	24.284	30,83	233.756	91.502	39,14
	2061-2080 (SSP1-2.6)	44.442	10.378	23,35	254.397	59.267	23,30
	2061-2080 (SSP5-8.5)	125.334	38.612	30,81	196.587	76.977	39,16
	2081-2100 (SSP1-2.6)	41.339	10.238	24,77	224.080	63.585	28,38
	2081-2100 (SSP5-8.5)	231.325	86.297	37,31	184.628	63.185	34,22
<i>A. cearensis</i> X <i>L. leucocephala</i>	Presente	448	120	26,79	0	0	0
	2041-2060 (SSP1-2.6)	59.911	11.978	19,99	0	0	0
	2041-2060 (SSP5-8.5)	132.243	48.045	36,33	0	0	0
	2061-2080 (SSP1-2.6)	74.286	15.382	20,71	0	0	0

	2061-2080 (SSP5-8.5)	277.998	106.829	38,43	0	0	0
	2081-2100 (SSP1-2.6)	73.956	16.466	22,26	0	0	0
	2081-2100 (SSP5-8.5)	441.710	184.440	41,76	0	0	0
	Presente	0	0	0	160.765	42.797	26,62
	2041-2060 (SSP1-2.6)	0	0	0	231.749	58.135	25,09
S. brasiliensis	2041-2060 (SSP5-8.5)	0	0	0	287.220	115.263	40,13
X	2061-2080 (SSP1-2.6)	0	0	0	240.076	64.271	26,77
Prosopis spp	2061-2080 (SSP5-8.5)	0	0	0	349.252	145.194	41,57
	2081-2100 (SSP1-2.6)	0	0	0	256.697	698.13	27,20
	2081-2100 (SSP5-8.5)	0	0	0	395.014	161.328	40,84
	Presente	0	0	0	0	0	0
	2041-2060 (SSP1-2.6)	0	0	0	0	0	0
A. cearensis	2041-2060 (SSP5-8.5)	0	0	0	0	0	0
X	2061-2080 (SSP1-2.6)	0	0	0	0	0	0
Prosopis spp	2061-2080 (SSP5-8.5)	0	0	0	0	0	0
	2081-2100 (SSP1-2.6)	0	0	0	0	0	0
	2081-2100 (SSP5-8.5)	0	0	0	0	0	0

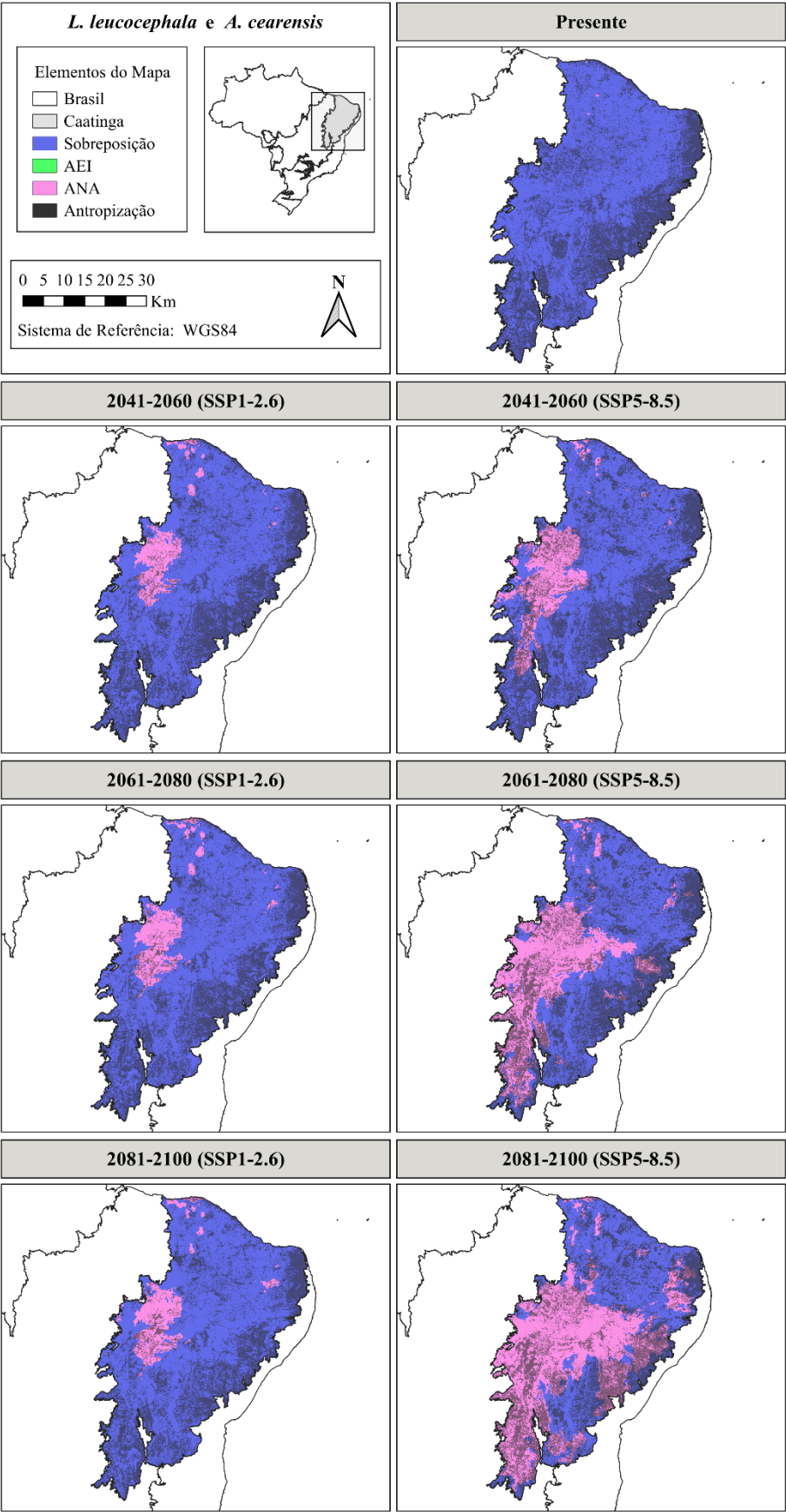
Fonte: o autor (2024).

Figura 8 - Dinâmica espacial de sobreposição entre *L. leucocephala* e *S. brasiliensis* e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).



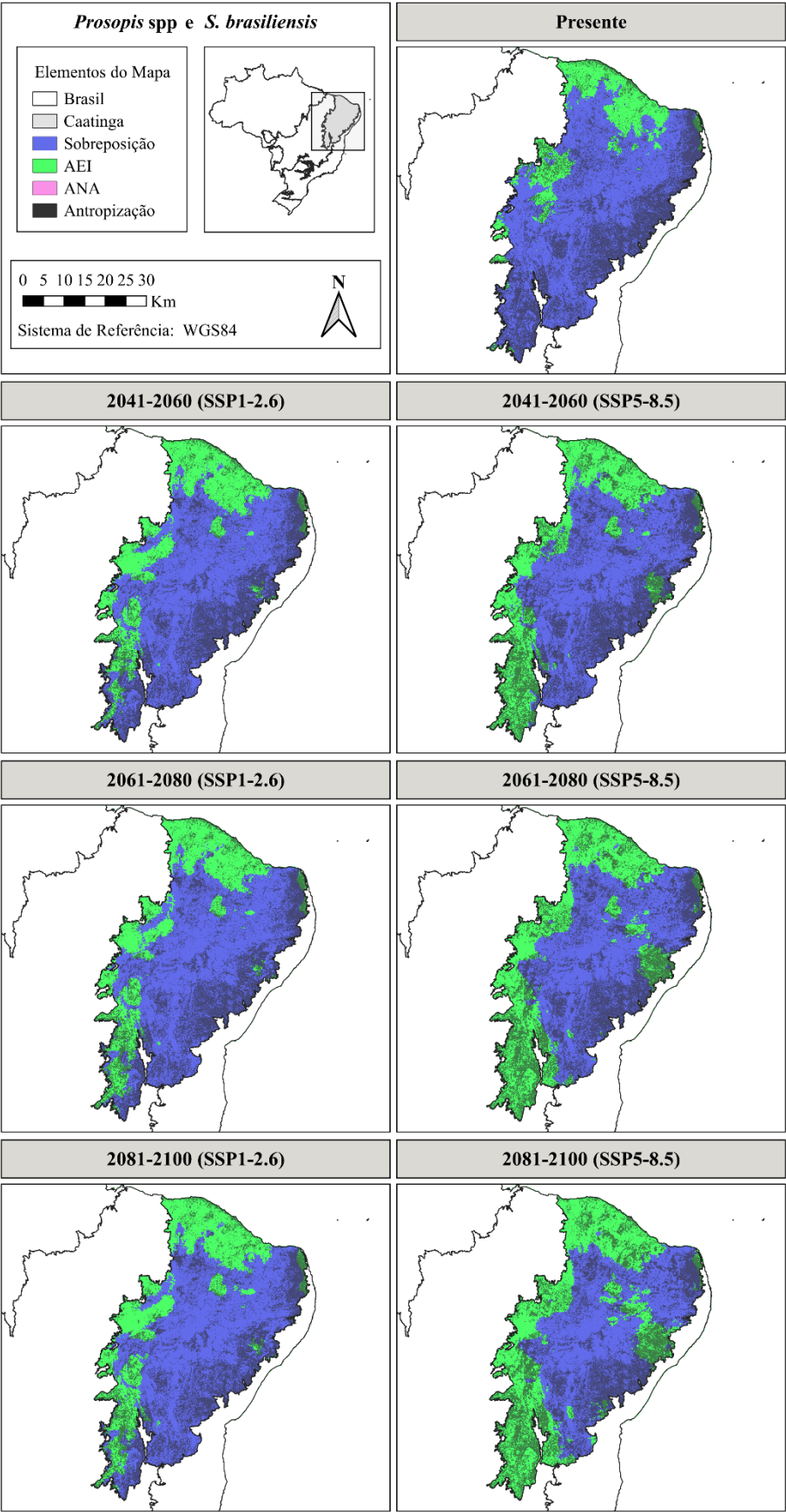
Fonte: o autor (2024).

Figura 9 - Dinâmica espacial de sobreposição entre *L. leucocephala* e *A. cearensis* e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).



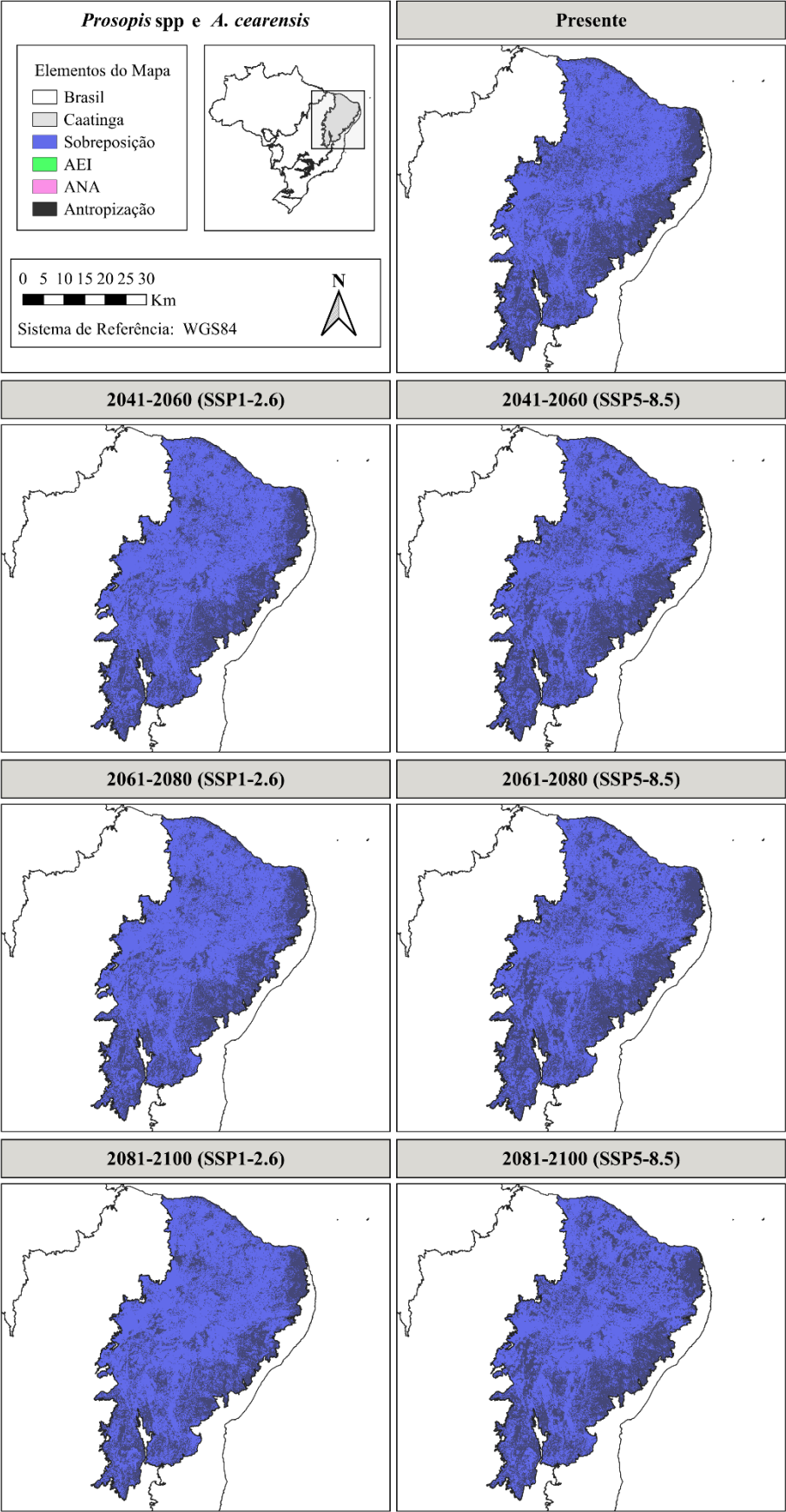
Fonte: o autor (2024).

Figura 10 - Dinâmica espacial de sobreposição entre *Prosopis* spp. e *S. brasiliensis* e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).



Fonte: o autor (2024).

Figura 11 - Dinâmica espacial de sobreposição entre *Prosopis* spp. e *A. cearensis* e antropização na Caatinga. A saber: ANA = áreas adequadas apenas para a espécie nativa (sem sobreposição); AEI = áreas adequadas apenas para espécie exótica invasora (sem sobreposição).



Fonte: o autor (2024).

Nas últimas décadas, as mudanças no uso da terra causaram grandes perdas na cobertura vegetal em zonas áridas e semiáridas em todo mundo (Song *et al.*, 2018), sendo apontado na Caatinga como o principal promotor de alterações na vegetação (Araujo *et al.*, 2023). Esse processo também tem a capacidade de diminuir a resiliência das espécies aos efeitos das mudanças climáticas (ver He *et al.*, 2019). Isso pode ocorrer de maneira mais severa principalmente em regiões com altas temperaturas e baixa precipitação (Mantyka-Pringle; Martin; Rhodes, 2013), como na Caatinga, formação classificada como área prioritária para restauração devido a sua vulnerabilidade aos efeitos conjuntos futuros da perda de habitat e mudanças climáticas induzida por atividades humanas (Segan; Murray; Watson, 2016). Assim, a alta ocorrência de ambientes antropizados nas áreas adequadas para ocorrência das espécies nativas no presente trabalho sinalizam para um panorama altamente preocupante no futuro para *S. brasiliensis* e *A. cearensis*.

A antropização pode dificultar ou impossibilitar o estabelecimento e a permanência de espécies nativas (Escudero; Olano, 2000; Fragoso *et al.*, 2017). Isso decorre do fato que ambientes antropizados muitas vezes possuem características como solos de baixa qualidade (Araujo *et al.*, 2012; Holl, 1999; Macedo *et al.*, 2023), ausência de dispersores (Jakovac *et al.*, 2021; Wijdeven *et al.*, 2000; Wolfe *et al.*, 2019) e fragmentação intensa (Holl *et al.*, 2000). Ademais, frente as mudanças climáticas, a presença de áreas antropizadas pode, por exemplo, dificultar a dispersão de espécies para ambientes climaticamente adequados no futuro (e.g. Feeley; Silman, 2010; Selwood; McGeoch; Mac Nally, 2014). Desta forma, as áreas com adequabilidade para ocorrência de *S. brasiliensis* e *A. cearensis*, mas antropizadas, podem atuar como barreiras, dificultando não apenas a realização de suas distribuições potenciais, mas também a chegada em outras áreas adequadas. Isso é extremamente preocupante principalmente nos cenários futuros pessimistas uma vez que foram marcados pela intensificação das áreas antropizadas.

Em contrapartida, os ambientes antropizados podem favorecer as espécies não nativas. Distúrbios associados ao processo de degradação podem resultar na exclusão de possíveis competidores (Daly *et al.*, 2023; Davis *et al.*, 2000; Pickett; White, 1985), proporcionando a formação de nichos vagos que permitem com que as espécies exóticas invasoras ocorram e se dispersem nesses locais (Jauni *et al.*, 2014; Ziller, 2001a). A facilitação mediada por ambientes perturbados por atividades antrópicas é muitas vezes considerada como um dos fatores determinantes no sucesso do processo de invasão biológica em diferentes ambientes (Lembrechts *et al.*, 2016; Pyšek *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2006), inclusive na Caatinga (Pinto *et al.*, 2020).

De acordo com Costa e Durigan (2010), ambientes antropizado permitem com que *L. leucocephala* domine e inviabilize o estabelecimento de plantas nativas. Isso já foi observada em regiões de Florestas Secas (Rojas-Sandoval *et al.*, 2022; Wolfe; Bloem, 2012) e geralmente é atribuído as características intrínsecas dessa espécie. Na Caatinga, essa exótica invasora tem demonstrado atributos competitivos superiores, como maior capacidade de aquisição e uso de recursos, tais como água e radiação (Barros *et al.*, 2020). Além disso, Franco *et al.*, (2021) demonstraram que a *L. leucocephala* possui taxas de germinação, crescimento e estabelecimento melhores do que algumas espécies nativas. Os autores ainda apontam que, em ambientes antropizado na Caatinga, condições climáticas adequadas podem facilitar a disseminação de *L. leucocephala*.

De maneira semelhante, para *Prosopis* spp., a degradação ambiental também é benéfica (Souza Nascimento *et al.*, 2020) e inclusive pode auxiliar no processo de substituição de espécies nativas (Edrisi *et al.*, 2020; Gallaher; Merlin, 2010). Na Caatinga, essas espécies tem demonstrado melhores capacidades competitivas quando comparadas a algumas árvores nativas (Barros *et al.*, 2020; Souza Nascimento *et al.*, 2014; Oliveira *et al.*, 2017;). Em seu trabalho, Oliveira *et al.* (2012) constatou que as plântulas de *P. juliflora* possuem um crescimento rápido em diâmetro e altura o que, consequentemente, lhe assegura maior velocidade na ocupação de nichos vagos. Em adição, os trabalhos de Andrade *et al.* (2009) e Andrade *et al.* (2010) indicam uma possível relação entre a presença de *P. juliflora* e a diminuição da abundância de algumas espécies, como *S. brasiliensis*.

Diversos trabalhos têm demonstrado que as invasões biológicas e a degradação ambiental podem apresentar uma relação sinérgica, intensificando o processo de exclusão de espécies nativas (Chakraborty *et al.*, 2018; Didham *et al.*, 2007; Gutiérrez-Cánovas *et al.*, 2020; Salgado *et al.*, 2018; Sinasson *et al.*, 2016). Desta forma, os ambientes antropizados inseridos na região de adequabilidade compartilhada representam áreas onde *L. leucocephala* e *Prosopis* spp. podem ter vantagens devido as suas características, enquanto *S. brasiliensis* e *A. cearensis*, caso consigam se dispersar, podem ser prejudicadas de maneira ainda mais intensa devido à pressão conjunta desses dois fatores. Isso é extremamente preocupante uma vez que as áreas sobrepostas representaram grande parte da área total das espécies nativas e contem grandes extensões de ambientes antropizados, que podem ser ainda maiores no futuro.

Todavia, é importante ressaltar que algumas das áreas antropizadas aqui consideradas podem não ser adequadas para o estabelecimento de grandes populações das espécies exóticas invasoras estudadas, mesmo apresentando adequabilidade climática, devido as suas dinâmicas de uso. Apesar disso, elas podem auxiliar no processo de dispersão, como é o caso dos

ambientes urbanos que podem servir como “locais de lançamento” para que as espécies não nativas invadam áreas periurbanas, naturais ou rurais (Mclean *et al.*, 2017; Säumel; Kowarik, 2010). Ademais, em ambientes utilizados para práticas pecuárias na Caatinga, bovinos e muarees podem potencializar a dispersão e germinação de *Prosopis* spp. (Souza Nascimento, 2020). De maneira semelhante, em outras regiões, bovinos já foram sinalizados como possíveis dispersores de *L. leucocephala* (Nakao; Cardoso, 2010). Em adição, ambientes agrícolas abandonados podem atuar como facilitador do processo de invasão de *Prosopis* spp na Caatinga (Andrade *et al.*, 2010).

Nas áreas conservadas, a probabilidade de as espécies exóticas invasoras realizarem sua distribuição é menor, visto que esses ambientes tendem a representar uma maior resistência, uma vez que a maioria dos nichos já estariam ocupados (Daly *et al.*, 2023; Elton, 1958; Lonsdale, 1999). Entretanto, é importante ressaltar que *L. leucocephala* aparentemente pode ocorrer em ambientes não antropizados na Caatinga (Carvalho *et al.*, 2012). Com isso, existe a possibilidade dessa espécie se tornar uma invasora “adormecida”, aguardando por perturbações que possam facilitar sua expansão (Daly *et al.*, 2023). Em áreas conservadas onde ocorre sobreposição, o extrativismo intenso sofrido por *S. brasiliensis* e *A. cearensis* (Campos *et al.*, 2021; Kill; Lima, 2011;) pode acabar atuando como agente de perturbação, impulsionando o processo de invasão e dificultando o retorno dos táxons nativos.

É importante ponderar também sobre as diferenças entre os cenários projetados de cobertura no uso da terra utilizados. A narrativa SSP1, aqui vinculada ao cenário otimista (RCP2.6), também chamada de “caminho verde”, projeta um mundo voltado a questões mais sustentáveis e com baixas emissões de CO₂ (Riahi *et al.*, 2017; Rogelj *et al.*, 2018). Já o SSP5, aqui vinculada ao cenário pessimista (RCP8.5), é fortemente marcado pela intensificação da utilização de combustíveis fósseis e rápido desenvolvimento (Kriegler *et al.*, 2017). A junção dessas e outras características fazem com que a narrativa SSP5 projete um maior aumento de áreas antropizadas, quando comparado ao SSP1 (O'Neill *et al.*, 2016). Isso ajuda explicar de maneira geral os valores de antropização obtidos, apesar de outros fatores, como a própria variação na área adequada para as espécies frente as mudanças climáticas, também influenciarem.

Todavia é possível que as áreas antropizadas quantificadas no presente trabalho possam estar subvalorizadas, sendo um dos fatores responsáveis os próprios cenários aqui utilizados. O SSP3, associado com o RCP7.0, prevê baixa preocupação com questões ambientais a nível global, o que poderá levar a uma alta degradação ambiental (Rogelj *et al.*, 2018). Em comparação com o SSP5-8.5, essa narrativa demonstra que as áreas de cultivo e pastagem

podem ser ainda maiores no futuro (O'Neill *et al.*, 2016). Outro fator é a incapacidade das projeções em capturar todos os aspectos da antropização regional da Caatinga devido a sua resolução (1km²). Segundo o Projeto MapBiomas, que possui uma resolução de 30m, em 2020 as áreas antropizadas presente na Caatinga ultrapassaram 347 mil km², resultando em uma perda de 26,36% da vegetação primária desde 1985 (Projeto MapBiomas, 2021). Em resumo, apesar das áreas antropizadas aqui representarem perigo para as espécies nativas, é provável que essa situação seja ainda pior.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do presente trabalho demonstram que os três fatores analisados podem afetar negativamente a distribuição das espécies nativas estudadas na Caatinga. Devido as mudanças climáticas, *S. brasiliensis* pode perder grande parte das áreas adequadas para sua ocorrência, enquanto *A. cearensis* pode sofrer apenas pequenas contrações, mesmo em cenários mais pessimistas. Todavia, grande parte das áreas adequadas restantes para ambas as espécies nativas podem sofrer perdas substanciais em decorrência da antropização crescente. Acrescido a esse cenário preocupante, foi possível observar grande taxa de sobreposição entre as espécies nativas e exóticas invasoras, fator esse que pode afetar a distribuição potencial de *S. brasiliensis* e *A. cearensis* no futuro, principalmente nas áreas antropizadas.

Os resultados gerados no presente estudo poderão servir de base para futuros projetos que visem a conservação das espécies *S. brasiliensis* e *A. cearensis* na Caatinga. Ademais, enfatizamos a necessidade de priorizar o controle das espécies exóticas invasoras aqui avaliadas, principalmente *Prosopis* spp. que pode não sofrer contrações na sua área adequada em razão das mudanças climáticas e invadir novas regiões da Caatinga, principalmente devido ao aumento das áreas antropizadas no futuro.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. O domínio morfoclimático semi-árido das caatingas brasileiras. **Geomorfologia**, São Paulo, n. 43, p. 1-39, 1974. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001348621>. Acesso em: 14 ago. 2023.
- ABBAS, A. *et al.* Evaluation and projection of precipitation in Pakistan using the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 model simulations. **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 13, p. 6665-6684, mar. 2022. <https://doi.org/10.1002/joc.7602>. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/joc.7602>. Acesso em: 9 abr. 2023.
- ADELINO, J. R. P. *et al.* The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. **NeoBiota**, Brasil, v. 67, p. 349-374, jul. 2021. Doi: <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59185>. Disponível em: <https://neobiota.pensoft.net/article/59185/>. Acesso em: 14 ago. 2023.
- AIDAR, T. S. *et al.* **Trocas gasosas foliares de imburana-de-cheiro (Amburana cearensis) em função da concentração de dióxido de carbono no ar**. Petrolina: Embrapa, 2011. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/49807/1/Saulo.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2022.
- AITKEN, S. N. *et al.* Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. **Evolutionary applications**, v. 1, n. 1, p. 95-111, jan. 2008. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x>. Acesso em: 25 ago. 2023
- ALBUQUERQUE, U. P. *et al.* Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. **The Scientific World Journal**, Londres, v. 2012, ago. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1100/2012/205182>. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/tswj/2012/205182/>. Acesso em: 9 mar. 2023.
- ALLEN, K. *et al.* Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 023001, fev. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa5968/meta>. Acesso em: 5 out. 2022.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of applied ecology**, Londres, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, set. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>. Acesso em: 9 out. 2022.
- ALMEIDA, A. P. M. G. *et al.* Avaliação do efeito tóxico de *Leucaena leucocephala* (Leg. Mimosoideae) em ovinos. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Brasil, v. 26, n. 3, p. 190-194, set. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-736X2006000300011>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pvb/a/N9DBwSdPkFPZQdBhcqGZMCH/?lang=pt>. Acesso em: 9 out. 2022.

ALMEIDA, J. R. G. S. *et al.* *Amburana cearensis*: uma revisão química e farmacológica. **Scientia Plena**, Brasil, v. 6, n. 11, p. 1-8, Nov. 2010. Disponível em: <https://ri.ufs.br/handle/123456789/587>. Acesso em: 9 out. 2022.

ALMEIDA, W. R. *et al.* The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. **Biological Invasions**, Suíça, v. 17, n. 1, p. 51-56, jun. 2015. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0738-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-014-0738-6>. Acesso em: 10 nov. 2023.

ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Alemanha, v. 22, n. 6, p. 711-728, dez. 2013. Doi: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Disponível em: http://143.107.18.37/material/mftandra2/ACA0225/Alvares_etal_Koppen_climate_classBrazil_MeteoZei_2014.pdf. Acesso em: 10 nov. 2023.

ALVES, J. S. *et al.* *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. In: FABRICANTE, J.R. (Org.) **Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga**. Florianópolis: Bookess, 2014, p. 13-20.

AMIRI, M.; TARKESH, M.; SHAFIEZADEH, M. Modelling the biological invasion of *Prosopis juliflora* using geostatistical-based bioclimatic variables under climate change in arid zones of southwestern Iran. **Journal of Arid Land**, v. 14, n. 2, p. 203-224, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1007/s40333-022-0004-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40333-022-0004-1>. Acesso em: 20 fev. 2024.

ANDERSON, R. P.; PETERSON, A. T.; GÓMEZ-LAVERDE, M. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. **Oikos**, Canadá, v. 98, n. 1, p. 3-16, fev. 2002. Doi: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.t01-1-980116.x>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1034/j.1600-0706.2002.t01-1-980116.x?casa_token=Fh0Qt9xY_n4AAAAA%3AikbMacbfsaobwb11o-2tUyc2LRz_kZq2xD-exRliDcasTb-I93x5bSHHDenkWcz7-SkPnCrvCEEKtUbO. Acesso em: 16 out. 2023.

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. *et al.* Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. **Global change biology**, Inglaterra, v. 19, n. 7, p. 2001-2021, set. 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12194>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.12194?casa_token=gNwyqAkyYBsAAA%3ABfd89YEcuKNjiScY5cvaUdb55t_gInvLH-tsmBZPKQXc-342Bjq44HZUbCHSbadT8T5ZgzPBp9ghwv9-. Acesso em: 10 nov. 2023.

ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 32, n. 3, p. 249-255, set. 2010. Doi: <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v32i3.4535>. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/1871/187114391006.pdf>. Acesso em: 9 out. 2022.

ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Brasília, v. 23, n. 4, p. 935-943, dez. 2009. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102->

33062009000400004. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/abb/a/cGvNKjFdQJH4kMpT7xFYP7g/>. Acesso em: 20 jul. 2023.

ANTONGIOVANNI, M. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, Londres, v. 57, n. 10, p. 2064-2074, jul. 2019. Doi:

<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13686>. Disponível em:

<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.13686>. Acesso em: 20 jul. 2023.

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, p. 1353-1367, jun. 2018.

<https://doi.org/10.1007/s10980-018-0672-6>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-018-0672-6>. Acesso em: 24 jul. 2023.

ARANY, A. M.; SOLEIMANI, Z.; SOWDAIZADEH, H. Investigation on the effect of drought stress in *Prosopis Juliflora*, *P. cineraria* (L.) Durce, *P. koehiana* Burkil in three life cycles (germination, seedling, maturity). **Iranian Journal of Forest and Poplar Research**, Irã, v. 20, n. 1, p. 123-136, mai. 2012. Doi: <http://dx.doi.org/10.22092/ijfpr.2012.6106>.

Disponível em:

https://ijfpr.areeo.ac.ir/article_6106_fa231ca973f1634856631b6a3908ff67.pdf. Acesso em: 10 ago. 2023.

ARAUJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão ambiental de áreas degradadas**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012.

ARAUJO, H. F. P. *et al.* Human disturbance is the major driver of vegetation changes in the Caatinga dry forest region. **Scientific Reports**, Londres, v. 13, n. 1, p. 18440, out. 2023. DOI:

<https://doi.org/10.1038/s41598-023-45571-9>. Disponível em:

<https://www.nature.com/articles/s41598-023-45571-9>. Acesso em: 01 dez. 2023.

ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in ecology & evolution**, Estados Unidos, v. 22, n. 1, p. 42-47, jan. 2007. Doi:

<https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>. Disponível em:

[https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(06\)00303-X](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(06)00303-X). Acesso em: 10 ago. 2023.

ARAÚJO, M. B.; RAHBK, C. How does climate change affect biodiversity? **Science**, Washington, v. 313, n. 5792, p. 1396-1397, set. 2006. Doi:

<http://dx.doi.org/10.1126/science.1131758>. Disponível em:

https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.1131758?casa_token=rMc59Sm-CWUAAAAA%3AawcuDCM_2dkpc_GIdggM3QS_M-1x6d_ktVzwHMFDEXT8Zrl8Rwu-VGPFs8dx7GuMjqelncxw4xtdrB4Q. Acesso em: 20 jul. 2023.

Assessment, Millennium Ecosystem. **Ecosystems and human well-being**. Vol. 5. Washington: Island Press, 2005.

BABAOUSMAIL, H. *et al.* Evaluation of the performance of CMIP6 models in reproducing rainfall patterns over North Africa. **Atmosphere**, v. 12, n. 4, p. 475, abr. 2021.

<https://doi.org/10.3390/atmos12040475>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4433/12/4/475>. Acesso em: 10 mai. 2022.

BAKER, H. G. The evolution of weeds. **Annual review of ecology and systematics**, v. 5, n. 1, p. 1-24, nov. 1974. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000245>. Disponível em:

https://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.es.05.110174.000245?casa_token=oNvOHpVdKlMAAAAA%3AhNbQ6K_lfVP7VE4kL8vmGnAOFpydFQTnIM6wJK5esuNM9PtqIUl9ruvAq0DcgZuNR-ZLHPvVsbtRPQ. Acesso em: 9 jun. 2023.

BARBET-MASSIN, M. *et al.* Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? **Methods in ecology and evolution**, Londres, v. 3, n. 2, p. 327-338, jan. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>. Acesso em: 10 ago. 2023.

BARROS, V. *et al.* Different resource-use strategies of invasive and native woody species from a seasonally dry tropical forest under drought stress and recovery. **Plant Physiology and Biochemistry**, Holanda, v. 147, p. 181-190, fev. 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.12.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0981942819305340?via%3Dihub>. Acesso em: 20 jun. 2023.

BARVE, N. *et al.* The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecological modelling**, v. 222, n. 11, p. 1810-1819, jun. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380011000780?via%3Dihub>. Acesso em: 17 jan. 2023.

Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. 2023. Disponível em: <http://bd.institutohorus.org.br>. Acesso em: 15 jun. 2023.

BECKMANN, M. Z. *et al.* Potencial ornamental de espécies do Bioma Caatinga. **Comunicata Scientiae**, Piauí, v. 8, n. 1, p. 43-58, abr. 2017. Doi: <https://doi.org/10.14295/CS.v8i1.2649>. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6294768>. Acesso em: 10 ago. 2023.

BELLARD, C. *et al.* Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology letters**, Reino Unido, v. 15, n. 4, p. 365-377, abr. 2012. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>. Acesso em: 1 out. 2023.

BELLARD, C. *et al.* Will climate change promote future invasions? **Global change biology**, Inglaterra, v. 19, n. 12, p. 3740-3748, jul. 2013. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.12344>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.12344>. Acesso em: 13 set. 2023.

BELLARD, C.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biology letters**, Reino Unido, v. 12, n. 2, p. 20150623, fev. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rsbl.2015.0623>. Acesso em: 13 set. 2023.

BLACKBURN, T. M. *et al.* A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in ecology & evolution**, Estados Unidos, v. 26, n. 7, p. 333-339, mai. 2011. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(11\)00093-0](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(11)00093-0). Acesso em: 14 set. 2023.

BORIA, R. A. *et al.* Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. **Ecological modelling**, Holanda, v. 275, p. 73-77, mar. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380013005917?casa_token=Q_QGnS5Z-NkAAAAA:wFsRYm3i9i0NJ2UucFIaeGZ2oh2dJ-OPbcBbJnn2OuLjGR_pf-DDRCmKN7ZdjL_OGfiNH1YBykw. Acesso em: 2 ago. 2023.

BOUCHER-LALONDE, V.; CURRIE, D. J. Spatial autocorrelation can generate stronger correlations between range size and climatic niches than the biological signal - A demonstration using bird and mammal range maps. **PloS one**, California, v. 11, n. 11, p. e0166243, nov. 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166243>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0166243>. Acesso em: 12 jun. 2023.

BREIMAN, L. Random forests. **Machine learning**, Berkeley, v. 45, n. 1, p. 5-32, out. 2001. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/a:1010933404324>. Acesso em: 7 out. 2023.

BROENNIMANN, O.; GUISAN, A. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. **Biology letters**, Reino Unido, v. 4, n. 5, p. 585-589, jul. 2008. Doi: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0254>. Disponível em: https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rsbl.2008.0254?casa_token=MOs03PSICpIAAAAA%3ABDCNUnTBb8-LbU6LaFtLnnnt0lwcSWUeIcB1n8aX3RkQri9I1LOl8kta-amTcfJw6G5Df-asHca8lVo. Acesso em: 23 out. 2023.

BUTCHART, S. H. M. *et al.* Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, Washington, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, abr. 2010. Doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1187512>. Disponível em: https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.1187512?casa_token=xup9_MP9090AAAAA%3AFlgNmRKGW6SzLktQ9YqFStDQFmxZ0lc84_ZKDZ4-j5vbQ_UZt7zciPiy1dVzbWVMGWR_8pYdUNZHa1g. Acesso em: 13 set. 2023.

CAMPOS, J. L. A.; ALBUQUERQUE, U. P. Indicators of conservation priorities for medicinal plants from seasonal dry forests of northeastern Brazil. **Ecological Indicators**, Holanda, v. 121, p. 106993, fev. 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106993>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20309328>. Acesso em: 18 ago. 2022.

CANUTO, K. M. *et al.* **Uso de plantas jovens de *Amburana cearensis* AC Smith: alternativa para preservação e exploração econômica da espécie**. Petrolina: Embrapa Semiárido-Documents (INFOTECA-E), 2008.

CANUTO, K. M.; SILVEIRA, E.R.; BEZERRA, A.M. E. Estudo fitoquímico de espécimens cultivados de cumaru (*Amburana cearensis* A. C. Smith). **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 662-

666, abr. 2010. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422010000300034>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/x6H68r7zMMGm9zZNzWddVwt/>. Acesso em: 13 set. 2023.

CARVALHO NOGUEIRA, F. *et al.* Responses of tree-ring growth in *Schinopsis brasiliensis* to climate factors in the dry forests of northeastern Brazil. **Trees**, Alemanha, v. 32, p. 453-464, nov. 2017. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00468-017-1642-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-017-1642-3>. Acesso em: 19 out. 2023.

CARVALHO, E. C. D.; SOUZA, B. C.; TROVÃO, D. M. B. M. Ecological succession in two remnants of the Caatinga in the semi-arid tropics of Brazil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 10, n. 1, p. 13-13, mar. 2012. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/rbrasbioci/article/view/115599>. Acesso em: 13 ago. 2023.

CARVALHO, F. M. V.; FERNANDEZ, F. A. S.; NESSIMIAN, J. L. Food habitats of sympatric opossums coexisting in small Atlantic Forest fragments in Brazil. **Mammalian Biology**, Alemanha, v. 70, n. 6, pp. 366-375, jun. 2005. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2005.08.003>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1016/j.mambio.2005.08.003>. Acesso em: 5 jun. 2023.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. Brasil, Vol. Brasília: Embrapa Florestas, 2003.

CATFORD, J. A. Hydrological impacts of biological invasions. In: VILÀ, M., HULME, P. (eds). *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services*. Springer: Cham, Switzerland, vol 12, p. 63-80, fev.2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-45121-3_5. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-45121-3_5. Acesso em: 17 abr. 2022.

CAVALCANTE, A. M. B. *et al.* Impacts of climate change on the potential distribution of epiphytic cacti in the Caatinga biome, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 95, n. 2, p. e20200904, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320200904>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/3RKwSPSHFKTMgDgQhhJcPhd/>. Acesso em: 9 dez. 2023.

CAVALCANTE, A. M. B. *et al.* Modeling the distribution of three cactus species of the Caatinga biome in future climate scenarios. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, Deli, v. 45, n. 2, p. 191-203, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020180836>. Disponível em: <https://www.nieindia.org/Journal/index.php/ijeas/article/view/1675>. Acesso em: 13 ago. 2023.

CAVALCANTE, A. M. B.; DUARTE, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. Modeling the potential distribution of *Epiphyllum phyllanthus* (L.) Haw. under future climate scenarios in the Caatinga biome. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 92, n. 2, 2020a. Doi: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020180836>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/HrrRpkd7NWXxmZ8G3QgSyfm/>. Acesso em: 2 dez. 2022.

CAVALCANTE, A. M. B.; FERNANDES, P. H. C.; SILVA, E. M. *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill. e as Mudanças Climáticas: Uma Análise a Luz da Modelagem de Distribuição de Espécies no Bioma Caatinga. **Revista Brasileira de Meteorologia**, Rio de Janeiro, v. 35, p. 375-385, jul. 2020b. Doi: <https://doi.org/10.1590/0102-7786353001>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbmet/a/MwY5rPNzHLM66L7vsvXpymM/abstract/?stop=previous&format=html&lang=en>. Acesso em: 12 nov. 2022.

CAVALCANTE, A. M. B.; MAJOR, I. Invasion of alien plants in the Caatinga biome. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, Estocolmo, v. 35, n. 3, p. 141-143, mai. 2006. Doi: [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[141:IOAPIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[141:IOAPIT]2.0.CO;2). Disponível em: [https://bioone.org/journals/AMBIO-A-Journal-of-the-Human-Environment/volume-35/issue-3/0044-7447\(2006\)35\[141:IOAPIT\]2.0.CO;2/Invasion-of-Alien-Plants-in-the-Caatinga-Biome/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[141:IOAPIT\]2.0.CO;2.full?casa_token=axzyYO0Pbl0AAAAA:jYpXcoL_EP HVx7DU7a4AD68Rx6k_nxyRqaJmQdRlfdzWtcr9G3A59n4mf4rKE5I4tzjNkDVsgQ](https://bioone.org/journals/AMBIO-A-Journal-of-the-Human-Environment/volume-35/issue-3/0044-7447(2006)35[141:IOAPIT]2.0.CO;2/Invasion-of-Alien-Plants-in-the-Caatinga-Biome/10.1579/0044-7447(2006)35[141:IOAPIT]2.0.CO;2.full?casa_token=axzyYO0Pbl0AAAAA:jYpXcoL_EP HVx7DU7a4AD68Rx6k_nxyRqaJmQdRlfdzWtcr9G3A59n4mf4rKE5I4tzjNkDVsgQ). Acesso em: 20 nov. 2022.

CDB - Convention on Biological Diversity. 1992. Disponível em: <https://www.cbd.int/convention/text/default.shtml>. Acesso em: 08 ago. 2023.

CHAKRABORTY, S. K. Bioinvasion and environmental perturbation: Synergistic impact on coastal-mangrove ecosystems of West Bengal, India. In: MAKOWSKI, C.; FINKL, C.W. (Eds.) **Impacts of invasive species on coastal environments: coasts in crisis**. p. 171-245, jul. 2019. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-91382-7_6. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-91382-7_6. Acesso em: 8 ago. 2023.

CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. **Ecological niches: linking classical and contemporary approaches**. Chicago: The University of Chicago Press, 2003.

CNCFLORA. *Amburana cearensis* (Alémão) A.C.Sm. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/ptbr/profile/Amburana%20cearensis>. Acesso em: 20 fev. 2024.

COBOS, M. E.; PETERSON, A. Townsend. Broad-scale factors shaping the ecological niche and geographic distribution of *Spirodela polyrhiza*. **Plos one**, v. 18, n. 5, p. e0276951, mai. 2023. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0276951>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0276951>. Acesso em: 2 set. 2023.

COLDWELL, R. K.; FUTUYMA, D. J. On the measure of niche breadth and overlap. **Ecology**, v. 52, n. 4, p. 567-576, jul. 1971. Doi: <https://doi.org/10.2307/1934144>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1934144>. Acesso em: 12 abr. 2022.

COOPER, J. C.; SOBERÓN, J. Creating individual accessible area hypotheses improves stacked species distribution model performance. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 1, p. 156-165, mai. 2018. <https://doi.org/10.1007/s12080-019-0432-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12080-019-0432-5>. Acesso em: 20 set. 2023.

CORRÊA, A. C. B. *et al.* The Semi-arid Domain of the Northeast of Brazil. In: André Augusto Rodrigues Salgado; Leonardo José Cordeiro dos Santos; Júlio César Paisani. (Org.). **The Physical Geography of Brazil, Vegetation and Landscape**. 1ed.: Springer International Publishing, v. 1, p. 119-150, jan. 2019. https://doi.org/10.1007/978-3-030-04333-9_7.

Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-04333-9_7. Acesso em: 20 jul. 2023.

COSTA, J. N. M. N.; DURIGAN, G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): invasora ou ruderal? **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 825-833, out. 2010. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000500008>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/Hr6ZXvWzBKB6B8vkKvRhyCF/?lang=pt>. Acesso em: 19 abr. 2023.

COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S.; LIMA-VERDE, L. Wilson. Flora and life-form spectrum in an area of deciduous thorn woodland (caatinga) in northeastern, Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 68, n. 2, p. 237-247, jan. 2007. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.06.003>. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196306002217?casa_token=DZT6gJghrd8AAAAA:oFWzVRYP AU6Wq5DP52TkXt4sq5fGWAzbkOOdzNelI4R1rrSZFW6q-qM2m9WywKy1C7n-7PfvTY. Acesso em: 20 jun. 2023.

CRONK, Q. C. B.; FULLER, J. L. **Plant Invaders: the threat to natural ecosystems**. London: Routledge, abr. 2001. Doi: <https://doi.org/10.4324/9781315071831>. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.4324/9781315071831/plant-invaders-quentin-cronk-janice-fuller>. Acesso em: 24 mar. 2023.

DALY, E. Z. *et al.* A synthesis of biological invasion hypotheses associated with the introduction–naturalisation–invasion continuum. **Oikos**, v. 2023, n. 5, p. e09645, fev. 2023. Doi: <https://doi.org/10.1111/oik.09645>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/oik.09645>. Acesso em: 6 abr. 2023.

DANTAS, L. G. *et al.* Future Changes in Temperature and Precipitation over Northeastern Brazil by CMIP6 Model. *Water*, v. 14, n. 24, p. 4118, dez. 2022. <https://doi.org/10.3390/w14244118>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/24/4118>. Acesso em: 26 ago. 2023.

DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of ecology**, v. 88, n. 3, p. 528-534, dez. 2000. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>. Acesso em: 20 dez. 2022.

DÍAZ, S. *et al.* Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**, v. 366, n. 6471, p. eaax3100, dez. 2019b. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>. Disponível em: https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.aax3100?casa_token=LpnygTgbVwAAAAAA%3A6oDLMuU8ygk6Po4yLXpYIdVFiWALbftwcidHD9GJ_M5rlRayuRs37QbX_admng9MGijuiStTMRnzKTU. Acesso em: 15 jun. 2022.

DÍAZ, S. M. *et al.* The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers. IPBES secretariat, Bonn, Germany p. 56, 2019a. Disponível em: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/116171>. Acesso em: 10 fev. 2023.

DIDHAM, R. K. *et al.* Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. **Trends in ecology & evolution**, v. 22, n. 9, p. 489-496, set. 2007. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.001>. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(07\)00205-4?returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534707002054%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(07)00205-4?returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534707002054%3Fshowall%3Dtrue). Acesso em: 25 mar. 2023.

DORMANN, C. F. *et al.* Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, mai. 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x?casa_token=2mWKJt071vIAAAAA%3AhcznWtKbOXrpx3tNlimPJSnS3mNtZcm0UIHlInpKHOvDftURF5sNZBwk1WV86-i2uY7jXwMjLctQQWSx. Acesso em: 27 jul. 2023.

DRUMOND, M. A. *et al.* Caracterização e usos das espécies da caatinga: subsídio para programas de restauração florestal na Unidades de Conservação da Caatinga (UCCAs). 1 eds. Embrapa Semiáridos, Petrolina-PE, p. 37, 2016. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1051296>. Acesso em: 24 jun. 2022.

PUGA, D. N. *et al.* Descriptores ecológicos y efecto del cambio climático en la aptitud ambiental de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. **Revista mexicana de ciencias forestales**, v. 11, n. 59, p. 72-93, jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i59.670>. Disponível em: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-11322020000300072&script=sci_arttext. Acesso em: 11 out. 2023.

EDRISI, S. A.; EL-KEBLAWY, A.; ABHILASH, P. C. Sustainability analysis of *Prosopis juliflora* (Sw.) DC based restoration of degraded land in North India. **Land**, v. 9, n. 2, p. 59, fev. 2020. Doi: <https://doi.org/10.3390/land9020059>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/9/2/59>. Acesso em: 2 dez. 2022.

ELITH, J. *et al.* Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 129-151, mar. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>. Acesso em: 5 jun. 2022.

EL-KEBLAWY, A.; AL-RAWAI, A. Effects of salinity, temperature and light on germination of invasive *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. **Journal of Arid Environments**, v. 61, n. 4, p. 555-565, jun. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.10.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196304002162>. Acesso em: 11 out. 2023.

ELLIS, E. C. *et al.* Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589-606, ago. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>. Acesso em: 01 dez. 2023.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. London: Methuen, 1958.

ESCOBAR, L.E.; CRAFT, M.E. Advances and limitations of disease biogeography using ecological niche modeling. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 1174, ago. 2016. Doi: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01174>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2016.01174/full>. Acesso em: 6 mar. 2023.

ESCUADERO, A.; OLANO, J. M. Long-term effects of single and multiple disturbances on the establishment of a community of annuals in semiarid central Spain. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, n. 3, p. 375-384, 2000.

FABRICANTE, J. R.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. *Prosopis* spp. (Lam.) de Wit. In: FABRICANTE, J. R. (Org.). **Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga**. Florianópolis: Bookess, 2013, p. 13-21.

FAN, X. *et al.* Global surface air temperatures in CMIP6: historical performance and future changes. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 10, p. 104056, out. 2020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb051>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/abb051>. Acesso em: 22 mai. 2023.

FEELEY, K. J.; SILMAN, M. R. Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. **Global change biology**, v. 16, n. 12, p. 3215-3222, nov. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02197.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2010.02197.x>. Acesso em: 01 dez. 2023.

FENG, Yu-L.; DU, D.; VAN KLEUNEN, M. Global change and biological invasions. **Journal of Plant Ecology**, v. 15, n. 3, p. 425-428, jun. 2022. Doi: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac013>. Disponível em: <https://academic.oup.com/jpe/article/15/3/425/6611857>. Acesso em: 8 jan. 2023.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid environments**, v. 174, p. 104079, mar. 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196319301491?via%3Dihub>. Acesso em: 14 set. 2023.

FERNANDES, M. F.; QUEIROZ, L. P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**, v. 70, n. 4, p. 51-56, dez. 2018. Doi: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252018000400014&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 9 ago. 2023.

FERREIRA, R. B. *et al.* Combining ecological niche models with experimental seed germination to estimate the effect of climate change on the distribution of endangered plant species in the Brazilian Cerrado. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 4, p. 1-15, mar. 2022. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09897-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-022-09897-7>. Acesso em: 4 out. 2023.

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

2017. Doi: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/joc.5086>. Acesso em: 1 jun. 2022.

Flora e Funga do Brasil. 2024. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 11 abr. 2024.

FRAGOSO, R. O. *et al.* Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 1451-1464, dez. 2017. Doi: <https://doi.org/10.5902/1980509830331>. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/30331>. Acesso em: 9 dez. 2022.

FRANCO, J. R. A.; PATERNO, G. B.; GANADE, G. The influence of herbaceous vegetation on the colonization of native and invasive trees: consequences for semiarid forest restoration. **Restoration Ecology**, v. 30, n. 5, p. e13595, jun. 2022. Doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13595>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13595>. Acesso em: 11 jun. 2023.

FREITAS BRASIL, D.; GUIMARÃES-BRASIL, M.O. Principais recursos florais para as abelhas da Caatinga. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 2, p. 149-156, 2018.
FU, B. *et al.* Ecosystem services in changing land use. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, p. 833-843, fev. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1082-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-015-1082-x>. Acesso em: 10 out. 2023.

FULGÊNCIO-LIMA, L. G. *et al.* Invasive plants in Brazil: climate change effects and detection of suitable areas within conservation units. **Biological Invasions**, v. 23, n. 5, p. 1577-1594, fev. 2021. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02460-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02460-4>. Acesso em: 6 jan. 2023.

GALLAHER, Timothy; MERLIN, Mark. Biology and impacts of Pacific island invasive species. 6. *Prosopis pallida* and *Prosopis juliflora* (Algarroba, Mesquite, Kiawe)(Fabaceae). **Pacific Science**, v. 64, n. 4, p. 489-526, out. 2010. Doi: <http://dx.doi.org/10.2984/64.4.489>. Disponível em: <https://bioone.org/journals/pacific-science/volume-64/issue-4/64.4.489/Biology-and-Impacts-of-Pacific-Island-Invasive-Species-6-Prosopis/10.2984/64.4.489.short>. Acesso em: 18 mar. 2023.

GANEM, R.S. **Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas**. Brasília: Edições Câmara, 2011.

GBIF. **Free and open access to biodiversity data**. 2023. Disponível em: <https://www.gbif.org/>. Acesso em: 15 jun. 2023.

GIANNINI, T. C. *et al.* Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733-749, set. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1590/S2175-78602012000300017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/hdyTWWhzSjpNY6vfj5zdcktr/?lang=pt>. Acesso em: 17 out. 2023.

GODOY-VEIGA, M. *et al.* The value of climate responses of individual trees to detect areas of climate-change refugia, a tree-ring study in the Brazilian seasonally dry tropical forests. **Forest ecology and management**, v. 488, p. 118971, mai. 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118971>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112721000608?via%3Dihub>.

Acesso em: 26 out. 2023.

GONG, X. *et al.* Double-edged effects of climate change on plant invasions: Ecological niche modeling global distributions of two invasive alien plants. *Science of the Total Environment*, v. 740, p. 139933, out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139933>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720334537?via%3Dihub>.

Acesso em: 21 mai. 2022.

GONZAGA, T. W. C. *et al.* Crioconservação de sementes de aroeira (*Astronium urundeuva* Engl.), e baraúna (*Schinopsis brasiliensis* Engl.). **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, v. 5, n. 2, p. 145-154. Out. 2003. Disponível em:

https://web.archive.org/web/20220226182448id_/http://www.bibliotekevvirtual.org/revistas/RBPA/v05n02/v05n02a05.pdf. Acesso em: 8 dez. 2022.

GRAHAM, C. H. *et al.* New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 9, p. 497-503, set. 2004. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.07.006>. Disponível em:

[https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(04\)00203-4?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534704002034%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(04)00203-4?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534704002034%3Fshowall%3Dtrue). Acesso em: 13 ago. 2022.

GRINNELL, J. Field tests of theories concerning distributional control. **The American Naturalist**, v. 51, n. 602, p. 115-128, fev. 1917. Doi: <https://doi.org/10.1086/279591>.

Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/279591>. Acesso em: 27 ago. 2022.

GUEDES, R. S. *et al.* Avaliação do potencial fisiológico de sementes de *Amburana cearensis* (Allemão) AC Smith. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 4, p. 859-866, 2013.

GUISAN, A.; EDWARDS Jr, .T. C.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological modelling**, v. 157, n. 2-3, p. 89-100, nov. 2002. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380002002041?via%3Dihub>. Acesso em: 19 ago. 2023.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, ago. 2005. Doi:

<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x?casa_token=CTIkNoHNE9EAAAAA%3AawdH7Gy5tM-W_qn2qujrGOEYIZ5stKTZBnctcGRZKUvTtYPFbvBwH_eLAPtWaQ8LIHBw3WOnVEvqYACr. Acesso em: 13 set. 2023.

GUISAN, A.; THUILLER, W.; ZIMMERMANN, N. E. **Habitat suitability and distribution models: with applications in R**. Cambridge: Cambridge University Press, set. 2017. Doi:

<https://doi.org/10.1017/9781139028271>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/habitat-suitability-and-distribution-models/A17F74A3418DBF9ADA191A04C35187F9>. Acesso em: 24 abr. 2023.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological modelling**, v. 135, n. 2-3, p. 147-186, dez. 2000. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380000003549?via%3Dihub>. Acesso em: 14 fev. 2023.

GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C. *et al.* Combined effects of land-use intensification and plant invasion on native communities. **Oecologia**, v. 192, p. 823-836, jan. 2020. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04603-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-020-04603-1>. Acesso em: 3 nov. 2022.

HASAN, S. S. *et al.* Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v. 34, p. 100527, jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2211464520300464>. Acesso em: 10 out. 2023.

HE, X. *et al.* The effects of interaction between climate change and land-use/cover change on biodiversity-related ecosystem services. **Global Challenges**, v. 3, n. 9, p. 1800095, mai. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/gch2.201800095>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/gch2.201800095>. Acesso em: 01 dez. 2023.

HERINGER, G. *et al.* The economic costs of biological invasions in Central and South America: a first regional assessment. **NeoBiota**, v. 67, p. 401-426, jul. 2021. Doi: <https://dx.doi.org/10.3897/neobiota.67.59193>. Disponível em: <https://neobiota.pensoft.net/article/59193/>. Acesso em: 26 fev. 2023.

HIJMANS, R. J.; BIVAND, R.; FORNER, K.; OOMS, J.; PEBESMA, E.; SUMNER, M. D. Package ‘terra’. Maintainer: Vienna, Austria p. 340, dez. 2023. Disponível em: <https://cran.uni-muenster.de/web/packages/terra/terra.pdf>. Acesso em: 22 dez. 2023.

HIJMANS, R. J.; GRAHAM, C. H. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. **Global change biology**, v. 12, n. 12, p. 2272-2281, out. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01256.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2006.01256.x>. Acesso em: 18 mar. 2023.

HOLL, K. D. *et al.* Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, dez. 2000. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x?casa_token=Qz66DfrAyuUAAAAA%3A9XuPyYGXrCTXUoeXj4iWF1X1auoAfo8gc4Tmrh6f8rtHaPDj_RR1hyshSEfrwj1sxFGJuDXwUV61aomJ. Acesso em: 15 abr. 2023.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, set. 1999. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x?casa_token=PIA61lPAmEsAAAAA:uAgYcl8rBGqWKC1_gwWE_IRc

[C_GsYSirPwnE14GRFHvMnhxbD8cgrX9dIY7PVnrk3C0_bCHo05LH1LaQ](#). Acesso em: 24 mai. 2023.

HOWARI, F. M. *et al.* Changes in the invasion rate of *Prosopis juliflora* and its impact on depletion of groundwater in the northern part of the United Arab Emirates. *Plants*, v. 11, n. 5, p. 682, mar. 2022. <https://doi.org/10.3390/plants11050682>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/11/5/682>. Acesso em: 25 mai. 2023.

HURTT, G. C. *et al.* Harmonization of global land use change and management for the period 850–2100 (LUH2) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, v. 13, n. 11, p. 5425-5464, 2020. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-5425-2020>. Disponível em: <https://gmd.copernicus.org/articles/13/5425/2020/>. Acesso em: 14 mai. 2023.

HURTT, G. C. *et al.* The underpinnings of land-use history: Three centuries of global gridded land-use transitions, wood-harvest activity, and resulting secondary lands. **Global Change Biology**, v. 12, n. 7, p. 1208-1229, mai. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01150.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2006.01150.x>. Acesso em: 01 dez. 2023.

HUSSAIN, M. I. *et al.* Impact of the invasive *Prosopis juliflora* on terrestrial ecosystems. In: LICHTFOUSE, E. (Ed.) **Sustainable Agriculture Reviews 52. Sustainable Agriculture Reviews**. Vol. 52. Cham: Springer, p. 223-278, ago. 2021. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-030-73245-5_7. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-73245-5_7. Acesso em: 26 mai. 2023.

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.**, v. 22, p. 425-427, 1957. Doi: <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>. Disponível em: <https://symposium.cshlp.org/content/22/415>. Acesso em: 15 mai. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Biomas e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250.000. Rio de Janeiro, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. p. 168, v. 45, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101676>. Acesso em: 12 abr. 2023.

IPCC, 2019: Summary for Policymakers. In: *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. <https://doi.org/10.1017/9781009157988.001>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/climate-change-and-land/summary-for-policy-makers/BACDCBE9CB0F9F0729BE006926569FDB>. Acesso em: 17 jan. 2023.

ISHIHARA, K. L. *et al.* *Leucaena leucocephala*: a leguminous tree suitable for eroded habitats of Hawaiian Islands. Ravine Lands: greening for livelihood and environmental security. In: DAGAR, J.; SINGH, A. (Eds.) **Ravine Lands: Greening for Livelihood and Environmental Security**. Singapore: Springer, p. 413-431, mai. 2018. Doi:

https://doi.org/10.1007/978-981-10-8043-2_18. Disponível em:
https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-10-8043-2_18. Acesso em: 18 out. 2022.

IUCN. *Amburana cearensis*. 2024. Disponível em:
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T32291A9687595.en>. Acesso em: 11 abr. 2024.

IUCN. **IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion**. Invasive Species Specialist Group, v. 31, n. 32, p. 28-42, 1999.

JACKSON, S. T.; OVERPECK, J. T. Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary. **Paleobiology**, v. 26, n. S4, p. 194-220, dez. 2000. Doi: [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). Disponível em: <https://chooser.crossref.org/?doi=10.1666%2F0094-8373%282000%2926%5B194%3AROPPAC%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em: 22 mai. 2023.

JAPIASSÚ, A. M. *et al.* Fenologia de quatro espécies arbóreas da Caatinga no Semiárido Paraibano. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Piauí, v. 11, n. 4, p. 34-43, nov. 2016. Doi: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v11i4.4509>. Disponível em: <https://gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/4509>. Acesso em: 12 set. 2022.

JARNEVICH, Catherine S. *et al.* Caveats for correlative species distribution modeling. **Ecological Informatics**, v. 29, p. 6-15, set. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.06.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1574954115000977?via%3Dihub>. Acesso em: 28 mar. 2023.

JAUNI, M.; GRIPENBERG, S.; RAMULA, S. Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. **Oikos**, Uppsala, v. 124, n. 2, p. 122-129, jul. 2015. Doi: <https://doi.org/10.1111/oik.01416>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/oik.01416>. Acesso em: 15 abr. 2022.

JIA, Shuaishuai *et al.* Heterogeneous impact of land-use on climate change: study from a spatial perspective. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 510, abr. 2022. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.840603>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.840603/full>. Acesso em: 26 abr. 2023.

JOHNSON, R. H. **Determinate evolution in the color-pattern of the lady-beetles**. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1910.

KEANE, R. M.; CRAWLEY, M. J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 4, p. 164-170, abr. 2002. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02499-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0). Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(02\)02499-0?returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534702024990%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(02)02499-0?returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS0169534702024990%3Fshowall%3Dtrue). Acesso em: 20 nov. 2023.

KEARNEY, M. Habitat, environment and niche: what are we modelling? **Oikos**, Uppsala, v. 115, n. 1, p. 186-191, jul. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x>.

Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x>. Acesso em: 15 set. 2023.

KIILL, L. H. P. 2010. Plantas da caatinga ameaçadas de extinção e sua associação com polinizadores. **Embrapa Semiárido**, Petrolina, p. 59-71. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/865240>. Acesso em: 14 jul. 2023.

KRIEGLER, E. *et al.* Fossil-fueled development (SSP5): An energy and resource intensive scenario for the 21st century. **Global Environmental Change**, v. 42, p. 297-315, jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016300711#bib0290>. Acesso em: 11 out. 2023.

LACERDA, F. F. *et al.* Tendência do clima do semiárido frente as perspectivas das mudanças climáticas globais; o caso de Araripina, Pernambuco. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 31, p. 132-141, set. 2016. Doi: <https://doi.org/10.11606/rdg.v31i0.114843>. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/114843>. Acesso em: 14 abr. 2023.

LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, n. 1, p. 173-181, jul. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2740-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-013-2740-6>. Acesso em: 23. mai. 2023.

LEIBOLD, M. A. The niche concept revisited: mechanistic models and community context. **Ecology**, v. 76, n. 5, p. 1371-1382, jul. 1995. Doi: <https://doi.org/10.2307/1938141>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/1938141>. Acesso em: 17 mar. 2022.

LEMBRECHTS, J. J. *et al.* Disturbance is the key to plant invasions in cold environments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 49, p. 14061-14066, out. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1608980113>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.1608980113#:~:text=Disturbance%20was%20found%20as%20the,effect%20from%20the%20native%20vegetation>. Acesso em: 16 ago. 2023.

LI, ZHENGYANG *et al.* Evaluation of the CMIP6 precipitation simulations over global land. **Earth's Future**, v. 10, n. 8, p. e2021EF002500, ago. 2022. Doi: <https://doi.org/10.1029/2021EF002500>. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2021EF002500>. Acesso em: 7 dez. 2022.

LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. **Invasion ecology**. 2. ed. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2013.

LONSDALE, W. Mark. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1522-1536, jul. 1999. Doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2). Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9658%281999%29080%5B1522%3AGPOPIA%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em: 10 mar. 2023.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.

LUNA, L. W. *et al.* Historical climate change as driver of populational range expansion and differentiation in a rare and partially migratory Neotropical bird. **Journal of Ornithology**, v. 163, p. 1-13, jan. 2022. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10336-021-01948-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10336-021-01948-z>. Acesso em: 23 dez. 2022.

LUO, J. *et al.* Seasonally distinctive growth and drought stress functional traits enable *Leucaena Leucocephala* to successfully invade a Chinese tropical forest. **Tropical Conservation Science**, v. 13, p. 1-7, nov. 2020. <https://doi.org/10.1177/1940082920949176>. Disponível em: <https://bioone.org/journals/tropical-conservation-science/volume-13/issue-1/1940082920949176/Seasonally-Distinctive-Growth-and-Drought-Stress-Functional-Traits-Enable-Leucaena/10.1177/1940082920949176.full>. Acesso em: 18 jan. 2023.

MACARTHUR, R. H. **Geographical ecology: patterns in the distribution of species**. Princeton: Princeton University Press, 1984.

MACEDO, R. S. *et al.* Effects of degradation on soil attributes under caatinga in the brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, jan. 2023. Doi: <https://doi.org/10.1590/1806-908820230000002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/XzcGXTVVbknbXs9DY4QRLwq/?lang=en>. Acesso em: 21 ago. 2023.

MACHADO-STREDEL, F., COBOS, M. E., & PETERSON, A. T. A simulation-based method for selecting calibration areas for ecological niche models and species distribution models. **Frontiers of Biogeography**, v. 13, n. 4, 2021. <https://doi.org/10.21425/F5FBG48814>. Disponível em: <https://escholarship.org/uc/item/8hq04438>. Acesso em: 15 ago. 2022.

MAIA, J. M. *et al.* Motivações socioeconômicas para a conservação e exploração sustentável do bioma Caatinga. **Desenvolvimento e meio ambiente**, v. 41, ago. 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v41i0.49254>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/made/article/view/49254>. Acesso em: 6 mai. 2023.

MALCOLM, J. R. *et al.* Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. **Conservation biology**, v. 20, n. 2, p. 538-548, mar. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00364.x>. Disponível em: https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2006.00364.x?casa_token=IFn7BvFB62kAAAAA%3As2fOBnkcFur0Q7fdJdyO2HlfZbNtWrxuK18IxoAuMi8yo6jcPb8WZJ8TXycxoARudSKrsJIKAcpvG6W. Acesso em: 19 set. 2022.

MANTYKA-PRINGLE, C. S.; MARTIN, T. G.; RHODES, J. R. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 18, n. 4, p. 1239-1252, abr. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x#>. Acesso em: 01 dez. 2023.

MANZOOR, S. A.; GRIFFITHS, G.; LUKAC, M. Land use and climate change interaction triggers contrasting trajectories of biological invasion. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106936, jan. 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106936>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X2030875X?via%3Dihub>. Acesso em: 4 set. 2022.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3, p. 1189-1200, jun. 2017. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-016-1840-8>. Acesso em: 17 nov. 2023.

MARQUES, A. R. *et al.* Germination characteristics and seedbank of the alien species *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) in Brazilian forest: ecological implications. **Weed Research**, v. 54, n. 6, p. 576-583, set. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1111/wre.12107>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/wre.12107?casa_token=DxEx9YwIS64AAA%3AUrhtLT_3hiVbmFdH-wcANf4chtaGVfAKv29PEj3IkXZlkt2T0EXnPKGKdfJ9l66Ocu1nogPd3VfuLA6o. Acesso em: 11 set. 2023.

MARTINS, C. F. *et al.* Espécies arbóreas utilizadas para nidificação por abelhas sem ferrão na caatinga (Seridó, PB; João Câmara, RN). **Biota Neotropica**, v. 4, n. 2, p. 1-8, jun. 2004. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000200003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/v8WJDkQJcSk5xwPjs5JCwJd/?lang=pt>. Acesso em: 24 mar. 2022.

MASSON-DELMOTTE, V. *et al.* **Climate change 2021: the physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, jun. 2023. Doi: <https://dx.doi.org/10.1017/9781009157896>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/climate-change-2021-the-physical-science-basis/415F29233B8BD19FB55F65E3DC67272B>. Acesso em: 12 out. 2023.

MCLEAN, P. *et al.* Small urban centres as launching sites for plant invasions in natural areas: insights from South Africa. **Biological invasions**, v. 19, n. 12, p. 3541-3555, out. 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-017-1600-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-017-1600-4>. Acesso em: 15 jun. 2022.

MEDEIROS, A. C. D.; ALENCAR, L. C. B.; CASTRO FELISMINO, D. Schinopsis brasiliensis Engl. In: ALBUQUERQUE, U.P.; PATIL, U.; MÁTHÉ, Á. (Eds). **Medicinal and Aromatic Plants of South America: Brazil**. Springer, p. 421-429, out. 2018. Doi: https://doi.org/10.1007/978-94-024-1552-0_38. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-024-1552-0_38. Acesso em: 14 mar. 2023.

MEDEIROS, S. S. *et al.* **Abastecimento urbano de água: Panorama para o Semiárido brasileiro**. Campina Grande: INSA, 2014.

MEIADO, M. V. *et al.* Challenges and perspectives for recovering socioecological systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. In: PINTO, Severino RR; SANTOS, Fabiane C.

Forest Landscape Restoration And Social Opportunities In The Tropical World. Recife, PE : Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste – Cepan, 2020, 1 ed. P, 125-156.

MELO FILHO, J. F.; SOUZA, A. L. V. O. O manejo e a conservação do solo no Semiárido baiano: desafios para a sustentabilidade. Salvador. **Bahia Agrícola**, v. 7, n. 3, p. 50-60, nov. 2006. Disponível em: http://www.seagri.ba.gov.br/sites/default/files/socioeconomia04_v7n3.pdf. Acesso em: 19 abr. 2023.

MENEZES, R. S. C. *et al.* Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 643-653, ago. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/h5ZZj4G3qGY9mgbczwRW9rw/?lang=en>. Acesso em: 26 abr. 2023.

MENGISTU, A. G. *et al.* Potential distribution of selected invasive alien plants under current and future climate change scenarios in South Africa. **Heliyon**, v. 9, n. 9, set. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19867>. Disponível em: [https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440\(23\)07075-5?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2405844023070755%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/heliyon/fulltext/S2405-8440(23)07075-5?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2405844023070755%3Fshowall%3Dtrue). Acesso em: 1 dez. 2023.

METZ, C. E. ROC methodology in radiologic imaging. **Investigative radiology**, v. 21, n. 9, p. 720-733, 1986.

MIRZABAEV, A., L. C. *et al.* Cross-Chapter Paper 3: Deserts, Semiarid Areas and Desertification. In: **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, p. 2195–2231, doi: <https://doi.org/10.1017/9781009325844.022>. Disponível em: <https://research-repository.st-andrews.ac.uk/handle/10023/26870>. Acesso em: 19 jun. 2022.

MOONEY, H. A.; HOBBS, R. J. **Invasive species in a changing world**. Washington: Island Press, 2000.

MORO, M. F. *et al.* A catalogue of the vascular plants of the Caatinga Phytogeographical Domain: a synthesis of floristic and phytosociological surveys. **Phytotaxa**, v. 160, n. 1, p. 001-118, fev. 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.160.1.1>. Disponível em: <https://www.biotaxa.org/Phytotaxa/article/view/phytotaxa.160.1.1>. Acesso em: 12 jan. 2023.

MORO, M. F. *et al.* Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta botânica brasílica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, dez. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000400029>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/cBhXmyfPG33XPdfRxxFWnyh/?lang=pt>. Acesso em: 22 abr. 2023.

MOURA, M. R. *et al.* Pervasive impacts of climate change on the woodiness and ecological generalism of dry forest plant assemblages. **Journal of Ecology**, v. 72, p. 1-15, mar. 2023.

Doi: <https://doi.org/10.1101/2022.03.04.482968>. Disponível em: <https://www.biorxiv.org/content/10.1101/2022.03.04.482968v1>. Acesso em: 14 nov. 2023.

MUNGI, N. A. *et al.* How global climate change and regional disturbance can expand the invasion risk? Case study of Lantana camara invasion in the Himalaya. **Biological Invasions**, v. 20, n. 7, p. 1849-1863, jan. 2018. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1666-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-018-1666-7>. Acesso em: 15 ago. 2022.

NAKAO, E. A.; CARDOSO, V. J. M. Recuperação e resposta germinativa de sementes de leguminosas passadas pelo trato digestório bovino. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 189-195, set. 2010. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000300022>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/L74SCqFHyFbDKRG8ZqBZJXL/?lang=pt>. Acesso em: 14 abr. 2023.

NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45-50, abr. 2015. <https://doi.org/10.1038/nature14324>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature14324>. Acesso em: 2 ago. 2023.

OBIAKARA, M. C.; OLUBODE, O. S.; CHUKWUKA, K. S. Climate change and the potential distribution of the invasive shrub, *Leucaena leucocephala* (Lam.) De Wit in Africa. **Tropical Ecology**, p. 1-14, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42965-023-00294-w>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s42965-023-00294-w>. Acesso em: 11 out. 2023.

OLIVEIRA, B. F.; COSTA, G. C.; FONSECA, C. R. Niche dynamics of two cryptic *Prosopis* invading South American drylands. **Biological invasions**, v. 20, p. 181-194, jul. 2017. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1525-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-017-1525-y>. Acesso em: 15 nov. 2022.

OLIVEIRA, G. *et al.* Combining the effects of biological invasion and climate change into systematic conservation planning for the Atlantic Forest. **Biological Invasions**, v. 20, n. 10, p. 2753-2765, abr. 2018. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1727-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-018-1727-y>. Acesso em: 27 mar. 2023.

OLIVEIRA, M. T. *et al.* Seasonal variability in physiological and anatomical traits contributes to invasion success of *Prosopis juliflora* in tropical dry forest. **Tree Physiology**, v. 37, n. 3, p. 326-337, mar. 2017. Doi: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpw123>. Disponível em: <https://academic.oup.com/treephys/article/37/3/326/2843174>. Acesso em: 5 mai. 2023.

OLIVEIRA, S. B. *et al.* Structure of a *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. population established in a temporary riverbed in the Microregion of Cariri in the State of Paraíba. **Semina Ciências Agrárias**, v. 33, n. 5, p. 1769-1778, out. 2012. Doi: <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2012v33n5p1769>. Disponível em: <https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/9320>. Acesso em: 5 ago. 2022.

OLIVEIRA-COSTA, J.; SOUZA, R. Organização geossistêmica e invasões por *Acacia* sp. (Fabaceae: Mimosoideae) na Bacia Hidrográfica do Rio Arouce. Do natural, do introduzido e de suas interações: esboço teórico-metodológico. **Revista de Geografia e Ordenamento do**

Território, v. 1, n. 8, p. 145-169, dez. 2015. Doi: <http://dx.doi.org/10.17127/got/2015.8.008>. Disponível em: <http://cegot.org/ojs/index.php/GOT/article/view/2015.08.008>. Acesso em 22 dez. 2022.

O'NEILL, B. C. *et al.* The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. **Geoscientific Model Development**, v. 9, n. 9, p. 3461-3482, 2016. Doi: <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>. Disponível em: <https://gmd.copernicus.org/articles/9/3461/2016/>. Acesso em: 17 nov. 2023.

ONUBR - Nações Unidas no Brasil. 2019. A ONU e o meio ambiente. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/acao/meio-ambiente/>. Acesso em: 27 mai. 2022.

OVERBECK, G. E. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455-1460, out. 2015. Doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.12380>. Acesso em: 15 out. 2022.

PANG, S. E. *et al.* Occurrence–habitat mismatching and niche truncation when modelling distributions affected by anthropogenic range contractions. **Diversity and Distributions**, v. 28, n. 6, p. 1327-1343, mai. 2022. Doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.13544>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ddi.13544>. Acesso em: 19 nov. 2023.

PAREDES-VILLANUEVA, K. *et al.* Rainfall and temperature variability in Bolivia derived from the tree-ring width of *Amburana cearensis* (Fr. Allem.) AC Smith. **Dendrochronologia**, v. 35, p. 80-86, out. 2015. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.dendro.2015.04.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1125786515000454?via%3Dihub>. Acesso em: 12 out. 2022.

PARKER, I. M. *et al.* Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. **Biological invasions**, v. 1, n. 1, p. 3-19, mar. 1999. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1010034312781>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1010034312781>. Acesso em: 15 mai. 2023.

Pasiecznik, N. 2017a. ***Prosopis juliflora* (mesquite)**. CABI. DOI: <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.43942>. Disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.1079/cabicompendium.43942>. Acesso em: 11 out. 2023.

Pasiecznik, N. 2017b. ***Prosopis pallida* (mesquite)**. CABI. DOI: <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.44447>. Disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.44447>. Acesso em: 11 out. 2023.

PASIECZNIK, N. M. *et al.* The *Prosopis juliflora*-*Prosopis pallida* complex: a monograph. Coventry: HDRA, jan. 2001. Doi: [10.1016/S0378-1127\(02\)00559-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00559-5). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/236982754_The_Prosopis_Juliflora-Prosopis_Pallida_Complex_A_Monograph. Acesso em: 12 nov. 2022.

PAUCHARD, A.; ALABACK, P. B. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile.

Conservation biology, v. 18, n. 1, p. 238-248, jan. 2004. Doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>. Acesso em: 3 jun. 2022.

PETERSON, A. T. Ecologic niche modeling and spatial patterns of disease transmission. **Emerging infectious diseases**, v. 12, n. 12, p. 1822, dez. 2006. Doi: <https://doi.org/10.3201/eid1212.060373>. Disponível em: https://wwwnc.cdc.gov/eid/article/12/12/06-0373_article. Acesso em: 5 out. 2023.

PETERSON, A. T. *et al.* Ecological niches and geographic distributions (MPB-49). In: **Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)**. Princeton University Press, 2011.

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. **The quarterly review of biology**, v. 78, n. 4, p. 419-433, dez. 2003. Doi: <https://doi.org/10.1086/378926>. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/378926>. Acesso em: 4 abr. 2023.

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J. Integrating fundamental concepts of ecology, biogeography, and sampling into effective ecological niche modeling and species distribution modeling. **Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology**, v. 146, n. 4, p. 789-796, nov. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1080/11263504.2012.740083>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/11263504.2012.740083>. Acesso em: 2 jan. 2023.

PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 102-107, dez. 2012. Doi: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.019>. Disponível em: <https://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2012.019>. Acesso em: 8 out. 2022.

PETERSON, A. T.; VIEGLAIS, D. A. Predicting Species Invasions Using Ecological Niche Modeling: New Approaches from Bioinformatics Attack a Pressing Problem: A new approach to ecological niche modeling, based on new tools drawn from biodiversity informatics, is applied to the challenge of predicting potential species' invasions. **BioScience**, v. 51, n. 5, p. 363-371, mai. 2001. Doi: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0363:PSIUEN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0363:PSIUEN]2.0.CO;2). Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/51/5/363/243986>. Acesso em: 9 out. 2022.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, jan. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S030438000500267X?via%3Dihub>. Acesso em: 11 out. 2022.

PICKETT A. T.; WHITE P. S. **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. Academic Press, New York, 1985.

PIELKE, S. R, ROGER A. *et al.* The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 360, n. 1797, p. 1705-1719, ago. 2002. <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1027>. Disponível em: https://royalsocietypublishing.org/doi/abs/10.1098/rsta.2002.1027?casa_token=nhUCr4f6YAgAAAAA%3AAeI_13EUwMnYYnfTdv1ZaT6TvUOxVzqFm7JNyY5fESJivUC495tSYOYX1bLRLHCyGmwgoAUCWWYBMLU. Acesso em: 19 out. 2022.

PIMENTEL, D. *et al.* Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 84, n. 1, p. 1-20, mar. 2001. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00178-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00178-X). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016788090000178X?via%3Dihub>. Acesso em: 8 nov. 2023.

PINTO, A. S. *et al.* Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 15, n. 4, p. 503-520, nov. 2020. Doi: <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e57403>. Disponível em: <https://neotropical.pensoft.net/article/57403/>. Acesso em: 13 ago. 2023.

POLECHOVÁ, J.; STORCH, D. Ecological niche. In: S. K. JØRGENSEN,; B. D. FATH (eds.), **Encyclopedia of ecology**, 2. ed. Elsevier: p. 1088-1097. 2008.

POPP, A. *et al.* Land-use futures in the shared socio-economic pathways. **Global Environmental Change**, Holanda, v. 42, p. 331-345, jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.10.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016303399?via%3Dihub>. Acesso em: 25 nov. 2023.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Rodrigues, 1. ed. 2001.

Projeto MapBioamas. <https://brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 25 nov. 2023.
Projeto MapBiomias. **Desmatamento, queimadas e retração da superfície da água aumentam o risco de desertificação da Caatinga**. 2021. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2021/10/06/desmatamento-queimadas-e-retracao-da-superficie-da-agua-aumentam-o-risco-de-desertificacao-da-caatinga/>. Acesso em: 01 dez. 2023.

PYŠEK, P. *et al.* Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 27, p. 12157-12162, mai. 2010. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1002314107>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.1002314107>. Acesso em: 12 set. 2022.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? NENTWIG, Wolfgang. In: **Biological invasions**. Heidelberg: Springer, 2008. p. 97-125. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_7. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-36920-2_7. Acesso em: 13 jul. 2023.

QGIS. A Free and Open Source Geographic Information System. Disponível em: <https://qgis.org/en/site/>. Acesso em 30 jan. 2023.

QUEIROZ, L. P. *et al.* Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: Caatinga: **The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer, 2017. p. 23-63. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_2. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-68339-3_2. Acesso em: 22 jun. 2022.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2024. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 11 abr. 2024.

RAMOS, K. M. O. *et al.* Desenvolvimento inicial e repartição de biomassa de *Amburana cearensis* (Allemão) AC Smith, em diferentes condições de sombreamento. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 2, p. 351-358, jun. 2004. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000200014>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/QCpGjqNFBhwdj3H4X837ZtM/?lang=pt>. Acesso em: 17 jul. 2022.

RAMOS-RODRÍGUEZ, M. P. *et al.* Efectos de la temperatura en la germinación de semillas de las especies *Prosopis pallida* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth y *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. **Revista Científica Multidisciplinaria**, v. 5, n. 6, p. 21-32, set. 2021. DOI: <https://doi.org/10.47230/unesum-ciencias.v5.n6.2021.559>. Disponível em: <https://revistas.unesum.edu.ec/index.php/unesumciencias/article/view/559>. Acesso em: 11 out. 2023.

REIS, D. O. *et al.* Distribuição de espécies exóticas invasoras em diferentes cenários no território brasileiro. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, p. e54711327072-e54711327072, mar. 2022. Doi: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i3.27072>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/27072>. Acesso em: 16 jul. 2023.

RIAH, K. *et al.* The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. **Global environmental change**, v. 42, p. 153-168, jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016300681?via%3Dihub>. Acesso em: 11 out. 2023.

RICHARDSON, D. M. *et al.* Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and distributions**, v. 6, n. 2, p. 93-107, dez. 2000. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>. Acesso em: 8 jun. 2023.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P. E., C. S. 1958: In: Charles S. E. The ecology of invasions by animals and plants. **Progress in Physical Geography**, Londres, v. 31, n. 6, p. 659-666, 2007. Doi: <https://doi.org/10.1177%2F0309133307087089>. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4899-7214-9>. Acesso em: 7 ago. 2023.

RIDGEWAY, G. gbm: Generalized boosted regression models. R package version 2.1.3. 2017.

RITO, K. F. *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 828-838, 2017. Doi:

<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/gbm/gbm.pdf>. Acesso em: 2 abr. 2023.

RODRIGUES, P. M. S. *et al.* Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 3, p. 679-684, ago. 2015. Doi: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.20913>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/TJfqqJk97Kj58TNVrFQdMqg/?lang=en>. Acesso em: 3 mar. 2023.

ROGELJ, J. *et al.* Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5 C. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 4, p. 325-332, mar. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0091-3>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41558-018-0091-3>. Acesso em: 12 nov. 2023.

ROJAS-SANDOVAL, J. *et al.* Alien species affect the abundance and richness of native species in tropical forests: The role of adaptive strategies. **Ecosphere**, v. 13, n. 12, p. e4291, dez. 2022. Doi: <https://doi.org/10.1002/ecs2.4291>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ecs2.4291>. Acesso em: 4 mar. 2023.

SALATI, E.; SANTOS, Â. A.; KLABIN, I. Temas ambientais relevantes. **Estudos avançados**, v. 20, n. 56, p. 107-127, abr. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142006000100009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ea/a/8Qy3NmjJX4y7TpfCkx7XpgR/?lang=pt>. Acesso em: 17 nov. 2022.

SALAZAR, P. C. *et al.* Variability in growth and biomass allocation and the phenotypic plasticity of seven *Prosopis pallida* populations in response to water availability. **Trees**, v. 33, p. 1409-1422, mai. 2019. Doi: <https://doi.org/10.1007/s00468-019-01868-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-019-01868-9>. Acesso em: 5 nov. 2022.

SALCEDO-SANZ, S. *et al.* Support vector machines in engineering: an overview. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Data Mining and Knowledge Discovery**, v. 4, n. 3, p. 234-267, abr. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1002/widm.1125>. Disponível em: https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/widm.1125?casa_token=y5KO356OiZkAAAAA%3AeUKSsIdSVFil4VCPaqYo-GcJlfARkQgu4f-d0ymMeWxCUhN7zvW1STfdF8c6p_acOqKq6hremF3Zqjv0. Acesso em: 13 ago. 2023.

SALES, D. C. *et al.* Projeções de mudanças na precipitação e temperatura no Nordeste Brasileiro utilizando a técnica de downscaling dinâmico. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 4, p. 435-456, dez. 2015. Doi: <https://doi.org/10.1590/0102-778620140075>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbmet/a/PZG4JymywbJ3jcgBBNm5Pqf/?lang=pt>. Acesso em: 14 out. 2022.

SALGADO, J. *et al.* Long-term habitat degradation drives neotropical macrophyte species loss while assisting the spread of invasive plant species. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 140, abr. 2019. Doi: <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00140>. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2019.00140/full>. Acesso em: 15 jun. 2022.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: SALES, V.C. (Eds.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica Editora, 2003, p. 129-142.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do Bioma Caatinga. In: Gariglio M.A.; Sampaio E.V.S.B.; CESTARO, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. (Eds.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, 2010, p. 29-48.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. In: BULLOCK, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, p. 35-63, set. 1995. Doi: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.003>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/abs/seasonally-dry-tropical-forests/overview-of-the-brazilian-caatinga/8F01044DCEEAE0A6F1E91EC739312313>. Acesso em: 5 mar. 2023.

SANTOS, A. I.; CALAFATE, L. Espécies invasoras. **Revista de Ciência Elementar**, v. 6, n. 1, p. 1-5. mar. 2018. Doi: <http://doi.org/10.24927/rce2018.004>. Disponível em: <https://rce.casadasciencias.org/rceapp/art/2018/004/>. Acesso em: 22 jan. 2023.

SANTOS, E. J. *et al.* Abelhas (Hymenoptera: Anthophila) em uma área de Caatinga no estado de Pernambuco. **Biodiversidade**, v. 19, n. 3, p. 92-103, 2020. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/biodiversidade/article/view/10820>. Acesso em: 22 set. 2023.

SANTOS, L. A.; REIS, D. O.; FABRICANTE, J. R. Avaliação da composição, riqueza e diversidade epifítica em forófitos específicos: nativas x mangueiras. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 17, n. 2, p. 110-120, out. 2020. Doi: <https://doi.org/10.5216/rbn.v17i2.63799>. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/RBN/article/view/63799>. Acesso em: 15 dez. 2022.

SANTOS, M. G. *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 26, n. 1, p. 83-99, fev. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40626-014-0008-0>. Acesso em: 12 mar. 2023.

SANTOS, M. G., *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Plant Physiol**, v. 26, n. 1, p. 83-99, fev. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1007/s40626-014-0008-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s40626-014-0008-0>. Acesso em: 15 fev. 2023.

SÄUMEL, I.; KOWARIK, I. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, n. 3-4, p. 244-249, mar. 2010. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.10.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204609002072?via%3Dihub>. Acesso em: 23 ago. 2023.

SAUPE, E. E. *et al.* Variation in niche and distribution model performance: the need for a priori assessment of key causal factors. **Ecological Modelling**, v. 237, p. 11-22, jul. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.04.001>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380012001676?via%3Dihub>.

Acesso em: 15 nov. 2022.

SCHOENER, T. W. I. Ecological niche. In: WILCOVE, D.S. *et al.* **The Princeton guide to ecology**. Princeton: Princeton University Press, 2009, p. 3-13.

SEDDON, A. W. R. *et al.* Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, v. 531, n. 7593, p. 229-232, fev. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature16986>.

Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature16986>. Acesso em: 12 set. 2022.

SEGAN, D. B.; MURRAY, K. A.; WATSON, J. E. M. A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss–climate change interactions. **Global Ecology and Conservation**, v. 5, p. 12-21, jan. 2016. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.11.002>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989415300354#br000025>. Acesso em: 01 dez. 2023.

SELWOOD, K. E.; MCGEOCH, M. A.; MAC NALLY, R. The effects of climate change and land-use change on demographic rates and population viability. **Biological Reviews**, v. 90, n. 3, p. 837-853, ago. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12136>. Disponível em:

<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/brv.12136>. Acesso em: 01 dez. 2023.

SHABANI, F.; KUMAR, L. Should species distribution models use only native or exotic records of existence or both? **Ecological informatics**, v. 29, p. 57-65, set. 2015. Doi:

<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.07.006>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1574954115001156?via%3Dihub>.

Acesso em: 2 set. 2022.

SHACKLETON, R. T. *et al.* Prosopis: a global assessment of the biogeography, benefits, impacts and management of one of the world's worst woody invasive plant taxa. **AoB plants**, v. 6, jul. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plu027>. Disponível em:

<https://academic.oup.com/aobpla/article/doi/10.1093/aobpla/plu027/158411>. Acesso em: 3 nov. 2022.

SILLERO, N. *et al.* Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. **Ecological Modelling**, v. 456, p. 109671, set. 2021. Doi:

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109671>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380021002301?via%3Dihub>.

Acesso em: 10 jul. 2022.

SILVA SOBRINHO, M. *et al.* Modelagem da Distribuição Potencial de *Mangifera indica* L. sob Cenários Climáticos Futuros no Bioma Caatinga. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 3, p. 351-358, out. 2019b. Doi: <https://doi.org/10.1590/0102-7786343052>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbmet/a/qVrwBqp9mfcvddTBxVwYjPh/?lang=pt>. Acesso em: 15 mar. 2023.

SILVA, A. A. M. da. Intervenções precoces a redução de vulnerabilidade em melhora do desenvolvimento infantil. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 34, n. 3, p. 1-3, mar. 2019. Doi: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00030519>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/csp/a/6HMCkF9WTSy7YLVbjWkmPg/>. Acesso em: 27 jun. 2012.

SILVA, J. L. S. E. *et al.* Climate change will reduce suitable Caatinga dry forest habitat for endemic plants with disproportionate impacts on specialized reproductive strategies. **PloS one**, v. 14, n. 5, p. e0217028, mai. 2019a. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217028>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0217028>. Acesso em: 7 nov. 2022.

SILVA, J. M. C. *et al.* The Caatinga: understanding the challenges. In: **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer, 2017, p. 3-19. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-68339-3_1. Acesso em: 10 ago. 2023.

SILVA, J. M. C., BARBOSA, L.C.F. Impact of Human Activities on the Caatinga. In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (eds) **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Springer, Cham. p. 359-368, 2017. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_13. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-68339-3_13. Acesso em: 22 set. 2022.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. New York: Springer, p. 482, jan. 2017. Doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-68339-3>. Acesso em: 6 mai. 2022.

SILVA, L. A. P. da *et al.* Mapping of aridity and its connections with climate classes and climate desertification in future scenarios-Brazilian semi-arid region. **Sociedade & Natureza**, v. 35, p. 1-12, jun. 2023. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v35-2023-67666x>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sn/a/yFHj5tpSp9CRb5sNLdGRjYJ/>. Acesso em: 1 dez. 2023.

SILVA, N. L. *et al.* Sistemas integrados no bioma Caatinga. In: SOUZA, H.A. *et al.* (Eds.) **Solos sustentáveis para a agricultura no Nordeste**. Brasília: Embrapa, p. 439-452, 2021.

SIMBERLOFF, D. *et al.* Yes we can! Exciting progress and prospects for controlling invasives on islands and beyond. **Western North American Naturalist**, v. 78, n. 4, p. 942-958, out. 2018. Doi: <https://doi.org/10.3398/064.078.0431>. Disponível em: <https://bioone.org/journals/western-north-american-naturalist/volume-78/issue-4/064.078.0431/Yes-We-Can-Exciting-Progress-and-Prospects-for-Controlling-Invasives/10.3398/064.078.0431.short>. Acesso em: 29 mar. 2023.

SIMÕES, M. *et al.* General theory and good practices in ecological niche modeling: a basic guide. **Biodiversity Informatics**, v. 15, n. 2, p. 67-68, abr. 2020. <https://doi.org/10.17161/bi.v15i2.13376>. Disponível em: <https://journals.ku.edu/jbi/article/view/13376>. Acesso em: 10 ago. 2023.

SINASSON, G. K. S. *et al.* Forest degradation and invasive species synergistically impact *Mimusops andongensis* (Sapotaceae) in Lama Forest Reserve, Benin. **Biotropica**, v. 49, n. 2, p. 160-169, set. 2017. Doi: <https://doi.org/10.1111/btp.12370>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/btp.12370>. Acesso em: 13 jan. 2023.

SINTAYEHU, D. W.; DALLE, G.; BOBASA, A. F. Impacts of climate change on current and future invasion of *Prosopis juliflora* in Ethiopia: environmental and socio-economic

implications. **Heliyon**, v. 6, n. 8, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04596>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844020314407#fig3>. Acesso em: 11 out. 2023.

SINTAYEHU, Dejene W. *et al.* Regional dynamics in distribution of *Prosopis juliflora* under predicted climate change in Africa. *Tropical Ecology*, v. 61, p. 437-445, ago.2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00101-w>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s42965-020-00101-w>. Acesso em: 11 out. 2023.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology letters**, v. 10, n. 12, p. 1115-1123, set. 2007. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x>. Acesso em: 5 nov. 2022.

SOBERÓN, J.; ARROYO-PEÑA, B. Are fundamental niches larger than the realized? Testing a 50-year-old prediction by Hutchinson. **Plos one**, v. 12, n. 4, p. e0175138, abr. 2017. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175138>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0175138>. Acesso em: 27 fev. 2023.

SOBERÓN, J.; OSORIO-OLVERA, L.; PETERSON, T. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. **Revista mexicana de biodiversidad**, v. 88, n. 2, p. 437-441, mai. 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>. Disponível em: <https://revista.ib.unam.mx/index.php/bio/article/view/1987>. Acesso em: 16 mar. 2023.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, n. 2, p. 1-10, jan. 2005. Doi: <http://dx.doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>. Disponível em: <https://journals.ku.edu/jbi/article/view/4>. Acesso em: 24 fev. 2023.

SONG, X. P. *et al.* Global land change from 1982 to 2016. **Nature**, v. 560, n. 7720, p. 639-643, ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-018-0411-9>. Acesso em: 01 dez. 2023.

SOUZA MARQUES, S. C. *et al.* Intoxicação natural por *Leucaena* spp em equinos no Município de Volta Redonda. **Brazilian Journal of Health Review**, v. 5, n. 3, p. 8617-8627, mai. 2022. Doi: <https://doi.org/10.34119/bjhrv5n3-050>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BJHR/article/view/47528>. Acesso em: 12 set. 2023.

SOUZA NASCIMENTO, C. E. *et al.* Seed germination and early seedling survival of the invasive species *Prosopis juliflora* (Fabaceae) depend on habitat and seed dispersal mode in the Caatinga dry forest. **PeerJ**, v. 8, p. e9607, set. 2020. Doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.9607/fig-1>. Disponível em: <https://peerj.com/articles/9607/#fig-1>. Acesso em: 12 fev. 2023.

SOUZA NASCIMENTO, C. E. *et al.* The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga vegetation. **Science of the Total Environment**, v.

481, p. 108-113, mai. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969714001818?via%3Dihub>. Acesso em: 2 ago. 2022.

SPECIESLINK. 2023. Disponível em: <https://specieslink.net/>. Acesso em: 15 jun. 2023.

SUTHERLAND, W. J. *et al.* Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of ecology**, v. 101, n. 1, p. 58-67, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12025>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12025>. Acesso em: 14 nov. 2022.

SVENNING, Jens-C. *et al.* Applications of species distribution modeling to paleobiology. **Quaternary Science Reviews**, v. 30, n. 21-22, p. 2930-2947, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.06.012>. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0277379111001843>. Acesso em: 9 fev. 2023.

TABARELLI, M. *et al.* Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 25-29, dez. 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400009>. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252018000400009&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 10 fev. 2023.

THOMAS, C. D. *et al.* Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145-148, jan. 2004. Doi: <https://doi.org/10.1038/nature02121>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature02121>. Acesso em: 20 abr. 2022.

THUILLER, W. *et al.* **biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling**. R package version 3.5.1. 2021.

TORRES, R. R.; LAPOLA, D. M.; GAMARRA, N. L. R. Future climate change in the Caatinga. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Eds.). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer, p. 383-410, 2017. Doi: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_1. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-68339-3_1. Acesso em: 8 ago. 2022.

TRINDADE, D. P. F. *et al.* Water availability mediates functional shifts across ontogenetic stages in a regenerating seasonally dry tropical forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 31, n. 6, p. 1088-1099, abr. 2020. Doi: <https://doi.org/10.1111/jvs.12896>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jvs.12896>. Acesso em: 13 nov. 2023.

URBAN, M. C. Accelerating extinction risk from climate change. **Science**, v. 348, n. 6234, p. 571-573, mai. 2015. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.aaa4984>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaa4984>. Acesso em: 16 ago. 2022.

VALE, Mariana M.; LIMA-RIBEIRO, Matheus S.; ROCHA, Tainá C. Global land-use and land-cover data: historical, current and future scenarios. *bioRxiv*, p. 2021.05. 06.442941, ago. 2021. <http://dx.doi.org/10.17161/bi.v16i1.15483>. Disponível em: <https://journals.ku.edu/jbi/article/view/15483>. Acesso em: 15 ago. 2022.

VAN VUUREN, D. P. *et al.* The representative concentration pathways: an overview. **Climatic change**, v. 109, n. 5, p. 5-31, ago. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-011-0148-z>. Acesso em: 11 out. 2023.

VARELA, S. *et al.* Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. **Ecography**, v. 37, n. 11, p. 1084-1091, out. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00441.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1600-0587.2013.00441.x>. Acesso em: 7 nov. 2023.

VÁZQUEZ, D. P. Reconsiderando el nicho hutchinsoniano. **Ecología austral**, Buenos Aires, v. 15, n. 2, p. 149-158, 2005. Disponível em: https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1462. Acesso em: 7 nov. 2023.

VERHOEVEN, M. R.; GLISSON, J.; LARKIN, D. J. Niche models differentiate potential impacts of two aquatic invasive plant species on native macrophytes. **Diversity**, v. 12, n. 4, p. 162, abr. 2020. Doi: <https://doi.org/10.3390/d12040162>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-2818/12/4/162>. Acesso em: 8 abr. 2022.

VETAAS, O. R. Realized and potential climate niches: a comparison of four Rhododendron tree species. **Journal of Biogeography**, v. 29, n. 4, p. 545-554, jun. 2002. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00694.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2699.2002.00694.x>. Acesso em: 5 abr. 2022.

VIERA BARRETO, Jessica Noelia *et al.* Modeling the 20th-century distribution changes of *Microgyne trifurcata*, a rare plant of the southern South American grasslands. **Plant Ecology**, v. 222, n. 9, p. 1033-1049, jul. 2021. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01159-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-021-01159-9>. Acesso em: 15 nov. 2022.

VILÀ, M.; PUJADAS, J. Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. **Biological conservation**, v. 100, n. 3, p. 397-401, ago. 2001. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00047-7). Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320701000477>. Acesso em: 17 out. 2022.

WALLACE, A. R. On the Zoological Geography of the Malay Archipelago. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 4, n. 16, p. 172-184, fev. 1860. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1860.tb00090.x>. Disponível em: <https://academic.oup.com/zoolinnean/article-abstract/4/16/172/2743715?redirectedFrom=fulltext>. Acesso em: 17 out. 2023.

WARREN, R. *et al.* The projected effect on insects, vertebrates, and plants of limiting global warming to 1.5 C rather than 2 C. **Science**, v. 360, n. 6390, p. 791-795, mai. 2018. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.aar3646>. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aar3646>. Acesso em: 25 nov. 2022.

WESTBROOKS, R. G. *et al.* **Invasive Plants: Changing the Landscape of America**. Utah: Fact Book, 1998.

WIJDEVEN, S. M. J.; KUZEE, M. E. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. **Restoration ecology**, v. 8, n. 4, p. 414-424, dez. 2000. Doi: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80056.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1526-100x.2000.80056.x>. Acesso em: 7 out. 2022.

WILLIAMSON, M.; GRIFFITHS, B. **Biological invasions**. London: Springer, 1996.

WITT, A.; BEALE, T.; VAN WILGEN, B. W. An assessment of the distribution and potential ecological impacts of invasive alien plant species in eastern Africa. **Transactions of the Royal Society of South Africa**, v. 73, n. 3, p. 217-236, dez. 2018. Doi: <https://hdl.handle.net/10520/EJC-1352640d4d>. Disponível em: <https://journals.co.za/doi/abs/10.1080/0035919X.2018.1529003>. Acesso em: 18 out. 2022.

WOLFE, B. T.; MACCHIAVELLI, R.; VAN BLOEM, S. J. Seed rain along a gradient of degradation in Caribbean dry forest: Effects of dispersal limitation on the trajectory of forest recovery. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 3, p. 423-434, mai. 2019. Doi: <https://doi.org/10.1111/avsc.12444>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/avsc.12444>. Acesso em: 7 abr. 2022.

WOLFE, B. T.; VAN BLOEM, S. J. Subtropical dry forest regeneration in grass-invaded areas of Puerto Rico: understanding why *Leucaena leucocephala* dominates and native species fail. **Forest Ecology and Management**, v. 267, n. 1, p. 253-261, mar. 2012. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112711007468?via%3Dihub>. Acesso em: 5 mar. 2023.

YIGE, C. *et al.* Physiological responses of *Leucaena leucocephala* seedlings to drought stress. **Procedia Engineering**, v. 28, p. 110-116, 2012. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.691>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/journal/procedia-engineering/vol/28/suppl/C>. Acesso em: 12 mar. 2023.

ZALBA, S. M.; ZILLER, S. R. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, p. 8-15, 2007.

ZARZOSA, P. S. *et al.* An ecological overview of *Prosopis pallida*, one of the most adapted dryland species to extreme climate events. **Journal of Arid Environments**, v. 193, p. 104576, out. 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104576>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196321001427?via%3Dihub>. Acesso em: 5 nov. 2022.

ZENNI, R. D. *et al.* Evolutionary dynamics of tree invasions: complementing the unified framework for biological invasions. **AoB Plants**, v. 9, n. 1, dez. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plw085>. Disponível em: <https://academic.oup.com/aobpla/article/9/1/plw085/2763314>. Acesso em: 9 jul. 2022.

- ZENNI, R. D. *et al.* The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota**, v. 67, p. 1, jul. 2021. Doi: <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.69971>. Disponível em: <https://neobiota.pensoft.net/article/69971/>. Acesso em: 4 mar. 2023.
- ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, n. 3, p. 431-446, set. 2011. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000300016>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbb/a/DY6L9YcTVGSLf6P9gdDx6tR/?lang=en>. Acesso em: 16 abr. 2023.
- ZHANG, T.; CHENG, C.; WU, X. Mapping the spatial heterogeneity of global land use and land cover from 2020 to 2100 at a 1 km resolution. **Scientific Data**, v. 10, n. 1, p. 748, out. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02637-7>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41597-023-02637-7#Sec13>. Acesso em: 01 dez. 2023.
- ZHANG, W.; CHEN, B. Environment patterns and influential factors of biological invasions: a worldwide survey. **Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences**, v. 1, n. 1, p. 1-14, 2011.
- ZHANG, Z.; XIE, Y.; WU, Y. Human disturbance, climate and biodiversity determine biological invasion at a regional scale. **Integrative Zoology**, v. 1, n. 3, p. 130-138, out. 2006. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2006.00029.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1749-4877.2006.00029.x>. Acesso em: 17 abr. 2023.
- ZILLER, S. R. **Lista comentada de espécies exóticas invasoras do estado de Santa Catarina. 2. ed.** Santa Catarina: Fundação do Meio Ambiente, 2016.
- ZILLER, S. R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. **Ciência Hoje**, v. 30, n. 178, p. 77-79, 2001b.
- ZILLER, S. R. **Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica.** 2001a.
- ZIZKA, A. *et al.* CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 5, p. 744-751, jan. 2019. Doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13152>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.13152>. Acesso em: 7 jan. 2023.
- ZURELL, D. *et al.* 2020. Testing species assemblage predictions from stacked and joint species distribution models. **Journal of Biogeography**, v. 47, n. 1, p. 101-113, jun. 2020. Doi: <https://doi.org/10.1111/jbi.13608>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jbi.13608>. Acesso em: 9 nov. 2022.