Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>

Fitossociologia de Dois Bosques de Caatinga Utilizados para Extração Foliar da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore e Infestados por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer

José Vagner Rebouças Filho¹, Hamanda Brandão Pinheiro¹, Oriel Herrera Bonilla², Eliseu Marlônio Pereira de Lucena³, Sandro Ferreira do Nascimento⁴, Ivina Beatriz Menezes Farias⁴

¹Mestrando, Mestrado Acadêmico em Ciências Naturais, Universidade Estadual do Ceará, Campus Itaperi, CEP 60.714-903, Fortaleza, CE. E-mail: vagnereboucas@outlook.com – autor correspondente; hamandapinheiro2@hotmail.com

³Pós-Doutor, Professor Associado do Curso de Ciências Biológicas e do Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais, Universidade Estadual do Ceará, Campus Itaperi, CEP 60.714-903, Fortaleza, CE. E-mail: oriel.herrera@uece.br; eliseu.lucena@uece.br

⁴Graduando em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Ceará, Campus Itaperi, CEP 60.714-903, Fortaleza, CE. E-mail: tec.sandrof@gmail.com; ivina.bmf@gmail.com

Artigo recebido em 03/09/2020 e aceito em 02/10/2020

RESUMO

A *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore é uma palmeira nativa do Brasil que é alvo do extrativismo anual da sua folha para retirada do pó e produção da cera, um produto muito comercializado nacional e internacionalmente. Essa palmeira vem sofrendo com a ameaça da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, espécie nativa da ilha de Madagascar, África. Essa planta, é considerada invasora no semiárido brasileiro, principalmente no bioma Caatinga, devido a sua facilidade de formar densas populações. O objetivo desse trabalho é comparar a estrutura fitossociológica de duas áreas de Caatinga com diferentes graus de atividade extrativista folhas de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore e de infestação por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer no município de Pacatuba – Ceará, Brasil. Assim, foram selecionadas duas áreas, Área I – atividade extrativista intensiva das folhas da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore, Área II – não possui atividade extrativista intensiva. Para análise fitossociológica utilizou-se o método de parcelas, e catalogados os indivíduos com circunferência a altura do peito maior ou igual a 5 cm e altura maior ou igual a 1 m. Para a avaliação das comunidades vegetais, foram analisados os parâmetros fitossociológicos convencionais, e os índices de Similaridade, Diversidade, Equabilidade e Impacto Ambiental de Exóticas. Como resultado, foram inventariados 2.567 indivíduos pertencentes a 21 famílias, 28 gêneros e 39 espécies, das quais 21 são nativas, 17 endêmicas, 1 cultivada e 1 naturalizada, percebeu-se também que a diversidade na Área I foi menor quando comparada ao Área II. Assim, conclui-se que a presença da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer associada à atividade extrativista intensiva reduz número de gêneros, espécies e famílias na Caatinga.

Palavras-chave: Extrativismo, Semiárido, Fitodiversidade, Impacto Ambiental de Exóticas.

Phytosociology of Two Caatinga Woods Used for Leaf Extraction of *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore and Infested by *Cryptostegia madagascariensis* Bojer

ABSTRACT

The *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore is a palm tree native to Brazil that is the target of the annual extractivism of its leaf for dust removal and wax production, a product very commercialized nationally and internationally. This palm has been suffering from the threat of *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, a species native to the island of Madagascar, Africa. This plant is considered invasive in the Brazilian semiarid, mainly in the Caatinga biome, due to its ease of forming dense populations. The objective of this work is to compare the phytosociological structure of two areas of Caatinga with different degrees of extractive activity, leaves of *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore and infestation by *Cryptostegia madagascariensis* Bojer in the municipality of Pacatuba - Ceará, Brazil. Thus, two areas were selected, Area I - intensive extractive activity of the leaves of *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore, Area II - does not have intensive extractive activity. For phytosociological analysis, the plots method was used, and individuals with circumference greater than or equal to 5 cm and height greater than or equal to 1 m were cataloged. For the evaluation of plant communities, conventional phytosociological parameters were analyzed, along with the Similarity, Diversity, Equability and Environmental Impact of Exotics. As a result, 2,567 individuals belonging to 21 families, 28 genera and 39 species were inventoried, of which 21 are native, 17 endemic, 1 cultivated and 1 naturalized, it was also noticed that the diversity in

Area I was lower when compared to Area II. Thus, it is concluded that the presence of *Cryptostegia madagascariensis* Bojer associated with intensive extractive activity reduces the number of genera, species and families in the Caatinga.

Keywords: Extractivism, Semiárido, Phytodiversity, Environmental Impact of Exotics.

Introdução

A região Nordeste do Brasil tem uma área de aproximadamente 1.554.257 km², sendo caracterizada pelo clima semiárido com irregularidades de chuvas e temperaturas elevadas em grande parte dos seus estados (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2020). O bioma com maior representatividade nessa região é a Caatinga, que se estende por cerca de 900.000 km², correspondendo a 54% do Nordeste e a aproximadamente 11% do território nacional (Souza et al., 2017a).

A Caatinga é caracterizada por um regime pluviométrico imprevisível e com precipitação anual médio de 400 a 800 mm, geralmente concentrada em uma estação chuvosa curta e irregular (Rocha et al., 2018). Apesar disso, ainda há muitas espécies adaptadas a sobrevivência com essas condições ambientais como a *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore, uma palmeira endêmica do Brasil e que apresenta um alto valor social, ecológico, cultural e econômico para as comunidades extrativistas (Vieira et al., 2016; Barbosa et al., 2019).

Sua capacidade de produzir um pó cerífero nas folhas durante a estação seca na região, serve para diminuir a transpiração devido a intensa radiação solar, mas também como matéria prima para a produção de cera natural, um produto responsável por movimentar grande parte da economia regional (Vieira et al., 2016).

Na economia, *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore. representa uma grande importância para região nordeste, uma vez que a sua cera apresenta muitas aplicações nos campos da indústria cosmética, farmacêutica, dentre outras (Silva et al., 2018).

Apesar da Caatinga possuir uma grande diversidade de espécies nativas e endêmicas, a perda de biodiversidade ainda é uma realidade, principalmente pelas invasões biológicas (Barbosa et al., 2019; Fernandes et al., 2020).

Na região Nordeste do Brasil, várias espécies exóticas já foram identificadas como invasoras e os seus impactos avaliados: *Prosopis juliflora* (Sw.) D C. (Nogueira et al., 2019), *Sesbania virgata* (Cav.) Pers (Souza et al., 2016b) e *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, sendo constatados vários danos sobre a vegetação em que elas se estabelecem, principalmente, sobre a fitodiversidade autóctone da caatinga (Barbosa et al., 2019).

Cryptostegia madagascariensis Bojer é uma planta invasora arbustiva pertencente à família Apocynaceae que ocorre na Caatinga, muito parecida com *Cryptostegia grandiflora* R.Br (Souza et al., 2016a; Silva et al., 2018). Essas espécies são consideradas invasoras em países como, Havaí, Brasil, Ilhas Ocidentais (Porto Rico, Ilhas Virgens, Santa Lúcia, Montserrat, Anguilla) e Austrália, provavelmente foi introduzida nesses países primeiro, com fins ornamentais e depois plantadas para a produção de borracha, sendo conhecida no idioma inglês como *rubber vine* (CABI, 2020).

C. madagascariensis tem a capacidade de formar densos e impenetráveis maciços populacionais no nordeste do Brasil e em outros países da América do Sul como Colômbia, e do norte como México, subindo e cobrindo outras espécies próximas e deslocando a vegetação nativa do ambiente, e devido ao seu crescimento rápido, alcança a maturidade rapidamente e pode produzir um grande número de sementes com capacidade de serem facilmente dispersas pelo vento, pelas águas da enchente ou até grudadas na pelagem dos animais (Gracia et al., 2019; Barbosa et al., 2019).

No nordeste do Brasil, essa fitoinvasora tem ocasionado a morte de densos bosques de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore. ao utilizar essa palmeira como suporte, assim como acontece com outras espécies que se encontrem em suas proximidades, adaptou-se muito bem ao semiárido brasileiro e por apresentar rápida proliferação, vem causando modificações na estrutura das comunidades e no padrão da biodiversidade (Barbosa et al., 2019).

Isso ocorre por causa das rápidas taxas de crescimento, que facilitam sua capacidade de instalação e de subir sobre outras espécies e competir com a vegetação nativa por acesso à luz, nutrientes e água, reduzindo a sobrevivência e alterando dramaticamente a estrutura do ecossistema (Luizza et al., 2016).

A presença dessa espécie na região Nordeste do Brasil, poderá trazer futuramente danos catastróficos ainda maiores, não somente para a biodiversidade nativa, mas também para economia local, regional, nacional e internacional, de forma similar ao que já aconteceu na Austrália e Etiópia (Luizza et al., 2016).

Na Caatinga, há uma constante movimentação de espécies exóticas pelos seres humanos, e seus reais impactos negativos ainda não

são totalmente conhecidos, o que torna essa situação bastante delicada, uma vez que as invasões biológicas representam uma das principais ameaças à biodiversidade e aos ecossistemas (Pagad et al., 2018).

A presença dessas espécies impacta direta e indiretamente na diversidade de plantas e animais nativos, alteração dos ciclos de incêndios florestais e perda de produtividade dos ecossistemas invadidos, aumentando a competição com a flora nativa por um nicho na floresta (Bekele et al., 2019).

Espécies invasoras quando introduzidas em outros nichos, podem responder rapidamente às mudanças nas condições ambientais, conseguir se estabelecer e competir com a fitodiversidade nativa por recursos naturais (Wan e Wang, 2018).

Portanto, a presença de espécies invasoras pode gerar grandes impactos globais, atingindo diversos setores da sociedade, desde a segurança econômica até mesmo a saúde humana (Simberloff et al., 2020; Pyšek et al., 2020).

Em geral, essas espécies nas florestas tropicais semiáridas são caracterizadas por uma alta proporção de produção de biomassa devido a sua alta densidade nos ecossistemas onde conseguem se estabelecer e gerar densas populações (Nogueira et al., 2019).

Além disso, o aumento da distribuição e densidade de espécies invasoras contribui para o processo de homogeneização biótica (HB) em ambientes modificados pelo homem, diminuindo a diversidade biológica (Lingner et al., 2020).

A falta de um melhor gerenciamento dessas invasões, visando compreender quais características favoreceram o processo de invasão e quais ambientes tendem a ser mais susceptíveis à invasão do que outros, ainda é um problema a ser solucionado através de estudos em comunidades vegetais invadidas (Funk et al., 2020).

Espécies invasoras possuem atributos funcionais (Alelopatia e relações simbióticas) que ajudam na adaptação em novos ambientes com diferentes composições do solo, climáticas, e muitas vezes ainda têm a capacidade desenvolver estratégias reprodutivas que são importantes na competição com outras espécies (Máximo et al., 2020).

No que diz respeito ao semiárido brasileiro, é comum também encontrar áreas que favorecem o estabelecimento de espécies invasoras devido aos constantes desmatamentos, deixando assim a área regiões susceptível a invasões devido a presença de solos desprovidos de vegetação, facilitando assim, o estabelecimento de espécies invasoras (Nogueira et al., 2019).

Byun et al. (2018), explica que a redução da biodiversidade autóctone, diminui a resistência do ambiente à invasão, o que leva a um aumento das populações de fitoinvasoras nos ecossistemas naturais. No Brasil, os maiores índices de invasão de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ocorrem nos estados do Nordeste, onde as matas ciliares e planícies aluviais tem se mostrado regiões altamente invadidas por densos maciços dessa espécie (Cruz et al., 2016). Estudos relacionados aos impactos das espécies invasoras sobre a biodiversidade nativa têm contribuído para a conservação, recuperação e manejo dos ecossistemas (Funk et al., 2020).

Cryptostegia madagascariensis Bojer é conhecida como unha do cão ou boca de leão no nordeste brasileiro, e tem causado sérios prejuízos à biodiversidade nativa da região, especialmente quando associada a palmeira *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore, conhecida na região como Carnaúba (Barbosa et al., 2019), assim, faz-se necessário estudos que indiquem os impactos causados por essa invasora sobre as espécies nativas.

Nesse sentido, nossa hipótese de estudo é que a presença da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer diminui a diversidade de espécies nativas na Caatinga, especialmente em áreas de extrativismo intensivo das folhas de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore, onde além das ameaças da espécie invasora, ainda há interferência humana modificando o ambiente ao fazer trilhas para passagem de animais, desmatamento de áreas para secagem das folhas da palmeira e muitas vezes caçando animais silvestres.

Assim, o objetivo desse trabalho é comparar a estrutura fitossociológica de duas áreas de Caatinga com diferentes graus de atividade extrativista folhas de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore e de infestação por *C. madagascariensis* no município de Pacatuba-Ceará, Brasil.

Material e métodos

Descrição da Área Experimental

A pesquisa foi realizada em dois bosques de Caatinga, localizado no município de Pacatuba-CE (Figura 1), nas coordenadas geográficas 04° 00' 18" S e 38° 35' 93" WO, com elevação de 63 m. O estudo ocorreu durante os meses de junho-setembro de 2019. Segundo a classificação climática de Köppen, o clima predominante da região é o semiárido, quente e seco ou BSh, podendo ter também o BShw, com chuvas de verão (Alvares et al., 2013).

Figura 1. Mapa das áreas de estudo localizada no município de Pacatuba, Ceará, Brasil.

As áreas de estudo demarcadas apresentam atividade extrativista sazonal para retirada de folhas da palmeira *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. A área I é caracterizada por ser uma

área de extrativismo intensivo das folhas da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore e úmida (Figura 2a), enquanto a área II não possui extrativismo intensivo e é seca (Figura 2b).

Figura 2. Áreas de estudo em Pacatuba. **a.** Área caracterizada pelo extrativismo intensivo das folhas de *Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore. e úmida. **b.** Área que não possui extrativismo intensivo e seca.

Análise Fitossociológica

A análise fitossociológica foi feita pelo método de parcelas contíguas, onde em cada área foram demarcadas um total de 30 parcelas como unidades amostrais, cada uma delas apresentando dimensão de 10 m² cada, totalizando uma área total de 600 m².

Em cada unidade amostral das áreas de estudo, foram selecionados e medidos todos os indivíduos vegetais com circunferência à altura do peito (CAP) ≥ 5 cm, excluindo-se os indivíduos mortos.

As circunferências dos indivíduos vegetais inventariados foram medidas com auxílio de uma fita métrica e a altura foi estimada em metros com o auxílio de hastes de madeira de 5 m de comprimento.

Todos os indivíduos vegetais catalogados nas duas áreas de estudo tiveram sua identificação botânica confirmada em campo, ou quando necessária, foi feita com o auxílio de especialistas e consultas na coleção botânica de exsicatas do Herbário virtual Prisco Bezerra da Universidade Federal do Ceará.

Os parâmetros estruturais utilizados para este estudo foram os mais recomendados na literatura especializada em estudos fitossociológicos (Kuchler et al., 1976), como densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), frequência absoluta (FA) e frequência relativa (FR), dominância absoluta (DoA) e relativa (DoR), índice de valor de importância (IVI) e o índice de valor de cobertura (IVC).

Tais parâmetros foram calculados com o auxílio do FITOPAC 2.1, um programa voltado para análise fitossociológica de comunidades vegetais a partir de dados brutos das plantas coletados em campo tais como, circunferência e altura (Shepherd, 2010).

Além dos parâmetros estruturais apresentados acima, foi calculado também o Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') nas duas áreas de estudo, com o intuito de quantificar as diferenças em termos de números de espécies amostradas.

Quanto maior for o valor de H' , maior será a diversidade florística da população de plantas na área de estudo, sendo assim possível estabelecer um comparativo das espécies presentes na Área I e na Área II. Este índice expressa a riqueza e uniformidade das espécies nas duas comunidades vegetais estudadas.

O Índice de impacto ambiental da espécie exótica (IIAE) também foi calculado (Reaser, et al., 2007), visando aferir os efeitos causados pela *Cryptostegia madagascariensis* Bojer em duas áreas de Caatinga.

Para comparar floristicamente as duas áreas de estudo, utilizou-se o Índice de

Similaridade de Jaccard, que expressa a semelhança existente entre os dois ambientes selecionados, baseando-se no número de espécies comuns em cada uma das comunidades vegetais estudadas.

Por fim, calculou-se ainda o Índice de diversidade de Margalef (IDM), que pode expressar a riqueza de espécies presentes nas comunidades vegetais das duas áreas estudadas (Magurran, 1988).

Resultados e discussão

No total, foram inventariados 2.567 indivíduos pertencentes a 21 famílias, 28 gêneros e 39 espécies, das quais 21 são nativas, 17 endêmicas, 1 cultivada e 1 naturalizada como podemos observar na tabela 1.

Nas áreas estudadas houve um predomínio de espécies arbóreas (19) e arbustivas (14), mas também foi possível catalogar espécies de palmeiras (2), trepadeiras (3), subarbusto (1) e até mesmo erva (1).

Observando a distribuição dos indivíduos nos dois ambientes, percebe-se uma redução no número de famílias, gêneros e espécies da Área I para a II. Essa diferença é possível de ser observar quando se analisa a representatividade desses taxa nas áreas de estudo.

A Área I apresentou 75% das famílias inventariadas, sendo um valor inferior ao mostrado na Área II, onde houve uma maior representatividade, chegando a 85% das famílias botânicas catalogadas.

Em relação aos gêneros, dos 28 identificados nas áreas estudadas, 71,42% foram observados na Área I, mostrando-se também inferior quando comparado a Área II, que apresentou um valor superior, com 82,14% dos gêneros catalogados.

Em relação as espécies, a Área I representou 64,1% do total de espécies inventariadas, sendo assim inferior ao apresentado na Área II, que teve 82,05% das espécies amostradas nas áreas de estudo.

Tabela 1. Famílias e espécies botânicas amostradas nas áreas estudadas, município de Pacatuba, Ceará, Brasil.

Família/espécie	Nome popular	Forma de vida	Área		Origem
			I	II	
Anacardiaceae					
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Cajueiro	Árvore	-	X	Nativa
<i>Spondias mombin</i> L.	Cajazeira	Árvore	-	X	Nativa
Annonaceae					
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Araticum	Arbusto	-	X	Nativa
<i>Annona squamosa</i> L.	Ata	Arbusto	X		Cultivada
Apocynaceae					

<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer	Unha-do-cão	arbusto	X	X	Naturalizada
Arecaceae					
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H.E.Moore.	Carnaúba	Palmeira	X	X	Endêmica
<i>Syagrus cearensis</i> Noblick	Coco-babão	Palmeira	-	X	Endêmica
Aristolochiaceae					
<i>Aristolochia cymbifera</i> Mart. & Zucc.	Papo-de-peru	Trepadeira	-	X	Endêmica
Asteraceae					
<i>Wedelia villosa</i> Gardner	Vedélia	Subarbusto	X	X	Nativa
Bixaceae					
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	Pacotê	Árvore	X	X	Nativa
Boraginaceae					
<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	Pau-branco	Árvore	-	X	Nativa
Bromeliaceae					
<i>Neoglaziovia variegata</i> (Arruda) Mez	Croata	Erva	X	X	Endêmica
Cactaceae					
<i>Cereus jamacaru</i> DC	Mandacaru	Arbusto	X	X	Endêmica
Capparaceae					
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl.	Feijão-bravo	Arbusto	X	-	Nativa
Euphorbiaceae					
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro-preto	Árvore	X	X	Endêmica
<i>Croton jacobinensis</i> Baill.	Velame	Árvore	X	X	Endêmica
<i>Croton sincorensis</i> Mart.	Marmeleiro-branco	Árvore	X	X	Endêmica
Fabaceae					
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Pata-de-vaca	Arbusto	X	X	Nativa
<i>Bauhinia splendens</i> Kunth.	Pau-mocó	Trepadeira	-	X	Nativa
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	Catingueira	Árvore	X	X	Endêmica
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz var . Ferrea	Jucá	Árvore	X	X	Endêmica
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	Jiquiri	Árvore	X	X	Nativa
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	Sabiá	Árvore	X	X	Endêmica
<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Colla.	Unha-de-gato	Árvore	X	X	Nativa
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema preta	Árvore	X	X	Nativa
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	Catanduva	Árvore	-	X	Endêmica
<i>Piptadenia stipulacea</i> . (Benth.) Ducke.	Jurema-branca		-	X	Endêmica
Malvaceae					
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum	Barriguda-do-sertão	Árvore	-	X	Endêmica
<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K.Schum	Barriguda	Árvore	X	-	Nativa
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	Arbusto	X	X	Nativa
<i>Sterculia striata</i> St. Hil et Naud	Chichá	Árvore	-	X	Endêmica
Moraceae					
<i>Ficus trigona</i> L.f.	Gameleira	Arbusto	-	X	Nativa
Myrtaceae					
<i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb.	Guabiraba	Arbusto	X	X	Nativa
Olacaceae					
<i>Ximenia Americana</i> L.	Ameixa	Arbusto	X	X	Nativa
Polygonaceae					
<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	Coaçu	Arbusto	X	X	Nativa
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Falso-Novateiro	Arbusto	-	X	Nativa
Rhamnaceae					
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro	Árvore	X	-	Endêmica
Rubiaceae					
<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll. Arg.	Angélica	Arbusto	X	X	Endêmica
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Espinho-de-judeu	Arbusto	X	X	Nativa
Rutaceae					
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Canela-de-veado	Arbusto	-	X	Nativa

Na primeira área, foram catalogadas 25 espécies e 21 gêneros, enquanto que a segunda apresentou 32 espécies e 28 gêneros. Nas áreas I e II houve a ocorrência de 16 e 20 famílias, respectivamente, sendo a Fabaceae,

Malvaceae e Euphorbiaceae as mais representativas em relação ao número de espécies (Fig. 3 a-b).

Figura 3. Espécies de plantas e famílias presentes nas áreas de estudo. (a) área I; (b) Área II

Os efeitos da invasão por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer nas áreas estudadas são

facilmente percebidas quando analisamos a estrutura das duas áreas (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros estruturais das comunidades estudadas no município de Pacatuba, Ceará, Brasil. Sendo: Área I – forte intensidade de invasão; Área II – baixa intensidade de invasão. NI. Número de indivíduos; DA. Densidade absoluta; DR. Densidade relativa; FA. Frequência absoluta; FR. Frequência relativa; DOA. Dominância absoluta; DOR. Dominância relativa; IVC. Índice de valor de cobertura; IVI. Índice de valor de importância.

Área I									
Nome Científico	NI	DA	DR	FA	FR	DOA	DOR	IVC	IVI
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H. E. Moore	289	963,3	16,93	100,00	12,82	25,28	64,5	81,43	94,25
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer	608	2026,7	35,62	100,00	12,82	5,18	13,21	48,83	61,65
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	200	666,7	11,72	90,00	11,54	5,17	13,19	24,90	36,44
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	265	883,3	15,52	83,33	10,68	1,42	3,62	19,14	29,82
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	138	460,0	8,08	90,00	11,54	0,72	1,84	9,92	21,46
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	82	273,3	4,8	63,33	8,12	0,14	0,36	5,16	13,28
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	28	93,3	1,64	46,67	5,98	0,59	1,5	3,14	9,12
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz var . Ferrea	18	60,0	1,05	30,00	3,85	0,10	0,24	1,30	5,15
<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Colla.	11	36,7	0,64	30,00	3,85	0,07	0,19	0,83	4,68
<i>Cereus jamacaru</i> DC	10	33,3	0,59	20,00	2,56	0,16	0,41	1,00	3,56
<i>Conchlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	11	36,7	0,64	20,00	2,56	0,08	0,2	0,84	3,41
<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	5	16,7	0,29	16,67	2,14	0,01	0,02	0,31	2,45
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	7	23,3	0,41	13,33	1,71	0,03	0,08	0,49	2,19
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	4	13,3	0,23	13,33	1,71	0,01	0,02	0,26	1,97
<i>Neoglaziovia variegata</i> (Arruda) Mez	4	13,3	0,23	10,00	1,28	0,14	0,36	0,60	1,88
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	5	16,7	0,29	10,00	1,28	0,03	0,07	0,36	1,64
<i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb.	3	10,0	0,18	10,00	1,28	0,02	0,05	0,23	1,51
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl.	3	10,0	0,18	10,00	1,28	0,01	0,02	0,19	1,47
<i>Croton jacobinensis</i> Baill.	8	26,7	0,47	3,33	0,42	0,01	0,02	0,49	0,91
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	2	6,7	0,12	3,33	0,43	0,02	0,04	0,17	0,59
<i>Croton Sonderianus</i> Mart.	2	6,7	0,12	3,33	0,43	0,01	0,02	0,14	0,56
<i>Ximenia americana</i> L.	1	3,3	0,07	3,33	0,43	0,01	0,02	0,07	0,50
<i>Ceiba pubiflora</i> (A.St.-Hil.) K.Schum	1	3,3	0,06	3,33	0,43	0,01	0,01	0,07	0,50
<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll. Arg.	1	3,3	0,06	3,33	0,43	0,00	0,01	0,07	0,50
<i>Annona squamosa</i> L.	1	3,3	0,06	3,33	0,43	0,00	0	0,06	0,49
Área II									
Nome Científico	NI	DA	DR	FA	FR	DOA	DOR	IVC	IVI
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H.E.Moore	112	373,3	13,02	86,67	9,89	10,93	46,85	59,87	69,76
<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	137	456,7	15,93	86,67	9,89	6,60	28,28	44,21	54,09
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	162	540,0	18,84	73,33	8,37	1,27	5,45	24,29	32,65
<i>Syagrus cearensis</i> Noblick	42	140,0	4,88	56,67	6,46	1,23	5,29	10,18	16,64
<i>Mimosa invisa</i> Mart. ex Colla.	56	186,7	6,51	63,33	7,22	0,19	0,82	7,33	14,55
<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	54	180,0	6,28	46,67	5,32	0,53	2,25	8,53	13,85
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	58	193,3	6,74	43,33	4,94	0,13	0,56	7,31	12,25
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	56	186,7	6,51	43,33	4,94	0,09	0,4	6,91	11,85
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	27	90,0	3,14	43,33	4,94	0,18	0,78	3,92	8,86
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer	22	73,3	2,56	40,00	4,56	0,25	1,09	3,65	8,21
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	18	60,0	2,09	40,00	4,56	0,15	0,62	2,72	7,28
<i>Conchlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	12	40,0	1,4	33,33	3,8	0,22	0,93	2,33	6,13
<i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb.	15	50,0	1,74	33,33	3,8	0,03	0,14	1,88	5,69
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	17	56,7	1,98	23,33	2,67	0,24	1,02	3,00	5,66
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.	14	46,7	1,63	26,67	3,04	0,05	0,22	1,85	4,89
<i>Spondias mombin</i> L.	9	30,0	1,05	20,00	2,3	0,29	1,26	2,30	4,58
<i>Neoglaziovia variegata</i> (Arruda) Mez	2	6,7	0,23	6,67	0,76	0,53	2,27	2,51	3,27
<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	8	26,7	0,93	16,67	1,9	0,03	0,13	1,06	2,96
<i>Cereus jamacaru</i> DC	5	16,7	0,58	13,33	1,52	0,14	0,59	1,17	2,69
<i>Ficus trigona</i> L.f.	5	16,7	0,58	16,67	1,9	0,01	0,03	0,61	2,51
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke.	7	23,3	0,81	10,00	1,14	0,04	0,18	0,99	2,13
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum	3	10,0	0,35	10,00	1,14	0,01	0,05	0,40	1,54
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	3	10,0	0,35	6,67	0,76	0,01	0,02	0,37	1,13
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz var . Ferrea	3	10,0	0,35	6,67	0,76	0,00	0,01	0,36	1,12
<i>Aristolochia cymbifera</i> Mart. & Zucc.	2	6,7	0,23	6,67	0,76	0,00	0,01	0,24	1,00
<i>Anacardium occidentale</i> L.	1	3,3	0,11	3,33	0,38	0,11	0,48	0,60	0,98
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	3	10,0	0,35	3,33	0,38	0,01	0,05	0,40	0,78
<i>Annona coriacea</i> Mart.	3	10,0	0,35	3,33	0,38	0,01	0,02	0,37	0,75
<i>Sterculia striata</i> St. Hil et Naud	1	3,3	0,12	3,33	0,38	0,03	0,12	0,23	0,61
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	1	3,3	0,12	3,33	0,38	0,01	0,05	0,16	0,54
<i>Ximenia americana</i> L.	1	3,3	0,12	3,33	0,38	0,01	0,03	0,14	0,52
<i>Bauhinia splendens</i> Kunth.	1	3,3	0,12	3,33	0,38	0,00	0	0,12	0,50

A densidade absoluta dessa espécie foi a maior de todas, alcançando um valor 2.026, seguida da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. e *Croton blanchetianus* Baill. com 963 e 883, respectivamente. Espécies nativas da Caatinga como, *Ziziphus joazeiro* Mart., *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir., *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis, dentre outras, foram superadas nesse parâmetro por uma única espécie invasora, indicando assim a capacidade que essa planta tem de colonizar outros ambientes.

Na área II, a densidade absoluta da fitoinvasora foi bem inferior ao encontrado na área I, alcançando apenas 73,3. Nessa área, as espécies nativas conseguiram se sobressair à *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, chegando a valores superiores à invasora como apresentado por *Croton blanchetianus* Baill., *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore., *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., com 540, 456 e 373, respectivamente.

Entretanto, Rubber vine ainda registrou uma densidade absoluta maior que muitas outras espécies nativas como, *Guazuma ulmifolia* Lam., *Cochlospermum vitifolium* (Willd.) Spreng., *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis, dentre outras. Dos 1.707 indivíduos amostrados na Área I, 608 são da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, totalizando 35% da densidade relativa. Os valores encontrados são superiores quando comparados com várias espécies nativas, como por exemplo, *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore., *Croton blanchetianus* Baill. e *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. que obtiveram apenas, respectivamente, 16,93, 15,52 e 11,72 da densidade na Área I.

Na Área II, foram inventariados 680 indivíduos, sendo que apenas 22 são de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, totalizando apenas 2,5 % da densidade relativa. Essa planta teve uma diminuição drástica nesse parâmetro em relação a Área I, enquanto que os valores encontrados nas espécies nativas foram superiores ao da Rubber vine como se pode observar em *Croton blanchetianus* Baill., *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. e *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. indicam respectivamente, 18%, 15% e 13%, sendo assim superiores aos apresentados na espécie invasora (Tabela 2).

No que diz respeito a frequência absoluta encontrada na Área I (Tabela 2), *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, e *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore. alcançaram valores iguais, 100, seguida de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. e *Croton blanchetianus* Baill. com valores de 90 e 83,33, respectivamente. Os altos valores

registrados para a fitoinvasora, indica a alta presença dessa espécie nessa área, superando várias espécies nativas da Caatinga como, *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir., *Libidibia ferrea* (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz var. *Ferrea*, *Cochlospermum vitifolium* (Willd.) Spreng., *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis, dentre outras.

A frequência relativa da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer e da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. foram iguais na Área I (Tabela 2), alcançando 12,82, seguidas de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., *Croton blanchetianus* Baill., *Randia armata* (Sw.) DC. com 11,54, 10,68 e 11,54, respectivamente.

A fitoinvasora se destaca nas duas frequências analisadas, indicando sua elevada quantidade de indivíduos nessa área quando comparada as outras espécies autóctones.

Na área II, *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore. e *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. registraram valores iguais, indicando 86,67 da frequência absoluta. *Croton blanchetianus* Baill., *Syagrus cearensis* Noblick e *Mimosa invisa* Mart. ex Colla. alcançaram 73,33, 56,67 e 63,33, respectivamente, sendo superiores ao apresentado por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, chegando a 40, ressaltando assim a baixa quantidade de indivíduos nessa área em relação ao Ambiente I.

A frequência relativa da invasora na Área II foi de 4,5, valor superior ao encontrado de outras espécies nativas como *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore., *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., *Croton blanchetianus* Baill. que atingiram, respectivamente, 9,89, 9,89 e 8,37. *Syagrus cearensis* Noblick, *Mimosa invisa* Mart. ex Colla., *Cordia oncocalyx* Allemão, dentre outras, também indicaram valores maiores ao da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer nesse parâmetro.

A dominância da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer observada na Área I foi inferior apenas à *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. (Tabela 2), cujos valores alcançaram respectivamente, 5,18 e 25,28. Esse parâmetro indica que a espécie invasora possui uma maior taxa de ocupação no ambiente do que outras espécies nativas como *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., *Croton blanchetianus* Baill., *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir., *Libidibia ferrea* (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz var. *Ferrea*, dentre outras. Na área I, *Cryptostegia madagascariensis* Bojer possui uma grande representatividade tanto em densidade, como em frequência e dominância (Figura 4).

Figura 4. Parâmetros estruturais da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer e das demais espécies vegetais nas áreas avaliadas. Sendo: I = forte intensidade de invasão; II = baixa intensidade de invasão; DR – Densidade Relativa; DoR – Dominância Relativa; FR – Frequência Relativa

Com relação ao Índice de Valor de Importância (IVI) na Área I, observa-se que *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. foi responsável por 94,25 do valor total, seguida da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, que atingiu 61,65.

Na Área II, a espécie de maior valor de importância também foi da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E. Moore., seguida das nativas *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. e *Croton blanchetianus* Baill. com respectivamente, 69,56, 54,09 e 32,65.

Cryptostegia madagascariensis Bojer ainda apresentou valores inferiores a outras espécies nativas como, *Syagrus cearensis* Noblick, *Mimosa invisa* Mart. ex Colla., *Cordia oncocalyx* Allemão, *Randia armata* (Sw.) DC., *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir e *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud.

Assim, a *Cryptostegia madagascariensis* Bojer foi a décima nesse parâmetro com 8,21,

mostrando-se uma espécie com distribuição mais restrita na área II (Tabela 2).

Os valores de diversidade pelo Índice de Shannon-Weiner (H') e Índice de Pielou (J') foram menores para Área I (1,934 e 0,6, respectivamente) e maiores para a II (2,646 e 0,763). Já o IIAE calculados foram 0,58 e 0,94, para as áreas I e II, respectivamente.

Em relação a riqueza de espécies calculada pelo IDM, a Área I apresentou valores inferiores aos indicados na II, mostrando assim o impacto da espécie invasora na dinâmica de uma comunidade vegetal, diminuindo a fitodiversidade (Tabela 3).

O coeficiente de similaridade de Jaccard (SJ') entre a Área I e a Área II foi de 0,43, sendo assim considerada áreas semelhantes floristicamente.

A similaridade existente entre as áreas estudadas deve ser uma consequência do grau de degradação ao longo dos anos, por serem áreas de extração ou corte anual das folhas da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore.

Tabela 3. Valores de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de equabilidade de Pielou (J'), do Índice de Impacto Ambiental de Exóticas (IIAE) e Índice de diversidade de Margalef.

Índices	Áreas	
	I	II
H'	1,934	2,646
J'	0,601	0,763
IIAE	0,5889	0,9452
IDM	7,4303	10,5802

Discussão

Os resultados apresentados indicam a capacidade que *Cryptostegia madagascariensis* Bojer tem de modificar a dinâmica das comunidades vegetais. De acordo com Fernandes, et al. (2020), as famílias da Caatinga mais ricas em termos de endemismos são Fabaceae, Euphorbiaceae, Cactaceae, Bromeliaceae, Malvaceae e Apocynaceae. Dessas famílias, apenas a Apocynaceae não foi representada com indivíduos endêmicos no presente estudo. Os mesmos autores ainda citam que a enorme diversidade de Fabaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Rubiaceae e Malvaceae se destacam, não importa qual o componente florístico é analisado (geral, lenhoso ou não lenhoso; refletindo sua ampla gama de formas de crescimento e consequente capacidade de ocupar diferentes nichos na Caatinga. A área II registrou números inferiores em números de espécies e famílias.

As espécies *Annona squamosa* L., *Cynophalla flexuosa* (L.) J. Presl., *Ceiba pubiflora* (A.St.-Hil.) K.Schum e *Ziziphus joazeiro* Mart. foram catalogadas exclusivamente na área I, sendo que a *Annona squamosa* L. foi a única cultivada, enquanto *Anacardium occidentale* L., *Spondias mombin* L., *Annona coriacea* Mart., *Syagrus cearensis* Noblick, *Aristolochia cymbifera* Mart. & Zucc., *Cordia oncocalyx* Allemão, *Bauhinia splendens* Kunth., *Piptadenia stipulacea*. (Benth.) Ducke., *Ceiba glaziovii* (Kuntze) K. Schum, *Sterculia striata* St. Hil et Naud, *Ficus trigona* L.f., *Coccoloba mollis* Casar. e *Helietta apiculata* Benth. foram registradas exclusivamente na área II. Pode-se constatar isso quando comparamos nossos dados com os de outros estudos realizados com espécies invasoras no Nordeste brasileiro, onde se encontra frequentemente valores de número de indivíduos, densidade, frequência, dominância maiores em relação as espécies nativas, indicando assim os impactos que espécies fitoinvasora causam na fitodiversidade nativa.

O número de indivíduos de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer e *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. registrados na área invadida do presente estudo (608 e 289, respectivamente) foi superior ao apresentado por Sousa et al. (2017a) que contabilizaram 428 plantas dessa espécie invasora e apenas 21 da palmeira endêmica da região Nordeste do Brasil. Por outro lado, na área com baixa infestação, a *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. alcançou valores superiores à *Cryptostegia madagascariensis* Bojer (112 e 21, respectivamente), sendo o contrário ao apresentado por Sousa et al., (2017a), que indicou 31 palmeiras e 50 indivíduos da espécie invasora. Em outros países também é possível comprovar a atividade dessa espécie invasora. Na Colômbia, a *Cryptostegia madagascariensis* Bojer consegue formar densas populações ao longo da floresta, cobrindo árvores, e substituindo a vegetação nativa das dunas, assim como acontece em Porto Rico (Gracia et al., 2019). Além disso, essa fitoinvasora consegue alterar as propriedades químicas do solo e a composição da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA), que são seres que realizam associações mutualísticas que facilitam o estabelecimento de espécies em diferentes tipos solo (Souza et al., 2018).

A densidade de espécies nativas é baixa quando comparada à invasora *C. madagascariensis* nos bosques de *C. prunifera* estudados, isso pode ocorrer em outras áreas também como apresentado no estudo de Silva et al. (2020), sobre a estrutura vegetacional de um fragmento de Caatinga sul do Piauí, onde espécies nativas como *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud. L. e *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson indicavam baixos valores de densidade relativas (2,67, 8,39, respectivamente). A elevada densidade de populações de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer em bosques de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. (Fig. 1a) pode se deve aos seus caracteres morfológicos e fisiológicos. Essa fitoinvasora Espécies invasoras possuem atributos funcionais (Alelopatia e relações simbióticas com

fungos arbusculares) que contribuem para colonização de novos ambientes (Souza et al., 2016a; Araújo et al., 2017; Máximo et al., 2020). Além disso, a sua dispersão por anemocoria é outro fator que potencializa sua proliferação e permite sua distribuição em outros ambientes (Silva et al., 2018). As plantas invasoras podem ter benefícios significativos em ambientes áridos e semiáridos tropicais, onde as espécies nativas da região são naturalmente de baixa densidade e diversidade, facilitando assim a invasão (Shackleton e Shackleton, 2018). Tal dominância de espécies invasoras sobre as nativas pode ser observado nos trabalhos que abordam as espécies invasoras mais citadas (*Cryptostegia madagascariensis* Bojer, *Prosopis juliflora* (Sw.) D. C., *Parkinsonia aculeata* L., *Calotropis procera* (Aiton) W.T.Aiton, dentre outras) e com elevados riscos ambientais para a biodiversidade da Caatinga (Pinto et al., 2020). Em um estudo fitossociológico de uma área invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer na Caatinga do estado do Ceará, Sousa et al. (2017a) registraram densidade absoluta com valores inferiores (1.557) ao apresentado no presente estudo (2.026).

Barbosa et al. (2019), apresentaram um valor de frequência absoluta em uma comunidade vegetal invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer no Ceará, inferior (43,21) ao encontrado no presente trabalho (100), enquanto que a frequência relativa foi superior (16,83). Sousa et al. (2016), indicaram um valor de frequência absoluta de 93 em uma área de Caatinga invadida por essa fitoinvasora no Ceará, sendo assim menor do que o registrado neste estudo, ao passo que os valores relativos alcançaram um valor superior, 55,36. A DoA e a DoR encontrada por Barbosa et al. (2019) foi de 29,25 e 14,86, respectivamente, foram superiores aos valores apresentados neste trabalho, 5,18 e 13,21. Sousa et al. (2017a), registraram esses parâmetros duas áreas de Caatinga, uma com alta infestação da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer e outra com baixa presença dessa fitoinvasora, cujos valores foram 13,11 e 55,59, ambos superiores aos indicados no presente estudo. Fônsaca, et al. (2016), apresentaram tais valores em uma área de Caatinga invadida por *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C. no estado da Paraíba, a DoA alcançando 0,52 e DoR de 29,23, sendo esses valores inferior e superior, respectivamente aos deste trabalho.

Sousa et al. (2017a) indicaram índices de valores de cobertura de 68,8, em áreas de Caatinga invadida por *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C. e *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, respectivamente, sendo superior ao registrado na

Área I e II do presente trabalho (48,83). Fônsaca et al. (2016), apontaram um IVC de 34,61 para uma área de Caatinga infestada por *Prosopis juliflora* (Sw.) D.C. na Paraíba, ou seja, menor do que o da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer neste estudo. O IVC pode chegar até 200, sendo que quanto mais próximo desse valor, maior é a área que uma espécie consegue se distribuir na floresta. O IVI na área infestada neste estudo, foi similar ao apresentado por Sousa et al. (2017a), onde a *Cryptostegia madagascariensis* Bojer obteve o maior índice de valor de importância em uma área com alta presença dessa fitoinvasora, sendo responsável por 66,7, seguida da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore com 14,29. Porém, nosso estudo indicou a palmeira endêmica com valores mais altos, alcançando 94,25, seguida da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer com 61,65. A espécie com maior IVI é considerada a mais importante e com maior sucesso em explorar os recursos de seu habitat (Kuchler et al., 1976).

Barbosa et al. (2019), avaliaram áreas de Caatinga invadidas por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer no estado do Ceará e também encontraram valores de importância para esta espécie inferior (16) ao apresentado no presente estudo na área invadida (61,65). Sousa et al. (2017a), indicaram que o *Croton blanchetianus* Baill. obteve o maior IVI em uma área com baixa densidade da espécie invasora, com 21,69, enquanto a *Cryptostegia madagascariensis* Bojer foi responsável por 7,22, já no presente estudo, a planta de maior IVI foi a palmeira endêmica com 69,76, seguido da *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. e *Croton blanchetianus* Baill. com respectivamente, 54,09 e 32,65, enquanto a fitoinvasora apresentou apenas 8,21. O índice de diversidade Shannon (H') apresenta valores entre 1,5 e 3,5, onde esse último significa que há uma elevada biodiversidade no ambiente (Magurran, 1988). Os valores de diversidade do H' deste estudo foram menores na Área I (1,93) e intermediários na II (2,64). Barbosa et al. (2019), encontraram um valor para H' de 1,86 em uma área de Caatinga invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer no Ceará, sendo assim inferior ao apresentado no presente estudo.

Sousa et al. (2016), apontaram que em uma área de Caatinga infestada por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer, o valor de H' chegou a 1,16, enquanto no ambiente com baixa infestação foi de 2,28, tais valores são inferiores ao representado no presente estudo. Os mesmos autores indicaram ainda que o J' nas duas áreas citadas chegaram a 0,41 e 0,65, respectivamente. O H' e o índice de Pielou (J') na Área I (1,93 e 0,6) e

na II (2,64 e 0,76, respectivamente), foram maiores do que os apresentados por Sousa et al (2017a) em uma área com alta infestação da invasora (0,85 e 0,32) e menores no ambiente com baixa presença da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer (2,50 e 0,72). O J' varia de 0 a 1,0, sendo que o valor 1,0 representa a situação em que todas as espécies possuem a mesma abundância, ou seja, a mesma quantidade de indivíduos (Magurran, 1988). O valor de equabilidade no ambiente com alto grau de invasão por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer foi menor (0,6) do que o apresentado por Santos e Fabricante (2019) em uma área invadida por *Boerhavia diffusa* L. (0,74), e maior (0,76) quando comparado ao ambiente com baixo grau de invasão (0,66). Esse resultado indica que *C. madagascariensis* possui uma alta dominância no ambiente quando comparado as outras espécies. Os valores de diversidade apresentados neste estudo para *Cryptostegia madagascariensis* Bojer (2,64) em uma área com alta presença dessa espécie invasora são sutilmente maiores quando comparados aos de Santos e Fabricante (2019), que registraram um valor de H' para a Caatinga com baixa presença da fitoinvasora *Boerhavia diffusa* L. de 2,63. Os mesmos autores apontaram que na área com baixa invasão dessa planta, o H' teve um decréscimo para 1,69, sendo inferior ao encontrado no presente trabalho (1,93).

A baixa riqueza de espécies na Área I se dá devido à formação de densas populações da fitoinvasora e ação antrópica, aumentando a competição por recursos naturais e dificultando a sucessão espécies nativas. Tal problema é comprovado quando analisamos o índice de impacto ambiental de espécies exóticas (IIAE), calculado a partir do coeficiente do impacto ambiental, cujo índice variam de -1 a 1, onde quanto mais próximo do extremo negativo, mais acentuado é o grau de invasão, compreendendo que valores negativos indicam que a espécie invasora já causou alterações na estrutura da comunidade (Reaser et al., 2007). No presente estudo, foram apresentados valores de 0,58 na área com alta presença da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer e de 0,94 na Área com baixa densidade dessa fitoinvasora. Sousa et al. (2017a), indicaram que Índice de Impacto Ambiental de Exóticas (IIAE) em uma área invadida por essa planta foi -0,33, sendo assim uma situação mais crítica ao apresentado no presente estudo (0,58), já na Área com baixa infestação apresentamos um valor superior (0,94) ao encontrado por Barbosa et al. (2019) e Sousa et al. (2017a) (0,84 e 0,69, respectivamente). Sousa et al. (2016), indicaram valores de IIAE em área de Caatinga invadida por

Cryptostegia madagascariensis Bojer de - 0,38, enquanto que na área com baixa presença dessa fitoinvasora chegou a 0,38. Tais valores são bem mais preocupantes do que os apresentados no presente estudo, pois na área com alta densidade da espécie invasora o valor ficou negativo, o que indica uma perda da biodiversidade autóctone. Assim podemos caracterizar que a Área I com uma baixa diversidade de espécies quando comparada a área com baixa presença da fitoinvasora.

Entretanto, Reaser et al. (2007), ressalta que valores abaixo de 0,80 já indicam a ocorrência de danos para a biodiversidade local, pois representam que aproximadamente 20% da área encontram-se ocupadas apenas pela vegetação invasora, necessitando de intervenções, manejos e monitoramento eficientes no ambiente invadido. O Índice de Diversidade de Margalef (IDM), que expressa à riqueza de espécies no ambiente, aponta que quanto maior o valor, maior é a diversidade da comunidade amostrada. Os valores inferiores a 2,0 são considerados como áreas de baixa diversidade e valores superiores a 5,0 são considerados como indicador de grande biodiversidade. Neste trabalho, o IDM na Área I foi de 7,43, já na II foi 10,58. Tais valores indicam que no ambiente com maior presença da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer há uma menor diversidade de espécies, enquanto que na área com menor densidade da fitoinvasora a diversidade de espécies é maior. Dias et al. (2014), em um levantamento fitossociológico por pontos em área de Caatinga em Mossoró – Rio Grande do Norte, visando o conhecimento da riqueza florestal para possíveis fins conservacionistas, apresentaram valores de IDM entre 1,36 – 2,85, sendo bastante inferior ao informado no presente estudo.

No que diz respeito ao Índice de similaridade de Jaccard, segundo Kuchler et al. (1976), duas ou mais comunidades são consideradas floristicamente similares quando apresentarem índice de Jaccard superior a 0,25. Gonçalves et al. (2011), estudaram o banco de sementes do solo em uma área de Caatinga invadida por *Parkinsonia aculeata* L., e registraram um valor de similaridade entre um ambiente com alta presença dessa fitoinvasora e outro com baixa infestação (0,35), sendo inferior ao apresentado no presente estudo (0,43). Assim, ambos os valores citados acima apontam que as áreas são floristicamente similares de acordo a análise do índice de Jaccard. Logo, os resultados indicam que não houve uma diferença significativa floristicamente entre as áreas, indicando assim as modificações estruturais causadas pela presença da invasora nas comunidades vegetais autóctones.

Mesmo sendo áreas adjacentes, a forte presença da espécie exótica invasora *Cryptostegia madagascariensis* Bojer na Área I afetou negativamente a fitodiversidade nativa, com isso, pode-se evidenciar isso quando se compara as riquezas nos Ambientes estudados. A redução da riqueza de espécies, devido ao processo de invasão biológica em áreas de Caatinga, também foi constatada por Sousa et al. (2017a), Medeiros et al. (2018) e Barbosa et al. (2019). Sousa et al. (2017a), afirmaram que a ação antrópica contribui para o surgimento de espécies invasoras na área fortemente invadida, aumentando assim sua área total ocupada, sua abundância local e capacidade de dispersão. Segundo Araújo et al. (2017), a *Cryptostegia madagascariensis* Bojer consegue ainda liberar compostos alelopáticos que aumentam o sucesso da sua invasão, reduzindo a diversidade de espécies nativas e, assim, a competição por recursos.

Souza et al. (2018), relataram que essa espécie, assim como outras fitoinvasoras, tem a capacidade e alterar as propriedades químicas do solo e a composição da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em condições de campo da região semiárida brasileira, conseguindo se estabelecer em diversos ecossistemas com maior facilidade que as espécies nativas. Além disso, Sousa et al. (2017b), evidenciaram que a presença expressiva de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer na Caatinga tende a reduzir a riqueza florística e alterar a estrutura da comunidade do banco de sementes do solo em áreas invadidas. A riqueza de espécies é fundamental para estabelecer prioridades de conservação, seja focada em taxa de plantas, locais, habitats ou ecossistemas (Fernandes et al., 2020).

Conclusões

A alta densidade da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer associada à *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore. presente na área I afeta a regeneração natural das espécies nativas da Caatinga.

O número de espécies e famílias foi maior na área II, com baixa densidade da *Cryptostegia madagascariensis* Bojer quando comparada a área I, com alta densidade dessa invasora, o que indica que a presença dessa espécie afeta negativamente a fitodiversidade dos bosques nativos da Caatinga aumentando o sombreamento e consequentemente alterando a diversidade de espécies.

O Índice de Impacto Ambiental de Espécies Exóticas (IIAE), indicou na área I, maior grau de invasão (0,59) em relação a área II (0,94), o que causa alterações na estrutura da comunidade florística.

A alta densidade de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer na área I implica em ocupação de nichos que deveriam ser colonizados por espécies nativas como *Anacardium occidentale* L., *Spondias mombin* L., *Annona coriacea* Mart., *Cordia oncocalyx* Allemão, *Bauhinia splendens* Kunth., *Ficus trigona* L.f., *Coccoloba mollis* Casar e *Helietta apiculata* Benth., e por espécies endêmicas como, *Syagrus cearensis* Noblick, *Aristolochia cymbifera* Mart. & Zucc., *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke., *Sterculia striata* St. Hil et Naud, *Ceiba glaziovii* (Kuntze) K. Schum, *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson, visto que essas foram registradas somente na área II.

Agradecimentos

À Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) pela concessão da bolsa de mestrado ao primeiro e segundo autor, a Joel Wirlo Brasileiro Lima, Natália Morena Fernandes Soltys, Cícero Mateus Borges Lucena e à Francisca Renata Alves de Lima pela participação ativa na realização das atividades de campo e ao Gilmário pela disponibilização da área para este trabalho.

Referências

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22, 711–728.
- Araújo, H.T.N., Brito, S.F., Pinheiro, C.L., Filho, S.M., 2017. A alelopatia aumenta o potencial invasor de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.? *Enciclopédia Biosfera* 14, 1–12.
- Barbosa, E.M., Bonilla, O.H., Lucena, E.P.de., Araújo, L.M.A., Oliveira, S.R.S. de., 2019. Estrutura de um Fragmento de Caatinga Infestado por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. *Revista Brasileira de Geografia Física* 6, 1275–1291.
- Bekele, T., Seifu, A., Ayenew, A., 2019. Impacts of Invasive Plant, *Cryptostegia grandiflora*, on Species Diversity and Composition of Invaded areas in East Shewa Zone, Ethiopia. *International Journal of Agriculture Innovations and Research* 7, 542–548.
- Byun, C., Blois, S. de., Brisson, J., 2018. Management of invasive plants through

- ecological resistance. *Biological Invasions* 20, 13–27.
- CABI. Centre for Agriculture and Bioscience International, 2020. Disponível: <https://www.cabi.org/isc/datasheet/113682>. Acesso: 08 dez. 2020.
- Cruz, F.R.S., Andrade, L.A.de., Alves, E.U., 2016. Estresse salino na qualidade fisiológica de sementes de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. *Ciência Florestal* 26, 1189–1199.
- Dias, P.M.S., Diodato, M.A., & Grigio, A.M. (2014). Levantamento Fitossociológico de Remanescentes Florestais no Município de Mossoró-RN. *Revista Caatinga* 27, 183–190.
- Funk, J.L.; Parker, I.M.; Matzek, V.; Flory, S.L.; Aschehoug, E.T.; D’Antonio, C.M.; Dawson, W.; Thomson, D.M.; Valliere, J., 2020. Keys to enhancing the value of invasion ecology research for management. *Biological Invasions* 22, 2431–2445.
- Fernandes, M.F., Cardoso, D., Queiroz, L.P.de., 2020. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. *Journal of Arid Environments* 174, 1–8.
- Fonseca, N.C., Albuquerque, A.S., Leite, M.J.H., Lira, C.S.de., 2016. Similaridade florística e colonização biológica de *Prosopis juliflora* (Sw) DC] ao longo do Rio Paraíba. *Pesquisas Agrárias e Ambientais* 4, 392–397.
- Gonçalves, G.S., Andrade, L.A.de., Rodrigues, K., & Xavier, F., 2011. Banco de sementes do solo em uma área de caatinga invadida por *Parkinsonia aculeata* L. *Brazilian Journal of Biosciences* 12, 428–436.
- Gracia, A.C., Rangel-buitrago, N., Castro-barros, J.D., 2019. Non-native plant species in the Atlantico Department Coastal Dune Systems, Caribbean of Colombia: A new management challenge. *Marine Pollution Bulletin* 141, 603–610.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Disponível: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ba.html>. Acesso: 08 dez 2020.
- Kuchler, A.W., Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1976. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*, 1ª ed, The Blackburn Press, New Jersey.
- Lingner, D.V., Rodrigues, A.V., Oliveira, L.Z., Gasper, A.L.de., Vibrans, A.C., 2020. Modelling changes in forest attributes driven by human activities at different spatial scales in the subtropical Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 29, 1283 - 1299.
- Luizza, M.W., Wakie, T., Evangelista, P.H., Jarnevich, C.S., 2016. Integrating local pastoral knowledge, participatory mapping, and species distribution modeling for risk assessment of invasive rubber vine (*Cryptostegia grandiflora*) in Ethiopia’s Afar region. *Ecology and society* 21, 1–22.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*, 1ª ed, Croom Helm. Dordrecht.
- Máximo, P.; Ferreira, L.M.; Branco, P.S.; Lourenço, A., 2020. Invasive Plants: Turning Enemies into Value. *Molecules* 25, 1–13.
- Medeiros, J.S., Mesquita, F.O., Andrade, L.A.de., Oliveira, C.J., Japiassu, A., Medeiros, A.C., Maracajá, P.B., 2018. Comportamento da Biomassa de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer em Solos da Caatinga sob Estresses Abióticos. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental* 12, 12–22.
- Nogueira, F.C., Pagotto, M.A., Aragão, J.R.V., Roig, F.A., Ribeiro, A.S., & Lisi, C.S., 2019. The hydrological performance of *Prosopis juliflora* (Sw.) growth as an invasive alien tree species in the semiarid tropics of northeastern Brazil. *Biological Invasions* 21, 2561–2575.
- Pagad, S., Genovesi, P., Carnevali, L.; Schigel, D., McGeoch, M.A., 2018. Introducing the global register of introduced and invasive species. *Scientific Data* 5, 1–12.
- Pinto, A.S.; Monteiro, F.K.S.; Ramos, M.B.; Araújo, R.C.C.; Lopes, S.F., 2020. Invasive plants in the Brazilian Caatinga: a scientometric analysis with prospects for conservation. *Neotropical Biology and Conservation* 15, 503–520.
- Pyšek, P.; Hulme, P.E.; Simberloff, D.; Bacher, S.; Blackburn, T.M.; Carlton, J.T.; Dawson, W.; Essl, F.; Foxcroft, L.C.; Genovesi, P.; Jeschke, J.M.; Kühn, I.; Liebhold, A.M.; Mandrak, N.E.; Meyerson, L.A.; Pauchard, A.M.; Pergl, J.; Roy, H.E.; Seebens, H.; Kleunen, M.; Vilá, M.; Wingfield, M.J.; Richardson, D.M., 2020.

- Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95, 1511–1534.
- Reaser, J.K., Meyerson, L.A., Cronk, Q., Poorter, M., Eldrege, L.G., Green, E., Kairo, M., Latasi, P., Mack, R.N., Mauremootoo, J., O'dowd, D., Orapa, W., Sastroutomo, S., Saunders, A., Shine, C., Thrainsson, S., Vaiutu, E., 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation* 34, 98–111.
- Rocha, P.A., Ruiz-Esparza, J., & Ferrari, S.F., 2018. Differences in the structure of the bat community between a cloud forest refuge and a surrounding semi-arid Caatinga scrubland in the northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments* 151, 41–48.
- Santos, L.A.; Fabricante, J.R., 2019. Impactos da exótica invasora *Boerhavia diffusa* L. sobre a diversidade de espécies do estrato herbáceo e arbustivo autóctone de uma área ripária na Caatinga, Sergipe, Brasil. *Scientia Plena* 15, 1-14.
- Shackleton, S.E., Shackleton, R.T., 2018. Local knowledge regarding ecosystem services and disservices from invasive alien plants in the arid Kalahari, South Africa. *Journal of Arid Environments* 159, 22–33.
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27, 379-423.
- Shepherd, G.J., 2010. Fitopac (Versão 2.1.). [Software], Unicamp, São Paulo.
- Silva, S.F., Stéffany, H., Costa, L., Viana, S., Ferreira, M.O., Pereira, D.S., Filho, S.M., 2018. Phytotoxicity of exotic plants on the physiological potential of seeds of native species of caatinga. *Revista agroambiente* 12, 134–144.
- Silva, L.S.; Costa, T.R.; Salomão, N.V.; Alves, A.R.; Santos, T.R.; Machado, E.L.M., 2020. Mudanças temporais na estrutura vegetacional de um fragmento de Caatinga, sul do Piauí. *Scientia Plena* 16, 2-12.
- Simberloff, D., Barney, J.N, Mack, R.N, Carlton, J.T, Reaser, J.K, Stewart, B.S, Tabor, G., Lane, E.M., Hyatt, W., Malcom, J.W., Buchanan, L., Meyerson, L.A., 2020. U.S. action lowers barriers to invasive species. *Science* 367, 636-636.
- Sousa, F.Q.de., Andrade, L.A. de., Xavier, K. R.F., Silva, P.C.C., & Albuquerque, M.B.de. (2017a). Impactos da invasão por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. (Apocynaceae juss.) em remanescentes de Caatinga no município de Ibareta, Ceará, Brasil. *Ciência Florestal* 27, 1243–1255.
- Sousa, F.Q.de., Andrade, L.A.de., Silva, P.C.C., Sousa, B.C.Q.de., Xavier, K.R.F. (2017b). Banco de sementes do solo de caatinga invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 12, 220–226.
- Sousa, F.Q.de., Andrade, L.A.de., & Xavier, K.R.F., 2016. *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne.: Impactos sobre a regeneração natural em fragmentos de caatinga. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 11, 39-45.
- Souza, M.P.de., Coutinho, J.M.C.P., Silva, L.S. da., Amorim, F.S., Alves, A.R., 2017. Composição e estrutura da vegetação de caatinga no sul do Piauí, Brasil. *Revista Verde Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável* 12, 210-217.
- Souza, T.A.F.de., Andrade, L.A.de., Freitas, H., Sandim, A.S., 2018. Biological Invasion Influences the Outcome of Plant-Soil Feedback in the Invasive Plant Species from the Brazilian Semi-arid. *Microbial Ecology* 76, 102–112.
- Souza, T.A.F.de., Rodriguez-Echeverría, S., Andrade, L.A.de., Freitas, H. 2016a. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? *Acta Botanica Brasilica* 30, 93–101.
- Souza, V.C.de., Andrade, L.A. de.; Quirino, Z.G.M., 2016b. Biologia floral de *Sesbania virgata*: uma espécie invasora no Agreste da Paraíba, nordeste do Brasil. *Rodriguésia* 67, 871-878.
- Vieira, I.R., Oliveira, J.S.de., Loiola, M.I.B., 2016. Efeitos do extrativismo de fibras de Carnaúba, Piauí, Brasil. *Revista Eletrônica do Prodepa* 10, 96-109.
- Wan, J.Z., Wang, C.J., 2018. Expansion risk of invasive plants in regions of high plant diversity: A global assessment using 36 species. *Ecological Informatics* 46, 8–18.