

Diversidade florística e funcional-reprodutiva das espécies arbóreas-arbustivas utilizadas na ornamentação de praças em São Raimundo Nonato, PI, Brasil

Floristic and functional-reproductive diversity of arboreal and shrub species present in the ornamentation of squares in São Raimundo Nonato, PI, Brazil

Diversidad florística y funcional-reproductiva de especies arbóreas y arbustivas utilizadas en la ornamentación de plazas de São Raimundo Nonato, PI, Brasil

Táise dos Santos Silva

<https://orcid.org/0000-0002-0890-4>

taisesilva250@gmail.com

Universidade Estadual do Piauí, UESPI, Campus de São Raimundo Nonato, PI

Marcos Vinicius Meiado

<https://orcid.org/0000-0002-9334-5985>

marcos_meiado@yahoo.com.br

Universidade Federal de Sergipe, UFS, Campus de Itabaiana, SE

Sheila Milena Soares

<https://orcid.org/0000-0001-97>

smilenasoares@srn.uespi.br

Universidade Estadual do Piauí, UESPI, Campus de São Raimundo Nonato, PI

Resumo: Caracterizamos as áreas verdes urbanas (praças) do município de São Raimundo Nonato (PI), quanto a composição florística e o serviço de polinização fornecido, comparando com ecossistema natural (caatinga), por meio de índices de diversidade funcional de atributos reprodutivos. A metodologia seguiu o padrão de coleta e identificação das espécies, classificação (origem, atributos florais e síndromes de polinização) e análise de dados. Os resultados apontam que as praças apresentam alta diversidade funcional em função da riqueza de espécies exóticas, contudo com sistemas de polinização especializados e recursos inacessíveis aos polinizadores nativos. Retirando-as, os índices são maiores na caatinga, revelando a necessidade de planejamento na arborização com espécies nativas.

Palavras-chave: áreas urbanas, polinização, diversidade funcional

Abstract: We evaluated the urban green area of the São Raimundo Nonato city (PI), regarding the floristic composition and the pollination service, comparing it with the natural ecosystem (*caatinga*). We employed indices of functional diversity of the reproductive traits by means of the usual procedures of collect and identification of species, classification (the origin, floral attributes, and pollination syndromes), followed by data analysis. The results show that the urban area presents a greater functional diversity because of the richness of exotic species, but with specialized pollination systems and resources inaccessible to native pollinators. By removing them, the rates are higher in the *caatinga*, revealing the need for planning in afforestation with native species suggested.

Keywords: urban areas, pollination, functional diversity.

Resumen: Evaluamos el área verde urbana de la ciudad de São Raimundo Nonato (PI), en cuanto a la composición florística y el servicio de polinización, comparándola con el ecosistema natural (*caatinga*), a través de índices de diversidad funcional de los rasgos reproductivos. Para eso, los procedimientos habituales de recolección e identificación de especies, clasificación (el origen, atributos florales y síndromes de polinización), seguidos de análisis. Los resultados muestran que el área urbana presenta una mayor diversidad funcional debido a la riqueza de especies exóticas, pero con sistemas de polinización especializados y recursos inaccesibles para los polinizadores nativos. Al eliminarlos, las tasas son más altas en la *caatinga*, lo que revela la necesidad de planificar la forestación con especies nativas sugeridas.

Palabras clave: áreas urbanas, polinización, diversidad funcional.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de espaços verdes urbanos é fundamental para a melhoria da qualidade de vida humana, já que a metade da população mundial vive nas cidades (Haq, 2011). Essas áreas funcionam como indicadores/produtores de qualidade ambiental e desempenham a função de equilibrar biologicamente o espaço alterado do território urbano com o meio inalterado circundante (Lima & Amorim, 2006).

Como indicador de qualidade ambiental, a escassez de arborização nas cidades pode acarretar desconforto térmico, possíveis modificações no microclima (Lima & Amorim, 2006), aumentar a vulnerabilidade as inundações, tempestades, deslizamentos de terra e até mesmo provocar crises alimentares (Bartalini, 1986; Gómez-Baggethun & Barton, 2013). Do ponto de vista ecológico, as áreas verdes em cidades reduzem os efeitos acarretadas pela urbanização extrema, como resultado da destruição dos habitats naturais e a redução da biodiversidade (Lima & Amorim, 2006; Mckinney, 2008), fornecendo recursos alimentares, abrigo para animais, principalmente insetos e outros visitantes florais (Baldock et al., 2015; Brun, Link & Brun, 2007; Hall et al., 2017), ajudando a manter a fauna e a flora nativa (Henning & Ghazoul, 2011). Portanto, áreas verdes urbanas desempenham o papel de manter e promover a diversidade biológica (Zerbe, Maurer, Schmitz & Sukopp, 2003) assegurando serviços ecológicos essenciais, como a polinização (Mckinney, 2008).

A polinização é o processo de transferência de grãos de pólen (contendo o gameta masculino) para o estigma (verticilo reprodutivo feminino) das flores (Raven, Evert &

Eichhorn, 2007; Willmer, 2011). É desempenhada na maioria por animais, especialmente insetos, com benefícios par ambos (Ollerton, Winfree & Tarrant, 2011; Rech, Bergamo & Figueiredo, 2014; Van Der Kooi & Orlleton, 2020). Esse processo é de fundamental importância, não apenas para estrutura e manutenção dos ecossistemas (Girão, Lopes, Tabarelli & Bruna, 2007; Machado & Lopes, 2003, 2004), mas igualmente para a produtividade agrícola (Centro de Gestão e Estudos Estratégicos [CGEE], 2017). Com isso, a junção de esforços globais para manter não apenas ambientes naturais intactos, mas também áreas verdes de qualidade dentro das cidades, pode ser essencial para preservação desses vetores, principalmente com o declínio da riqueza de polinizadores e de espécies de plantas associadas (Frankie et al., 2009; Potts et al., 2010, 2016).

Para avaliar a disponibilização do serviço ecossistêmico de polinização pelo vento ou animais, podemos utilizar atributos florais e reprodutivos (cor, forma, tamanho e recursos florais) que fornecem indicativos sobre os possíveis polinizadores das espécies, classificando-as em síndromes de polinização (Endress, 1994; Faegri & Pijl, 1979; Proctor, Yeo & Lack, 1996). Esses atributos reprodutivos são amplamente utilizados para caracterizar e fornecer informações relacionadas ao funcionamento das comunidades (p.ex. Fontaine, Dajoz, Meriguet & Loreau, 2006; Girão, Lopes, Tabarell & Bruna, 2007; Machado & Lopes, 2003; Martins & Batalha, 2006; Oliveira & Gibbs, 2000; Sobrevilla & Arroyo, 1982; Vamosi, Knight, Steets, Mazer, Burd & Ashman, 2006; Zapata & Arroyo, 1978), inclusive de comunidades urbanas (Ferreira & Consolaro, 2013; Mendonça & Anjos, 2005; Silva et al., 2020). A diversidade desses caracteres pode indicar, por exemplo, se comunidades urbanas fornecem esse serviço ecossistêmico de maneira que possibilite sustentar uma maior diversidade possível de polinizadores e suas interações.

Essa caracterização com base na função desempenhada pelas espécies é definida como diversidade funcional (Díaz & Cabido, 2001; Tilman, Knops, Wedin, Reich, Ritchie & Siemann, 1997) e através desses índices podemos avaliar as comunidades biológicas quanto aos serviços ecossistêmicos disponíveis (Cianciaruso, Silva & Batalha, 2009). Nos ambientes urbanos, essas análises podem fornecer dados sobre os sistemas de polinização existentes, eficiência destes quanto à manutenção e diversidade de polinizadores, tanto para as plantas ornamentais como espécies nativas do entorno (Harrison & Winfre, 2015).

Assim, diante da importância ecológica dos espaços verdes urbanos, este estudo teve como objetivo caracterizar uma comunidade urbana comparada à área natural de caatinga para avaliar a qualidade do serviço ecossistêmico de polinização fornecido.

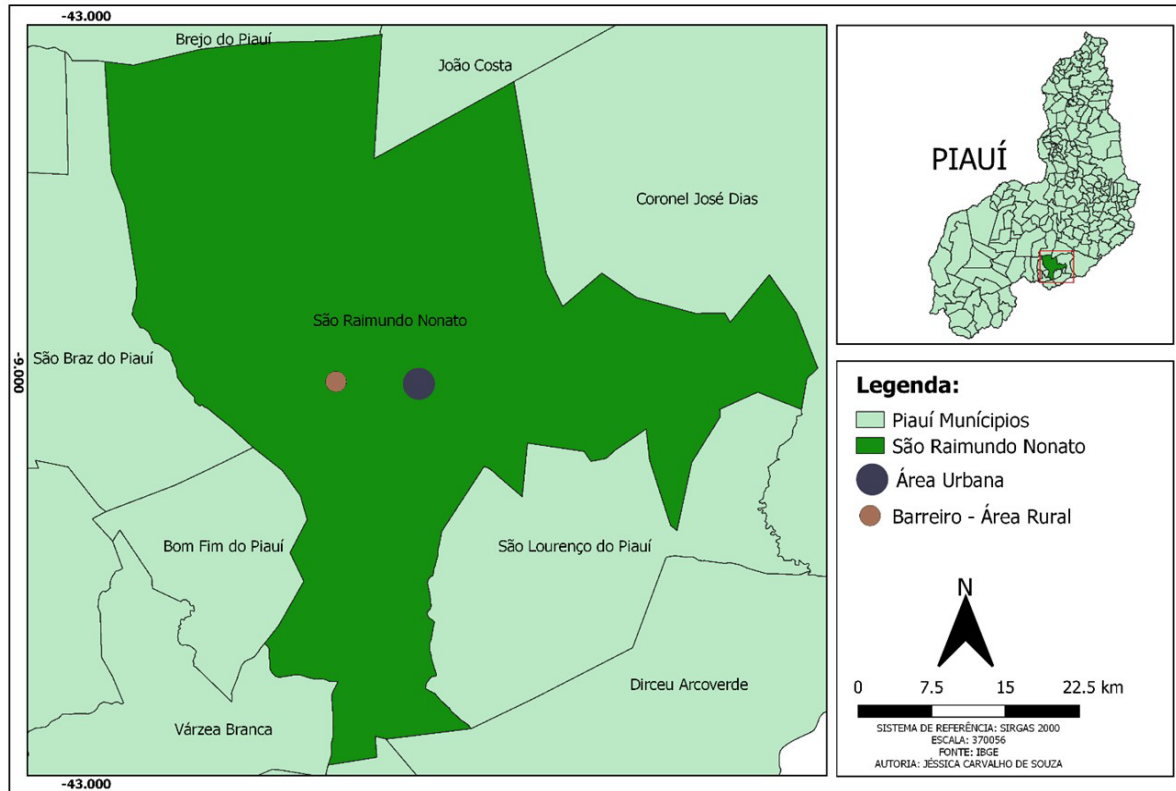
MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O município de São Raimundo Nonato localiza-se no interior do Estado do Piauí (09°00'55" O/ 42°41'58" S), com área de 2.427,894 km², e população aproximada de 32.327 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2017). A região caracteriza-se pelo clima Tropical semiárido quente, com período de seca de sete a oito

meses anuais e vegetação de caatinga arbórea e arbustiva (Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais [CEPRO], 2011), com características definidas para resistência ao período de estiagem, como a caducifolia (Alvarez, Oliveira, De Mattos, Braz & Canetti, 2012). A pesquisa foi desenvolvida em 15 principais praças da cidade, como também em 15 parcelas em uma área controle natural da caatinga, localizada na comunidade Barreiro, distando aproximadamente a 7,5 km da área urbana (Fig. 1).

Figura 1: Área de estudo de caatinga em São Raimundo Nonato, PI - área urbana e comunidade Barreiro.



As praças amostradas, com uma área total de 22.951 m² (média de 1.530 m², aproximadamente) distam em média 446 m entre si. A maior parte dessas áreas são pavimentadas com cimento, sendo a área verde efetiva correspondente a 9.559 m² (média de 637,73 m²). Estes valores foram calculados de maneira aproximada utilizando a plataforma *Google Earth*¹, versão 9.3.25.5 (Tab. 1).

1 <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>

Tabela 1: Praças da cidade de São Raimundo Nonato, PI.

Nome	Código nas análises	Área total (m ²)	Área verde (m ²)
Praça do Gavião	pr.1	6.039	3.065
Praça Capitão Gasparino Ferreira	pr.2	2.779	280
Praça Pe. Francisco Freiria	pr.3	1.534	1.035
Praça Estrela	pr.4	714	714
Praça Francisco Antônio da Silva	pr.5	2.817	1.530
Praça Santa Luzia	pr.6	170	102
Praça da Quadra	pr.7	1.889	577
Praça Milonga	pr.8	180	113
Praça Central	pr.9	734	734
Praça do Paraíso	pr.10	1.085	576
Praça Comandante Piauílino	pr.11	1.316	912
Praça Rubens Macedo	pr.12	2.779	542
Praça Dente de Sabre	pr.13	207	207
Praça Prof. Júlio Paixão	pr.14	105	216
Praça Major Toinho	pr.15	603	333
		22.951	10.936

Coleta, identificação e classificação das espécies

Semanalmente foi coletado todo o material reprodutivo de árvores e arbustos, no período de agosto de 2018 a janeiro de 2019, em quinze praças do município, e de abril a maio de 2019, em 15 parcelas da área controle de caatinga. O ambiente urbano recebe irrigação periódica, portanto, por não sofrer estresse hídrico pronunciado, como a vegetação nativa, concentramos a coleta no segundo semestre (período seco), enquanto na Caatinga, foi efetuado ainda no primeiro semestre (período chuvoso), onde a espécies estão com folhas, flores e frutos, facilitando a identificação. As espécies foram amostradas seguindo o método usual de coleta e herborização de Mori (1989) e Moro e Martins (2011).

A caracterização florística da área controle foi efetuada plotando-se 15 parcelas de 10 x 10 m, em áreas de vegetação seca, distando 200 metros entre elas (9°0.5070' S / 42°46.1270' O), visando registrar as espécies arbóreas-arbustivas ocorrentes na região. Embora a área total de Caatinga representada ser de 1.500m², menor do que a área verde urbana, seu levantamento foi adequado para a caracterização florística e ecológica do componente arbóreo arbustivo, utilizando amostragem por parcelas, randomizadas, com tamanho padronizado, com métodos de inclusão para o estrato analisado e amplamente utilizado em levantamentos para a vegetação (Moro & Martins 2011). No caso da área urbana, amostramos todas as praças, uma vez que o padrão de disposição randômica de parcelas não seria possível, por tratar-se de um ambiente não natural. Durante o levantamento, tanto nas praças, como em áreas controle, foram registrados dados sobre abundância (Bencke & Morrellato, 2002) e atributos reprodutivos das espécies: cor, tamanho e tipo floral, recursos florais e síndromes de polinização.

A identificação das espécies deu-se através do estudo detalhado da morfologia, com auxílio de estereomicroscópio (lupa) e bibliografia especializada. Os nomes das espécies e autores foram conferidos nos *sites* especializados do Missouri Botanical Garden² e da Flora do Brasil³. As espécies utilizadas na arborização das praças foram identificadas quanto a origem (nativa, exótica ou invasora), de acordo com as definições adotadas pela Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB,1992) na 6ª Conferência das Partes (CBD COP-6, Decisão VI/23, 2002). Com base na listagem de espécies foram compilados dados sobre os atributos reprodutivos, quando não disponíveis em campo, e origem, obtidos através da análise virtual de exsicatas (Herbários e acesso ao *site* CRIA - Centro de Referência em Informação Ambiental⁴) e na literatura.

Atributos florais e síndromes de polinização

Cinco classes de tamanho da flor foram adotadas (*sensu* Machado & Lopes 2004): (1) inconspícua ($\leq 4\text{mm}$), (2) pequena ($\geq 5 < 10\text{mm}$), (3) média ($\geq 10 < 20\text{mm}$), (4) grande ($\geq 20 < 30\text{mm}$) e (5) muito grande ($\geq 30\text{mm}$).

Treze categorias de cores foram consideradas: (1) amarela, (2) alaranjada, (3) azul, (4) branca, (5) creme, (6) esverdeada (incluindo flores em tons verdes com mistura de cores, na borda da pétala ou no cálice, de tonalidade vermelha e/ou creme), (7) ferrugínea, (8) marrom, (9) vermelha, (10) vinho, (11) verde (flores totalmente em cor verde vivo), (12) lilás/violeta, (13) rosa (em tons claro e escuro).

As flores foram classificadas de acordo com dez tipos florais *sensu* Faegri e Pijl (1979): (1) aclamídea, (2) campânula, (3) câmara, (4) escova, (5) espiga (inflorescência com flores sésseis ao longo de uma ráquis, incluindo o tipo espádice), (6) estandarte ou goela, (7) inconspícuo (para flores $\leq 4\text{mm}$), (8) prato/disco, (9) sicônio e (10) tubo (incluímos infundibuliforme e hipocrateriforme dentro desse tipo).

Para os recursos florais, seis classes foram consideradas: (1) pólen; (2) néctar, (3) pólen e néctar (ambos os recursos ofertados e com a mesma importância relativa *sensu* Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 2006), (4) óleo, (5) resina e (6) perfume.

As síndromes de polinização foram também classificadas de acordo com Faegri e Pijl (1979) e Proctor, Yeo e Lack (1996), sendo considerados onze tipos: 1) anemofilia (vento), 2) cantarofilia (besouros), 3) diversos pequenos insetos (DPI), 4) esfingofilia/falenofilia (esfíngideos e mariposas), 5) melitofilia (abelhas), 6) miiofilia (moscas), 7) ornitofilia (aves), 8) psicofilia (borboletas), 9) quiropterofilia (morcegos) e 10) vespas.

Diversidade de espécies e diversidade funcional-reprodutiva

Foram calculados como descritores de diversidade de espécies os índices de Shannon (H') e de Simpson (C'), nas praças e na área controle conforme Krebs (1989), utilizando o programa BioEstat 5.3 (Ayres, Ayres Junior, Ayres & Santos, 2007).

2 <https://www.tropicos.org/home>

3 <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/>

4 <http://www.splink.org.br>

Depois disso, as síndromes de polinização foram utilizadas para os cálculos de diversidade funcional. A diversidade funcional é definida como caracteres das espécies ou suas interações com efeito sobre os processos dos ecossistemas (Tilman et al., 1997; Díaz & Cabido, 2001). Nesse trabalho, delimitamos como grupo funcional um conjunto de espécies que apresenta a mesma classe/caracter reprodutivo (síndrome de polinização), como proposto em Girão et al. (2007) e Lopes, Girão, Santos, Peres e Tabarelli (2009), assumindo que as espécies dentro desse grupo compartilham uma guilda semelhante (de polinizadores, por exemplo) e respondem conjuntamente a variações histórico-ecológicas que afetem essas interações.

A utilização de índices de diversidade como índices de diversidade funcional foi elaborada da seguinte maneira: foram contabilizados, para cada praça ou parcela, o número de classes (síndromes de polinização) /caracteres funcionais reprodutivos existentes e o número de espécies arbóreas/arbustiva dentro de cada grupo. O número de classes/caracteres funcionais corresponde ao número de espécies nas análises usuais de diversidade biológica e o número de espécies arbóreas/arbustiva dentro de cada classe/caractere seria o equivalente à abundância em uma análise de diversidade simples.

Diversidade específica e funcional-reprodutiva entre comunidades urbanas e naturais

Para verificar se existem diferenças significativas quanto à diversidade de espécies e diversidade funcional-reprodutiva (para síndromes de polinização), entre comunidades urbanas e naturais, os índices calculados para praças e área natural de caatinga foram comparados através de Test t ou Mann-Whitney, a depender da normalidade dos dados (avaliada através do teste Shapiro-Wilk). As análises foram realizadas no programa BioEstat 5.3 (Ayres, Ayres Junior, Ayres & Santos, 2007) e software IBM SPSS, 25.0 (International Business Machines Corporation [IBM], 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Espécies identificadas

Nas áreas verdes urbanas foram identificadas 20 famílias, 40 gêneros e 44 espécies arbóreo-arbustivas (Tab. 2). Das espécies mais frequentes, *Azadirachta indica* (Meliaceae) foi observada em todas as 15 praças, enquanto *Licania tomentosa* (Chrysobalanaceae) em nove praças. A família Fabaceae apresentou o maior número de espécies (12), seguida por Apocynaceae, com cinco. A família Fabaceae também foi a melhor representada em praças do município de Guarapuava (PR) e Natal (RN) (Da Silva, 2016). Outros estudos encontraram resultado semelhante (p. ex. Camilo & Miranda, 2015; Ethur, Ponce, Gass & Silva, 2019; Silva, 2018; Sousa, Figueiredo & Braga 2013).

Tabela 2: Espécies arbóreas-arbustivas utilizadas nas praças da cidade de São Raimundo Nonato, PI.

Família/Espécie	Pr. 1	Pr. 2	Pr. 3	Pr. 4	Pr. 5	Pr. 6	Pr. 7	Pr. 8	Pr. 9	Pr. 10	Pr. 11	Pr. 12	Pr. 13	Pr. 14	Pr. 15
ANACARDIACEAE															
<i>Mangifera indica</i> L.	X	X	X	X			X	X				X	X		
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	X														
ANNONACEAE															
<i>Annona squamosa</i> L.	X	X													
APOCYNACEAE															
<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T. Aiton															
<i>Catharanthus roseus</i> (L.) G. Don.		X									X	X			
<i>Nerium oleander</i> L.		X										X			
<i>Plumeria rubra</i> L.												X			
<i>Thevetia peruviana</i> (Pers.) K. Schum.	X	X										X			
ARECACEAE															
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H. E. Moore		X													
BIGNONIACEAE															
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	X		X									X			
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	X		X											X	
<i>Handroanthus</i> sp.	X	X							X						
CACTACEAE															
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	X				X					X					
CAPPARACEAE															
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl.					X										
COMBRETACEAE															
<i>Terminalia catappa</i> L.											X		X		
CHRYSOBALANACEAE															
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	X	X		X	X			X	X	X	X	X			
FABACEAE															
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	X														
<i>Bauhinia variegata</i> L.				X											
<i>Chloroleucon</i> sp.			X												
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	X	X	X					X			X				
<i>Erythrina indica</i> Lam.		X													
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.		X					X						X		
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit					X								X		
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz					X					X					
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir		X													
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis											X				
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw) DC.	X				X								X		X
<i>Tamarindus indica</i> L.	X			X											
MALPIGHIACEAE															
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	X			X		X									
MALVACEAE															
<i>Ceiba</i> sp.	X														

continua

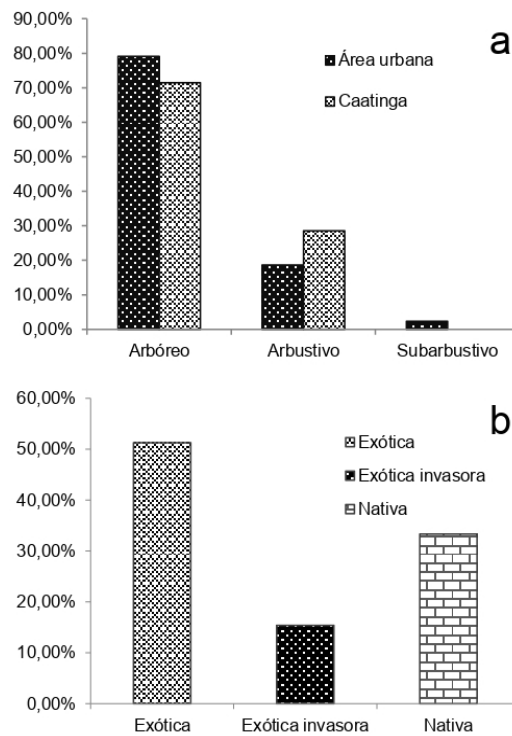
conclusão

Família/Espécie	Pr. 1	Pr. 2	Pr. 3	Pr. 4	Pr. 5	Pr. 6	Pr. 7	Pr. 8	Pr. 9	Pr. 10	Pr. 11	Pr. 12	Pr. 13	Pr. 14	Pr. 15
<i>Hibiscus</i> sp.												X			
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	X	X	X					X	X			X			
MELIACEAE															
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
MORACEAE															
<i>Ficus benjamina</i> L.	X	X						X	X	X	X	X	X	X	
<i>Ficus</i> sp.1		X													
<i>Ficus</i> sp.2									X						X
MYRTACEAE															
<i>Psidium guajava</i> L.								X							
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels												X			
NYCTAGINACEAE															
<i>Bougainvillea</i> sp.	X				X						X				
PASSIFLORACEAE															
<i>Turnera ulmifolia</i> L.	X	X							X			X			
RUBIACEAE															
<i>Genipa americana</i> L.									X						
<i>Ixora coccinea</i> L.	X								X		X				
RHAMNACEAE															
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.						X									X
VERBENACEAE															
<i>Duranta erecta</i> L.	X	X	X			X			X		X	X			

Na região Nordeste, as principais famílias em termos de riqueza de espécies nas áreas urbanas também foram Meliaceae, Moraceae, Fabaceae, Combretaceae, Rhamnaceae, Apocynaceae, Anacardiaceae, Annonaceae, Chrysobalanaceae, Myrtaceae, Malpighiaceae, Rubiaceae e Arecaceae (Dos Santos, Da Silva & Souza, 2012; Santos et al., 2011; Zea, Barroso, Souto, Souto & Novais, 2014; Da Nóbrega, Souto & Ramos, 2018; Da Silva Costa, Farias & Brotel, 2019).

A maioria das espécies encontradas nas áreas verdes urbanas de São Raimundo Nonato possuem hábito arbóreo (79,07%) e de origem exóticas (52,0%) e exóticas invasoras (16,66%), com as espécies nativas representando apenas um terço dos indivíduos (Fig. 2). A predominância de espécies exóticas nos espaços verdes urbanos é um padrão comumente encontrado, sendo registrado também, com os respectivos percentuais, em Crato, no Ceará (61% em Da Silva, Oliveira, Silva, Mendonça Pimentel & Abreu, 2018), Nossa Senhora do Socorro (70,5 % - De Jesus, Valença Junior, De Mello & Ferreira, 2015) e Aracaju (58% - Souza et al., 2011), no estado de Sergipe, e São João dos Patos em Minas Gerais (66,2% - Barbosa, Lopes & Lopes, 2015).

Figura 2: forma de crescimento das espécies nas áreas urbanas e naturais (a) e origem (b) em São Raimundo, Nonato, PI.



As espécies exóticas mais frequentes observadas (Fig. 3) foram *Duranta erecta* (504 indivíduos), *Ixora coccinea* (129 indivíduos), *Catharanthus roseus* (44 indivíduos), *Calotropis procera* (20 indivíduos), *Pachira aquatica* (18 indivíduos) e *Ficus benjamina* (14 indivíduos).

Figura 3: Espécies exóticas mais frequentes das áreas verdes urbanas de São Raimundo Nonato, PI. (a) *Duranta erecta*; (b) *Ixora coccinea*; (c) *Catharanthus roseus*; (d) *Calotropis procera*; (e) *Pachira aquatica*; (f) *Ficus benjamina*.



Nas áreas controle de caatinga a maioria das espécies encontradas possuem hábito arbóreo (71,43%) (Fig. 2a) e estão classificadas em oito famílias, 19 gêneros e 23 espécies. A espécie mais frequente é *Croton sonderianus* (Euphorbiaceae), presente em todas as parcelas, seguida por *Cenostigma pyramidale* (Fabaceae), que ocorre em 14 parcelas. A família com maior número de espécies foi Fabaceae, abrigando 12 espécies, seguida de Euphorbiaceae, com três (Tab.3).

Tabela 3: Espécies arbóreas-arbustivas na área de caatinga da comunidade Barreiro, São Raimundo, PI.

Família/Espécie	Prc. 1	Prc. 2	Prc. 3	Prc. 4	Prc. 5	Prc. 6	Prc. 7	Prc. 8	Prc. 9	Prc. 10	Prc. 11	Prc. 12	Prc. 13	Prc. 14	Prc. 15
ANACARDIACEAE															
<i>Astronium urundeuoa</i> (M. Allemão) Engl.													X		
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda												X			
APOCYNACEAE															
<i>Allamanda blanchetti</i> P.I. Forst.														X	
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. & Zucc.							X			X					
BURSERACEAE															
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillet						X			X						
EUPHORBIACEAE															
<i>Croton sonderianus</i> Müll. Arg.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Jatropha</i> sp.						X		X	X	X					
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.				X						X			X		X
FABACEAE															
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.												X	X		X
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan												X			X
<i>Bauhinia forficata</i> Link		X	X		X		X	X	X		X				
<i>Cenostigma macrophyllum</i> Tul.			X		X		X	X							
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul.					X	X	X								
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	X														
<i>Mimosa</i> sp.												X	X		
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.														X	
<i>Mimosa verrucosa</i> Benth.								X						X	
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W. Jobson		X	X	X		X	X	X	X	X	X		X		
<i>Senna</i> sp	X														
MALPIGHIACEAE															
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.		X		X	X		X				X				
MALVACEAE															
<i>Helicteres heptandra</i> L.B.Sm.			X	X											

continua

conclusão

Família/Espécie	Prc. 1	Prc. 2	Prc. 3	Prc. 4	Prc. 5	Prc. 6	Prc. 7	Prc. 8	Prc. 9	Prc. 10	Prc. 11	Prc. 12	Prc. 13	Prc. 14	Prc. 15
SAPOTACEAE															
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.													X		

Em um estudo da vegetação em fragmento de caatinga em Poço Verde (SE), as famílias botânicas melhor representadas também foram Fabaceae e Euphorbiaceae respectivamente (Ferreira & Consolaro, 2013). Em um trabalho de Machado, Prata e Melo (2012), em área de caatinga, a família com maior riqueza de espécies também foi Fabaceae, que compreende cerca um terço da diversidade total desse tipo vegetacional (Queiroz, 2006).

Atributos florais e síndromes de polinização

Nas áreas verdes urbanas, os atributos de tamanho floral mais frequentes foram tanto 'muito grande' (34,13%) quanto 'pequena' (33,33%) (Fig. 4a) e as cores florais mais registradas foram discretas, como 'branca' (30,89%), 'creme' (21,14%) e esverdeada (14,63%) (Fig. 4b). Na caatinga, a maioria das flores observadas foram de tamanho 'médio' (40,74%) a 'pequeno (37,04%)', e predominaram as cores 'amarela' (46,05%), seguida por 'branca' (34,21%).

Quanto ao tipo floral (Fig. 4c), na área urbana a maior ocorrência foi do tipo 'tubo' (34,29%) e 'disco' (24,29%), enquanto na caatinga as mais frequentes se dividiram entre 'disco' (30,26%), 'estandarte' (28,95%) e 'espiga' (22,37%).

Tanto na área urbana e na caatinga os recursos florais mais fornecidos foram néctar (41,27 e 48,75%) e néctar e pólen (41,27 e 38,75%) (Fig. 4d). Além disso, foram verificadas espécies sem recurso floral, como *Plumeria rubra* que, segundo Haber (1984), apresenta odor generalizado e sinais visuais que imitam as flores típicas que contêm néctar, induzindo a sua polinização por engano.

Quanto às síndromes de polinização (Fig. 4e, Figs. 5 e 6), na área urbana predominaram largamente as espécies polinizadas por abelhas (melitofilia - 57,65%), assim como na caatinga (76,37%).

Figura 4: Atributos reprodutivos e síndromes de polinização das área urbana e de caatinga: (a) tamanho; (b) cor; (c) tipo; (d) recurso; (e) síndrome de polinização.

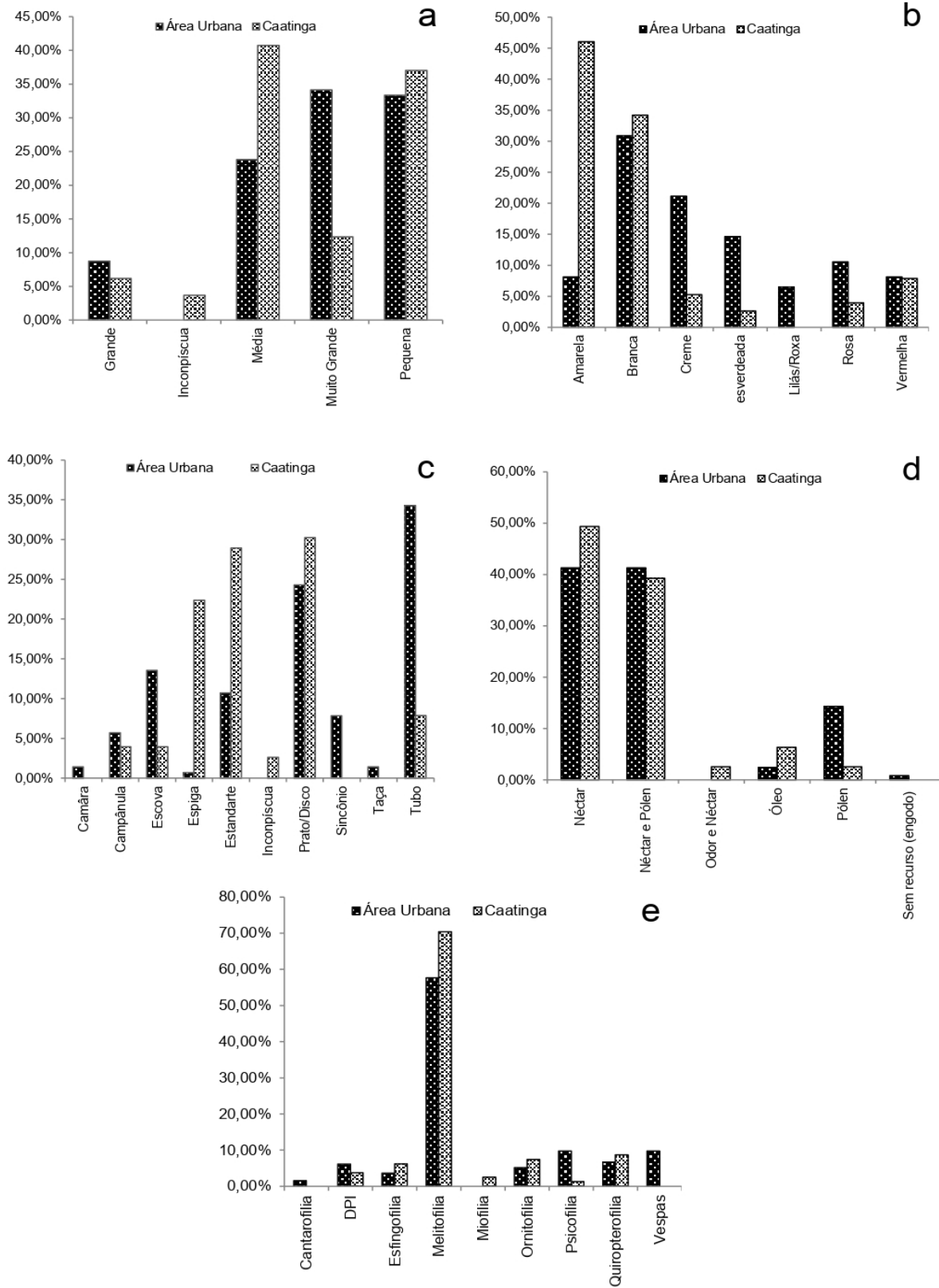
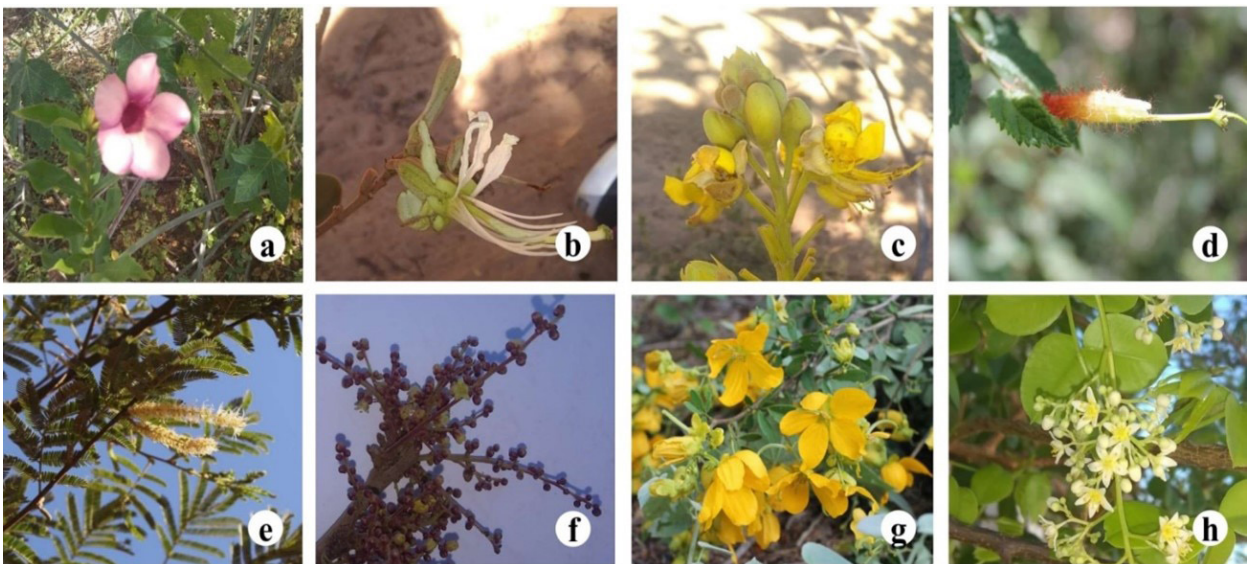


Figura 5: Espécies representativas de síndromes de polinização nas áreas urbanas do município de São Raimundo Nonato, PI. (a) *Annona squamosa* (cantarofilia); (b) *Cereus jamacaru* (quiropterofilia); (c) *Delonix regia* (ornitofilia); (d) *Duranta erecta* (psicofilia); (e) *Ficus* sp. (vespas); (f) *Mangifera indica* (diversos pequenos insetos - DPI); (g) *Gliricidia sepium* (melitofilia); (h) *Plumeria rubra* (esfingofilia).



Figura 6: Espécies representativas de síndromes de polinização nas áreas de caatinga da comunidade Barreiro, São Raimundo Nonato, PI. (a) *Allamanda blanchetti* (psicofilia); (b) *Bauhinia forficata* (quiropterofilia); (c) *Cenostigma pyramidale* (melitofilia); (d) *Helicteres heptandra* (ornitofilia); (e) *Mimosa tenuiflora* (melitofilia); (f) *Astronium urundeuva* (melitofilia); (g) *Senna* sp. (melitofilia); (h) *Spondias tuberosa* (melitofilia).



Os resultados em áreas urbanas para síndrome de polinização e recursos florais coincidem com os encontrados por Oliveira (2014), num estudo em praças de Recife (PE) no qual espécies melitófilas foram as mais representativas (39,53%) e os recursos florais predominantes foram néctar (48,21%), seguido de néctar/pólen (23,21%). Em uma avaliação da estrutura do *Campus* da Universidade de São Paulo, em Ribeirão Preto, região Sudeste

do Brasil (Aleixo, Faria, Groppo, Nascimento Castro & Silva, 2014), também predominaram plantas com a síndrome melitofilia (67%). Em parques urbanos em Teresina (PI), a síndrome de polinização do tipo melitofilia foi a mais representativa, observada em 48% das espécies (Santos-Filho et al., 2016). Para Maroja, Da Silva, Andrade e Quirino (2018), em três praças de João Pessoa (PB), predominaram flores do tipo tubo (38%), bem como síndrome de polinização melitofílica 85% e psicofílica (11%).

Os resultados em área de caatinga coincidem com os encontrados por Machado e Lopes (2004) em Pernambuco, no qual também ocorreu maior frequência de flores amarelas (25,0%), seguidas pelas brancas (22,2%), com uma alta frequência do tipo floral estandarte. Devido ao alto número de espécies da família Fabaceae, o recurso floral com maior índice também foi o néctar (71,5%), bem como a síndrome de polinização com maior ocorrência foi melitofilia (61,7%). Em outro estudo, na área de caatinga no Cariri Paraibano (Quirino & Machado, 2014), os tamanhos florais mais frequentes foram pequenos (39%) e médios (37%) e a síndrome de polinização mais frequente, a melitofilia. Embora nosso levantamento nesse ecossistema tenha considerado apenas o estrato arbóreo-arbustivo, enquanto os trabalhos citados pesquisaram espécies de todas as formas de vida, percebe-se a coincidência de muitos padrões reportados para a caatinga.

A síndrome de polinização melitofilia predomina tanto em ambientes naturais quanto urbanos. De fato, as abelhas são os principais agentes polinizadores dos vegetais (Souza, Evangelista-Rodrigues & Caldas Pinto, 2017) e, segundo Breeze, Bailey, Balcombe e Potts (2011), fornecem a maioria dos serviços de polinização à agricultura, processo essencial para a alimentação e economia.

Diversidade de espécies e diversidade funcional-reprodutiva entre comunidades vegetais arbóreo-arbustivas urbanas e naturais

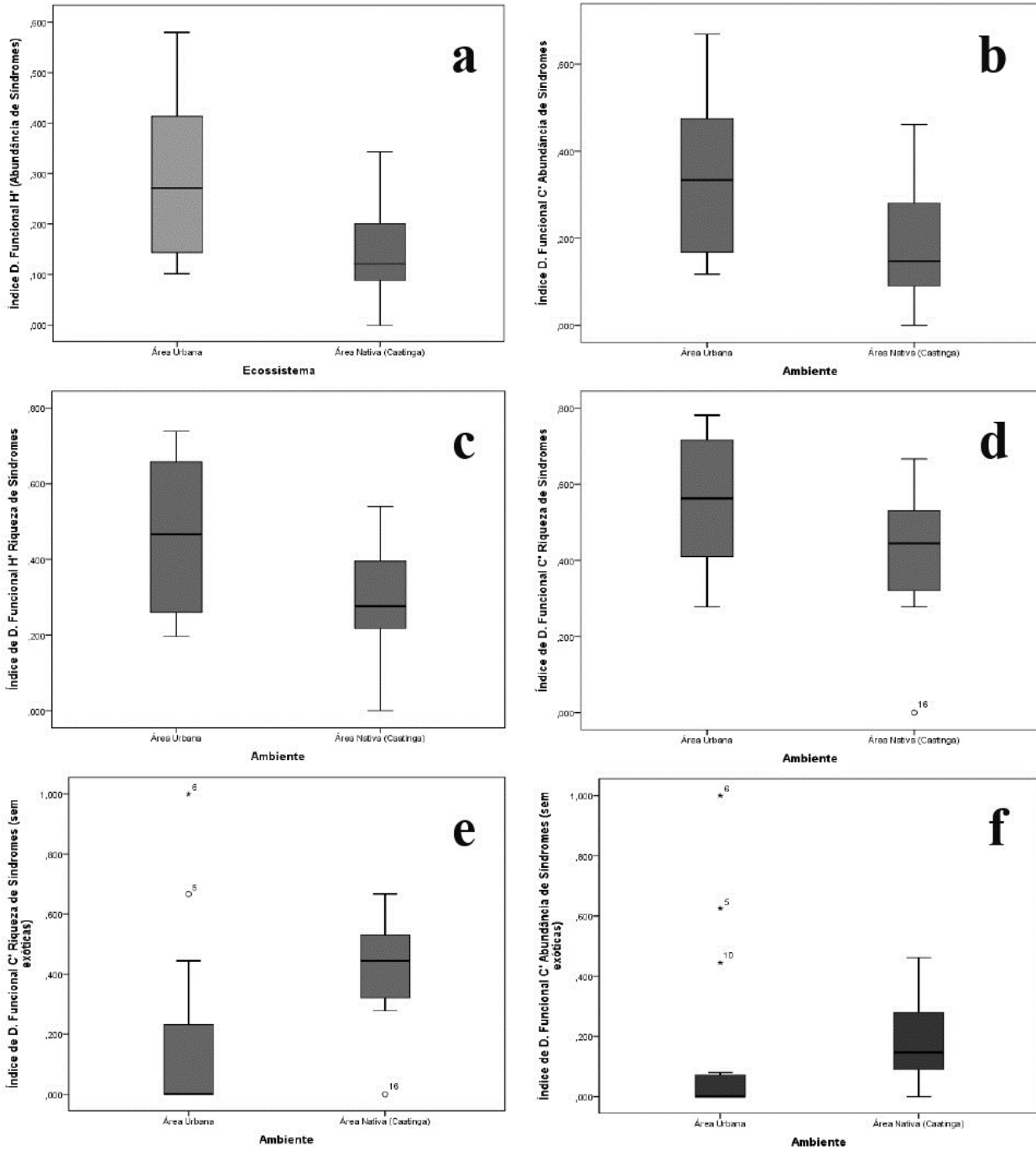
Não houve diferenças significativas entre os índices de diversidade de espécies de Shannon (H') e de Simpson (C') entre as áreas verdes urbanas e a vegetação de caatinga, embora essa última tenha apresentado uma maior média de diversidade de espécies ($p_{\text{Shannon}} = 0.9206$; $p_{\text{Simpson}} = 0.6831$ -Ver Material Suplementar 1).

A caatinga é um ecossistema bastante heterogêneo, com alta diversidade β , o que significa que existe grande variação espacial de composição de espécies e altos níveis de endemismo (Apgaua et al., 2015; Pennington, Lewis & Ratter, 2006; Pennington, Lavin & Oliveira-Filho, 2009; Queiroz, Cardoso, Fernandes & Moro, 2017). Este fato implica em que a composição de espécies muda ao longo de gradientes ambientais e fisionômicos, sendo por isso variáveis os índices de riqueza e diversidade observados.

As áreas verdes urbanas exibiram uma maior diversidade funcional para a abundância ($H' p = 0,003$, $C' p = 0,007$ - Fig. 7a e 7b) e riqueza ($H' p = 0,012$, $C' p = 0,020$ -Fig. 7c, 7d e 7e) de síndromes de polinização. No entanto, como essas áreas possuem um alto percentual de espécies exóticas que podem não oferecer recursos para as espécies polinizadoras nativas, as análises foram refeitas excluindo espécies (Fig. 7f). Esses novos testes consideraram apenas o índice de Simpson devido a muitas parcelas em áreas urbanas

passarem a apresentar índice zero de síndromes, levando a um erro no cálculo da função logarítmica de Shannon.

Figura 7: Teste Mann-Whitney comparando as áreas em termos de diversidade funcional utilizando os índices de Shannon (H') e de Simpson (C'): (a) Abundância de Síndromes (H') $p=003$; (b) Abundância de Síndromes (C'), $p= 007$; (c) Riqueza de Síndromes (H') $p= 012$; (d) Riqueza de Síndromes (C'), $p=020$; (e) Riqueza de Síndromes Simpson (C'), $p= 004$; Abundância de Síndromes Simpson (C'), $p= 050$; (e-f) Comparação de Diversidade Funcional excluindo exóticas:



Removendo as espécies exóticas da análise, a caatinga apresenta uma maior diversidade funcional em termos de riqueza de síndromes de polinização ($C' p = 0,004$); Não houve diferença significativa para abundância de síndromes entre as áreas ($C' p = 0,50$).

A baixa diversidade funcional reprodutiva na área de caatinga na qual ocorreu o levantamento pode estar relacionada ao fato dela ser uma área de regeneração ou sucessão, uma vez que, segundo moradores locais, foi utilizada para cultivo agrícola e está em descanso há 10 anos. Segundo Ribeiro et al. (2019), perturbações antropogênicas podem operar como um filtro ecológico, selecionando certas características funcionais, alterando a composição e a diversidade das comunidades de plantas que afetam o funcionamento do ecossistema e dos serviços ecológicos prestados, levando a uma proliferação de espécies adaptadas ao distúrbio, como Euphorbiaceae.

Já a alta diversidade funcional nas áreas urbanas deve-se à grande quantidade de espécies exóticas cultivadas. Essas espécies possuem sistemas de polinização específicos, com *design* floral especializado e recursos inacessíveis ao visitantes florais que compõem a fauna da região. Por exemplo, as espécies do gênero *Ficus* dependem de microhimenópteros da família Agaonidae para sua polinização (Wiebes, 1979) e Figueiredo (1991), no estado de São Paulo, testou a especificidade da polinização do gênero *Ficus* (*F. benjamina*, *F. pumila*, *F. elastica*, *F. zyrata*, e *F. auriculata*) e não encontrou vespas ou outros animais que pudessem polinizar seus sicônios⁵.

Segundo Memmott e Waser (2002), as flores de plantas exóticas são visitadas por significativamente menos espécies animais do que as de plantas nativas, com a maioria dos visitantes do tipo generalista, que visitam diversas outras espécies de vegetais. Em ambientes perturbados ou invadidos, polinizadores que dependem de poucas plantas para seus recursos declinaram mais (o que leva ao declínio das plantas que dependem destes), enquanto os generalistas prosperaram (Biesmeijer et al., 2006).

Silva et al. (2020) em levantamento e caracterização reprodutiva de espécies em espaços verdes urbanos em Recife (PE), encontraram um alto percentual de espécies exóticas com sistema reprodutivo auto-incompatível produzindo frutos, indicando que estas espécies estão competindo com espécies locais por polinizadores, o que pode reduzir o sucesso reprodutivo das espécies nativas. Além disso a produção de frutos por espécies exóticas pode aumentar o risco de invasão biológica, caso sejam dispersos em áreas naturais próximas por animais ou mesmo pessoas que os consomem.

Portanto, espécies exóticas e invasoras são capazes de impactar negativamente os serviços ecossistêmicos de polinização, tanto ao serem polinizadas por espécies generalistas ou exóticas, o que as faz permanecer no habitat, podendo levar ao declínio de espécies polinizadores especialistas e suas respectivas plantas alvo (Charles & Dukes, 2008; Traveset & Richardson, 2006), quanto ao competir por polinizadores com espécies nativas, reduzindo o sucesso reprodutivo destas e aumentando igualmente o risco de invasão biológica de espécies exóticas (Silva et al., 2020).

5 Inflorescência em forma de urna, com flores masculinas e femininas, acessível apenas por uma pequena abertura apical.

Além disso, embora seja documentado que espécies exóticas ofereçam algum recurso a espécies ou fauna generalistas, a proeminência de espécies nativas nos espaços urbanos pode aumentar a conectividade entre as áreas nativas. Em um contexto de mudanças climáticas, essas áreas urbanas poderão desempenhar a função de corredor de dispersão para as espécies nativas se deslocarem pelo novo gradiente ambiental (Berthon, Thomas & Bekessy, 2021).

Em conclusão, a área natural de caatinga da comunidade Barreiro oferece mais serviços ecossistêmicos de polinização, uma vez que predominam plantas nativas com maior oferta de recursos para a fauna local, tanto generalistas quanto especializados, evidenciado ao se excluir as espécies exóticas da análise. Essas espécies locais devem ser utilizadas na arborização das cidades, prezando sempre aumentar não apenas a riqueza de espécies dos ecossistemas urbanos, mas a funcionalidade ecológica e variação estrutural, selecionando espécies com diferentes sistemas de polinização, estratégias reprodutivas e formas de vida, que servirão como abrigo, recursos florais e alimentares para espécies da fauna nativa, bem como transformarão essas áreas urbanas em corredores de dispersão para espécies da Caatinga em face das perturbações antrópicas.

Plantas nativas para arborização urbana

Segundo Machado, Meunier, Da Silva e Castro (2006), nas cidades brasileiras observa-se uma grande dominância de plantas exóticas nas áreas urbanas, contribuindo para a redução da biodiversidade e dissociando-a do contexto ambiental. Assim, sugerimos que sejam utilizadas as espécies locais da caatinga para a arborização de praças e vias urbanas (Tab. 4). Estas espécies estão adaptadas ao clima local, são perenifólias, mesmo durante a longa estiagem, com distintas formas de vida, bom caráter paisagístico e variadas estratégias de polinização, como por diversos insetos, abelhas, beija-flores e morcegos. Assim, contribui-se não só para o bem estar da população, amenizando o microclima da cidade, mas também ao fornecer recursos alimentares e abrigo para animais nativos, principalmente insetos e outros visitantes florais.

Tabela 4: Plantas nativas indicadas na arborização de São Raimundo Nonato, PI.

FAMÍLIA	ESPÉCIE
Anacardiaceae	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. Ex. DC) Mattos
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett
Bromeliaceae	<i>Bromelia laciniosa</i> Mart. ex Schult.f.
Cactaceae	<i>Pilosocereus polygonus</i> (Lam.) Byles & G.D. Rowley
Celastraceae	<i>Maytenus rigida</i> Mart.
Fabaceae	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.
	<i>Bauhinia forficata</i> Link.
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.
Sapotaceae	<i>Bumelia sartorum</i> Mart

CONCLUSÕES

As áreas verdes urbanas de São Raimundo Nonato são compostas em sua maioria por espécies exóticas, como a espécie mais frequente *Azadirachta indica*. A família botânica Fabaceae é a mais rica em espécies tanto na área urbana quanto nas áreas de caatinga. Nesta, a espécie mais abundante é *Croton sonderianus*.

As análises efetuadas não apontaram diferenças significativas na diversidade de espécies entre os ambientes urbanos e a caatinga, embora esse resultado possa ser consequência de a área natural estar em processo de regeneração. A diversidade funcional de caracteres reprodutivos foi maior nas áreas urbanas, como consequência direta da riqueza e abundância de espécies exóticas presentes, embora o papel ecossistêmico de fornecer recursos florais e abrigo para polinizadores nativos possa não ser desempenhado. A caatinga apresenta maior diversidade funcional do que áreas urbanas, excluídas as espécies exóticas, demonstrando o caráter pouco integrador das áreas urbanas com o sistema natural circundante.

Com base nos resultados, concluímos que a caatinga apresenta mais serviços relacionados a polinização, sustentando uma maior diversidade de polinizadores, e aconselhamos uma maior utilização dessas espécies na arborização de centros urbanos no bioma. No futuro, novas investigações deverão elucidar o sistema reprodutivo, a guilda de visitantes florais e o tipo de dispersão das espécies exóticas, avaliando seu potencial invasor e o impacto direto na polinização de espécies nativas, auxiliando o planejamento ambiental desses espaços na cidade.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual do Piauí e a Secretaria Municipal do Meio Ambiente de São Raimundo Nonato pelo apoio durante a execução do projeto; ao curador do Herbário Graziela Barroso, da UFPI, Roseli Farias Melo de Barros, pelas consultas e orientações na identificação do material.

REFERÊNCIAS

- Aleixo, K.P., Faria, L.B., Groppo, M., Nascimento Castro, M.M., & Silva, C.I. (2014). Spatio temporal distribution of floral resources in a Brazilian city: Implications for the maintenance of pollinators, especially bees. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(4), 689-696.
- Alvarez, I.A., Oliveira, U.R., De Mattos, P.P., Braz, E.M., & Canetti, A. (2012). *Arborização urbana no semiárido: espécies potenciais na Caatinga*. Colombo: Embrapa Florestas.
- Apgaua, D.M.G., Pereira, D.G.S., Santos, R.M., Menino, G.C.O., Pires, G.G., Fontes, M.A.L., & Tng, D.Y.P. (2015). Floristic variation within seasonally dry tropical forests of the Caatinga Biogeographic Domain, Brazil, and its conservation implications. *International Forestry Review*, 17(2), 33-44.
- Ayres, M., Ayres Junior, M., Ayres, D.L., & Santos, A.D.A.D. (2007). *BioEstat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas*. Belém: Mamirauá.

- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin W E., Mitschunas N., Osgathorpe, L.M., ..., & Memmott, J. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282, 2014-2849.
- Barbosa L.A, Lopes, C.G R., & Lopes, W.G.R. (2015). Levantamento das espécies vegetais das praças de São João dos Patos-MA. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 10(1), 19-29.
- Bartalini, V. (1986). Áreas verdes e espaço livres urbanos. *Paisagem e Ambiente*, (1-2), 49-56.
- Bencke C.S.C., & Morellato, L.P.C. (2002). Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 25(2), 237-248.
- Berthon, K., Thomas, F., & Bekessy, S. (2021). The role of 'nativeness' in urban greening to support animal biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 205, 1-11.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., & Settele, J. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313, 351-354.
- Breeze, T.D., Bailey, A.P., Balcombe, K.G., & Potts, S.G. (2011). Pollination services in the UK: How important are honeybees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142(3-4), 137-143.
- Brun, F.G.K., Link, D., & Brun, E.J. (2007). O emprego da arborização na manutenção da biodiversidade de fauna em áreas urbanas, *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 2(1), 117-127.
- Camilo, M.T.A., & Miranda, S.C. (2015). A vegetação lenhosa nas praças públicas do município de Palmeiras de Goiás-Go. *SaBios-Revista de Saúde e Biologia*, 10(3), 119-127.
- Convenção da Diversidade Biológica (1992). *Decreto nº21/93*. Recuperado de <http://gddc.ministeriopublico.pt/sites/default/files/documentos/instrumentos/dec21-1993.pdf>
- Convention of Biological Diversity (2002). *Sixth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, The Hague, Netherlands*. Recuperado de: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-06/full/cop-06-dec-en.pdf>
- Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2017). *Importância dos polinizadores na produção de alimentos e na segurança alimentar global*. Brasília. Recuperado de: <https://www.cgee.org.br/documents/10182/734063/polinizadores-web.pdf>
- Charles H., & Dukes J.S. (2008). Impacts of invasive species on ecosystem services. In W. Nentwig (Org.). *Biological invasions* (Ecological Studies, 193. Cap. 13, pp. 207-237). Berlin: Springer.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., & Batalha, M.A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: Novas abordagens para ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3), 1-11.
- Da Nóbrega, C.C., Souto, P.C., & Ramos, T.M. (2018). Análise de áreas verdes urbanas no município de Patos, Paraíba. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 14(3), 204-212,
- Da Silva C.D.D. (2016). Composição florística do bairro Nossa Senhora De Nazaré, Natal-RN: Subsídios para arborização urbana. *Unisanta BioScience*, 5(2),169-175.
- Da Silva Costa, J.R., Farias, D.T., & Botrel, R.T. (2019). Levantamento da população arbórea em bairro recém-planejado de Mossoró-RN. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 15(2), 133-138.
- Da Silva, L.S., Oliveira, Y.R., Silva, P.H., Mendonça Pimentel, R.M., & Abreu, M.C. (2018). Inventário das plantas arbustivo-arbóreas utilizadas na arborização urbana em praças públicas. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 3(2), 241-249.
- De Jesus, J. B., Valença Junior, R. R., De Mello, A. A., & Ferreira, R. A. (2015). Análise da arborização de praças do município de Nossa Senhora do Socorro-SE. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*,10(2), 61-77.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la difference: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*,16(11), 646-655.

- Dos Santos, A.C B., Da Silva, M.A.P., & Souza, R.K.D. (2012). Levantamento florístico das espécies utilizadas na arborização de praças no município de Crato, CE. *Cadernos de Cultura e Ciência*, 10(1), 13-18.
- Endress, P.K. (1994). *Diversity and evolutionary biology of tropical flowers*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Ethur, L.Z., Ponce, M.M., Gass, S.L.B., & Silva, D.M. (2019). Composição florística e sua espacialização em praça centenária de Itaquí-RS. *Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes*, 7(15), 59-72.
- Faegri, K., & Pijl, L. (1979). *The Principles of Pollination Ecology*. London: Pergamon.
- Ferreira, M.C., & Consolaro, H. (2013). Fenologia e síndromes de polinização e dispersão de espécies de sub-bosque em um remanescente florestal urbano no Brasil Central. *Bioscience Journal*, 29(5), 1708-1720.
- Figueiredo, R.A. (1991). Espécie-especificidade das vespas de figo: Um estudo com figueiras exóticas. *Ciência e Natureza*, 13(13), 117-121.
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., & Loreau, M. (2006). Functional diversity of plant-pollinator interactions webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biol.*, 4(1), 129-135.
- Frankie, G.W., Thorp, R.W., Hernandez, H., Rizzardi, M., Ertter, B., Pawelek, J. C. ..., & Wojcik, V.A. (2009). Native bees are a rich natural resource in urban California gardens. *California Agriculture*, 63(3), 113-120.
- Girão, L.C., Lopes, A. ., Tabarelli, M., & Bruna, E. . (2007). Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. *PLoS One*, 2(9), 1-12.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D.N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological economics*, 86, 235-245.
- Gottsberger, G. & Silberbauer-Gottsberger, I. (2006). *Life in the Cerrado: A South American Tropical Seasonal Vegetation*. Ulm: Reta Verlag.
- Haber, W.A. (1984). Pollination by deceit in a mass-flowering tropical tree *Plumeria rubra* L. (Apocynaceae). *Biotropica*, 16(4), 269-275.
- Hall, D.M., Camilo, G.R., Tonietto, R.K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., & Goulson, D. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31(1), 24-29.
- Haq, S.M.A. (2011). Urban green spaces and an integrative approach to sustainable environment. *Journal of Environmental Protection*, 2(5), 601-608.
- Harrison, T., & Winfree R. (2015). Ecology of organisms in urban environments urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, 29(7), 879-888.
- Henning, E.I., & Ghazoul, J. (2011). Plant-pollinator interactions within the urban environment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13(2), 137-150.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017). *Cidades*. Recuperado de <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pi/sao-raimundo-nonato/panorama>
- IBM Corp (2017). (Version 25.0) [IBM SPSS Statistics for Windows]. Armonk, NY: IBM Corp.
- Krebs, C.J. (1989). *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row.
- Lima V., & Amorim, M.C.C.T.A. (2006). Importância das áreas verdes a qualidade de ambiental das cidades. *Formação (Online)*, 1(13), 139-165.
- Lopes, A.V., Girão, L.C., Santos, B.A., Peres, C.A., & Tabarelli, M. (2009). Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, 142(6), 1154-1165.
- Machado, I.C., & Lopes, A.V. (2003). Recursos florais e sistemas de polinização e sexuais em Caatinga. In I.R. Leal, M. Tabarelli, & J.M.C. da Silva (Orgs.). *Ecologia e conservação da caatinga* (2a ed., Cap. 12, pp. 515-563). Recife: Ed. UFPE.

- Machado, I.C., & Lopes, A.V. (2004). Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany*, 94(3), 365-376.
- Machado, R.R.B., Meunier, I.M.J., Da Silva, J.A.A., & Castro, A.A.J.F. (2006). Árvores nativas para a arborização de Teresina, Piauí. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 1(1), 10-18.
- Machado, W., Prata, A.P., & Mello, A. (2012). Floristic composition in areas of Caatinga and Brejo de Altitude in Sergipe state, Brazil. *Check List*, 8(6), 1089.
- Maroja, T.E., Da Silva, M.A.C., De Andrade, L.K.F., & Quirino, Z.G.M. (2018). Dados preliminares de síndromes de polinização e dispersão da flora herbácea em praças do bairro Tambiá da cidade de João Pessoa, Paraíba. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 4(1), 069-084
- Martins, F Q., & Batalha, M.A. (2006). Pollination systems and floral traits in cerrado woody species of the upper Taquari region (Central Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 66(2A), 543-552.
- Mckinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176.
- Memmott, J., & Waser, N.M. (2002). Integration of alien plants into a native flower-pollinator visitation web. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269, 2395-2399.
- Mendonça, L.B., & Anjos, L. (2005). Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana do Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1), 51-59.
- Mori, S.A. (1989). *Manual de manejo do herbário fanerogâmico*. Ilhéus: Centro de Pesquisa do Cacau.
- Moro, M., & Martins, F.R. (2011). Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In J.M. Felfili, P.V. Eisenlohr, M.M.R F. Melo, L.A. Andrade, & J.A.A. Meira Neto (Orgs.). *Fitossociologia do Brasil: Métodos e estudos de casos* (Cap. 6, pp. 174-212). Viçosa-MG: UFV.
- Oliveira, M.T.P.D. (2014). *Atributos reprodutivos e polinizadores de espécies arbóreas em ecossistema urbano*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, Recife, PE, Brasil. Recuperado de <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/27802>
- Oliveira, P.E., & Gibbs, P.E. (2000). Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora*, 195(4), 311-329.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321-326.
- Pennington, R.T., Lewis, G.P., & Ratter, J. A. (2006). An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. In R.T. Pennington, G.P. Lewis, & J.A. Ratter (Orgs.). *Neotropical savannas and seasonally dry forests* (Cap. 1, pp. 1-29). Boca Ranton: CRC Press.
- Pennington, R.T., Lavin, M., & Oliveira-Filho, A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437-457.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W.E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drives. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.
- Potts, S.G., Fonseca-Imperatriz, V., Ngo, H.T., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Dicks, L.V. ... & Vanbergen, A.J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540, 220-229.
- Proctor, M., Yeo P., & Lack, A. (1996). *The Natural History of Pollination*. London: Harper Collins.
- Queiroz, L.P. (2006). The Brazilian Caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. In R. T. Pennington, G. P. Lewis, & J. A. Ratter (Orgs.), *Neotropical savannas and seasonally dry forests* (Cap. 6, pp. 135-171), Boca Ranton: CRC Press.
- Queiroz, L.P., Cardoso, D., Fernandes, M.F., & Moro, M.F. (2017). Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga Domain. In J.M.C. da Silva, I.R. Leal, & M. Tabarelli (Orgs.). *Caatinga* (Cap. 2, pp. 23-63). Cham: Springer.

- Quirino, Z.G.M., & Machado, I.C. (2014). Pollination syndromes in a Caatinga plant community in northeastern Brazil: Seasonal availability of floral resources in different plant growth habits. *Brazilian Journal of Biology*, 74(1), 62-71.
- Raven, P.H., Evert, R.F., & Eichhorn, S.E. (2007). *Biologia vegetal*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- Rech, A.R., Bergamo, P.J., & Figueiredo, R.A. (2014). Polinização abiótica. In A.R. Rech, K. Agostini, P.E. Oliveira, & I.C. Machado (Orgs.), *Biologia da polinização* (Cap. 8, pp. 183-204). Rio de Janeiro: Projeto Cultural.
- Ribeiro, E.M., Lohbeck, M., Santos, B.A., Arroyo-Rodríguez, V., Tabarelli, M., & Leal, I.R. (2019). Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Ecology*, 107(5), 2291-2302.
- Santos, C.Z.A., Ferreira, R.A., Santos, L.R.D.C., Santos, L.I.D.C., Graça, D.A.S.D., Gomes, S.H.M., & Boschese, A.C.D.B. (2011). Composição florística de 25 vias públicas de Aracaju-SE. Composição florística de 25 vias públicas de Aracaju-SE. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 6(2), 125-144.
- Santos-Filho, F.S., Soares, C.J.D.R.S., Da Silva, A.C.R., De Queiroz, Y.D.S., De Sousa Honório, S., & Silva, F.F. (2016). Síndromes de polinização e de dispersão das espécies lenhosas nos parques ambientais em Teresina, Piauí, Brasil. *Revista Equador*, 5(3), 360-374.
- Silva, I.D.S. (2018). *Levantamento das espécies arbóreas e percepção sobre a arborização da praça centenário em Maceió, AL*. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Alagoas, UFAL, Maceió, AL, Brasil.
- Silva, J.L.D.S., De Oliveira, M.T.P., Oliveira, W., Borges, L.A., Cruz-Neto, O., & Lopes, A.V. (2020). High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: Reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 50, 1-10.
- Sobrevilla, C., & Arroyo, M.T.K. (1982). Breeding systems in a montane tropical cloud forest in Venezuela. *Plant Systematics and Evolution*, 140(1), 19-37.
- Sousa, L.M., Figueiredo, M.F., & Braga, P.E.T. (2013). Levantamento quali-quantitativo da arborização urbana do Distrito de Rafael Arruda, Sobral, CE. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 8(3), 118-129.
- Souza, A.L.D., Ferreira, R.A., Mello, A.A.D., Plácido, D.D.R., Santos, C.Z.A.D., Graça, D.A.S.D., & Silva, T.L.D. (2011). Quantitative and qualitative diagnostic of urban trees squares in Aracaju, SE, Brazil. *Revista Árvore*, 35(6), 1253-1263.
- Souza, D.L., Evangelista-Rodrigues, A., & Caldas Pinto, M.D.S. (2007). As abelhas como agentes polinizadores. *REDVE - Revista Eletrônica de Veterinária*, 8(3), 1-7.
- Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais (2011). *Diagnóstico socioeconômico município São Raimundo Nonato*. Recuperado de: http://www.cepro.pi.gov.br/download/201106/CEPRO21_4fb7f12358.pdf
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem process. *Science*, 277, 1300-1302.
- Traveset, A., & Richardson, D.M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 208-216.
- Vamosi J.C., Knight, T.M., Steets, J.A., Mazer, S.J., Burd, M., & Ashman, T. (2006). Pollination decays in biodiversity hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(4), 956-961.
- Van Der Kooij, C. J., & Ollerton, J. (2020). The origins of flowering plants and pollinators. *Science*, 368, 1306-1308.
- Wiebes, J. T. (1979). Co-evolution of figs and their insect pollinators. *Annual review of ecology and systematics*, 10(1), 1-12.
- Willmer, P. (2011). *Pollination and floral ecology*. New Jersey: Princeton University Press.
- Zapata, T.R., & Arroyo, M.T.K. (1978). Plant reproductive ecology of a secondary deciduous tropical forest in Venezuela. *Biotropica*, 10(3), 221-230.

- Zea, C.J.D., Barroso, R.F., Souto, P.C., Souto, J.S., & Novais, D.B. (2014, novembro). Levantamento da Arborização Urbana de Santa Helena, no Seminário do Paraíba. *Anais do Congresso Brasileiro de Arborização Urbana*, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 18. Recuperado de <http://sbau.web2204.uni5.net/Arquivos/21366.pdf>
- Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S., & Sukopp, H. (2003). Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and urban planning*, 62(3), 139-148.

Data de submissão: 15/out./2020

Data de aceite: 11/mar./2021