



Tendências na riqueza e composição de espécies ruderais: homogeneização ou heterogeneização florística?

Hermes de Oliveira MACHADO FILHO ^{1*}, Clarissa Santos Lima de SOUZA ¹,
Elizabeth Soares NÓBREGA ¹, Marcellly Dayanna Gonçalves DANTAS ²

¹ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia da Paraíba, João Pessoa, PB, Brasil.
*E-mail: hermes@ifpb.edu.br

Submetido em 30/06/2023; Aceito em 10/04/2024; Publicado em: 06/05/2024.

RESUMO: A urbanização é um preditor da riqueza de espécies, logo, a vegetação nessas áreas pode ser mais homogênea, pela presença de plantas generalistas e com dispersão eficiente, havendo co-ocorrência das mesmas espécies. Por outro lado, áreas urbanas poderiam ser mais heterogêneas, dada a natureza de micro-habitats disponíveis para a ocupação da vegetação pioneira diversa. Com isso, este trabalho pesquisou artigos científicos no Google Acadêmico, listando espécies ruderais no Brasil com respectivo hábito, síndrome de dispersão, distribuição geográfica e origem biogeográfica. As áreas analisadas foram comparadas entre si para verificar o grau de similaridade florística e os percentuais de similaridade foram comparados com a distância geográfica entre as respectivas áreas. Análises de correlação entre a riqueza das áreas e variáveis abióticas e a taxa de urbanização das áreas também foram avaliadas. Com isso, foram identificados um total de 14 artigos, resumindo 1.006 espécies, 549 gêneros e 123 famílias. Nesse cenário, Asteraceae e Poaceae foram as famílias com maior ocorrência. Houve maior registro de plantas herbáceas, com forma de crescimento caefítico, dispersão autocórica, predominando espécies originárias da América do Sul. Dentre as espécies, 43% são exóticas, sendo a Ásia o continente de maior contribuição. As variáveis abióticas e a taxa de urbanização exibiram baixo poder de explicação e de correlação sobre a riqueza das áreas. A análise de similaridade, indicou maior heterogeneidade entre as floras, quando vistas do ponto de vista continental, mas há tendência à homogeneização dessas assembleias quando vistas dentro de complexos macroclimáticos. A análise de regressão indicou que à medida que as áreas se distanciam há diminuição da similaridade de forma significativa. Pode-se concluir que as floras de áreas antropizadas urbanas do Brasil tendem a ser mais heterogêneas entre si.

Palavras-chave: fitogeografia; florística; similaridade; urbanização.

Trends in the richness and composition of ruderal species: Floristic homogenization or heterogenization?

ABSTRACT: Urbanization predicts species richness; therefore, the vegetation in these areas may be more homogeneous due to generalist plants with efficient dispersion and the co-occurrence of the same species. On the other hand, urban areas could be more heterogeneous, given the nature of microhabitats available for the occupation of diverse pioneer vegetation. This work searched for scientific articles in Google Scholar, listing ruderal species in Brazil with their respective habit, dispersion syndrome, geographic distribution and biogeographical origin. The analyzed areas were compared to verify the degree of floristic similarity, and the similarity percentages were compared with the geographic distance between the respective areas. Correlation analyses between the richness of the areas and abiotic variables and the rate of urbanization of the areas were also evaluated. With this, 14 articles were identified, summarizing 1,006 species, 549 genera and 123 families. In this scenario, Asteraceae and Poaceae were the most representative families. Herbaceous plants were predominant, with caespitose growth form, autochoric dispersion, and predominating species originating in South America. Among the species, 43% are exotic, with Asia being the predominant continent in this contribution. The abiotic variables and the urbanization rate showed a low power of explanation and correlation on the richness of the areas. The similarity analysis indicated greater heterogeneity between the floras when seen from the continental point of view. Still, there is a tendency towards homogenization of these assemblages when seen within macroclimatic complexes. The regression analysis indicated that there is a significant decrease in similarity as the areas move away. It can be concluded that the floras of urban anthropized areas in Brazil tend to be more heterogeneous among themselves.

Keywords: phytogeography; floristics; similarity; urbanization.

1. INTRODUÇÃO

Áreas tipicamente antropizadas são colonizadas por plantas ruderais (CLEMENTS, 1916). A vegetação ruderal é um tipo de vegetação pioneira que ocorre naturalmente durante os primeiros estágios de sucessão ecológica dos

ecossistemas (WEAVER; CLEMENTS, 1929). Etimologicamente, a palavra ruderal vem do latim: ruderalis, rudoris = “entulho”, indicando a preferência na colonização desse tipo de vegetação em ambientes

perturbados, onde a cobertura vegetal original foi interrompida, prioritariamente, pela ação humana. Apesar do termo técnico ruderal, no senso comum, essas plantas são denominadas de: mato, matagal, plantas pioneiras, plantas infestantes, plantas invasoras, plantas voluntárias, plantas espontâneas, plantas segetais, plantas rústicas, plantas daninhas, ervas daninhas (LORENZI, 2008; 2014), sucessionais precoces (DEUTSCHEWITZ et al., 2003).

Apesar das plantas ruderais ocuparem tanto zonas rurais quanto urbanas, o termo “ruderal” é mais comumente utilizado para as assembleias de plantas associadas aos ambientes tipicamente antropizados da malha urbana (MACHADO-FILHO et al., 2015). Nos agrossistemas, o termo mais comumente utilizado ainda é “planta daninha” (LORENZI, 2008; 2014).

Nesses “novos ecossistemas” (CZORTEK; PIELECH, 2020), essa vegetação “urbanófila” pode ser encontrada em frestas de ruas ou paredes, escombros, terrenos baldios e incultos, caminhos, estradas, trilhos de trem, jardins, entre outros (GRIME, 1977). Nesses habitats, essas plantas estão sujeitas a solos pobres ou degradados; emergindo muitas vezes de substratos impermeáveis e sofrendo, com essas condições, ampla variação térmica ambiental; são também submetidas a baixa disponibilidade hídrica e altas concentrações de poluentes (GRIME, 1977; CHAPIN, 1991; GAVILANES; D’ANGIERI FILHO, 1991; KNAPP et al., 2008a; KALUSVOÁ et al., 2017; DOERNER, 2020; JANNI et al., 2020). Todos esses fatores favorecem a seleção de espécies com ampla valência ecológica para sobreviver em diferentes intensidades de perturbação (RENDEKOVÁ; MIČIETA, 2017; CHIUFFO et al., 2018) representam um dos complexo florístico-vegetacional muito dinâmico (PYŠEK et al., 2017).

Como as áreas degradadas nos ecossistemas urbanos apresentam condições ambientais relativamente similares, essas assembleias de plantas ruderais tendem a expandir sua distribuição com maior facilidade (RAPPOPORT et al., 1976), principalmente, quando se leva em consideração projeções futuras de aumento da urbanização (GRIME, 2001) e até do aquecimento global (STACHOWICZ et al., 2002). Essa facilidade na ampliação de distribuição geográfica também está aliada aos seus mecanismos eficientes de dispersão (diásporos pequenos, leves e com traços funcionais que facilitam dispersão por ventos ou animais), que corrobora para uma co-ocorrência dos mesmos grupos botânicos, em uma tendência à homogeneização desses ambientes antropizados (RAPPOPORT, 1993; KÜHN et al., 2003; OLDEN et al., 2006; PINO et al., 2009; GONG et al., 2013), o que afeta ou afetará negativamente a diversidade em nível global.

Por outro lado, segundo Tivy (1993) sugere que a existência de heterogeneidade de micro-habitats no ambiente urbano também afeta a riqueza dessas assembleias de plantas ruderais. Os fatores que proporcionam essa heterogeneidade são basicamente dois: I) os diferentes usos da terra, com variadas associações, construções e graus de urbanização; e II) a instabilidade do hábitat que é resultado do distúrbio contínuo nas áreas urbanas, por exemplo, o dinâmica e fluxo das cidades, as operações de limpeza, a mudança continuada do uso da terra, acompanhada pela dinâmica de destruição e pelas reconstruções de novas edificações da malha urbana. Esses fatores atuam como filtros ambientais para selecionar de forma contínua as composições dessas assembleias ruderais (SUKOPP, 2002; KNAPP et al., 2010; CERVELLI et al., 2013; GRAAE et al., 2018), não apenas

em termos de riqueza, mas filogenéticos inclusive (KNAPP et al., 2008b).

Esse balanço entre o modelo de Tivy (1993) e de Rapoport (1993) merece uma atenção especial, pois sugerem, em potencial, cenários distintos nos padrões florísticos nesses ecossistemas urbanos. Será que em áreas de diferentes contextos urbanos (e.g.: taxa de urbanização) haverá mais heterogeneidade nas assembleias de plantas ruderais? Ou será que, por comporem espécies de ampla distribuição geográfica, essas assembleias seriam mais homogêneas, do que o esperado pelo acaso?

Diante do exposto, o presente artigo tem como objetivo avaliar a composição florística de áreas tipicamente urbanizadas em municípios do Brasil, destacando aspectos autoecológicos das espécies, além de relacionar a uma análise de similaridade florística, de regressão (similaridade versus distância geográfica) e de correlação (riqueza versus variáveis abióticas), com intuito de verificar o quão homogêneas ou heterogêneas são essas floras entre si.

Dessa forma, serão testadas as seguintes hipóteses: 1) que independente do contexto urbano, essas floras devem ser mais homogêneas entre si, pois o sucesso de dispersão é o fator principal para estruturar essas assembleias (hipótese dispersiva), logo, independente da proximidade geográfica, as assembleias de plantas ruderais vão apresentar tendência à homogeneidade florística; e 2) que a urbanização pela construção de micro-habitats diversos, tende a gerar heterogeneidade florística (hipótese de qualidade de habitat).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Florística

Para a obtenção dos dados florísticos de áreas ruderais, foram selecionados artigos científicos disponibilizado na plataforma on line, Google Acadêmico (2021), utilizando as palavras-chave: “plantas ruderais”, “plantas infestantes”, “plantas invasoras”, “plantas voluntárias”, “plantas espontâneas”, “plantas rústicas”, “ervas daninhas”, “plantas daninhas” em português, inglês e espanhol e sem restrição no ano de publicação do trabalho. Para complementar, esse esforço amostral, foi empregada a técnica de “bola de neve”, a qual utiliza cadeias de referências como uma rede para coleta de informações (VINUTO, 2014), no intuito de identificar outros manuscritos citados nas referências dos artigos capturados nas plataformas supracitadas.

Foram considerados apenas artigos em zonas urbanas. Foram descartados artigos que não tratam do contexto de florística/fitossociologia, bem como os duplicados. As publicações de congressos também foram descartadas, pois nem sempre esses resumos foram revisados por especialistas da área e como são inúmeros congressos ao longo dos anos, se tornaria inviável para a sumarização desta pesquisa. Livros também foram desconsiderados, pois o acesso a esse material é muito complexo para consulta, pois nem toda biblioteca apresenta um acervo completo ou, até mesmo a aquisição, se tornaria inviável, para a obtenção desse trabalho.

Uma lista florística geral foi elaborada de acordo com a proposta do APG IV (2016) e verificada a nomenclatura e os descritores das espécies na plataforma Flora e Funga do Brasil (2021). A partir da lista revisada, foi organizada uma planilha eletrônica contendo informações autoecológicas das espécies, tais como, o hábito, de acordo com Veloso et al. (1992); as formas de crescimento vegetal, por Raunkiaer (1934); as síndromes de dispersão, sensu Van der Pijl (1982); a distribuição geográfica, consultada a partir da plataforma GBIF (2021); e a origem biogeográfica das espécies,

consultando artigos ou livros na área de taxonomia vegetal ou pelo site Plants of the World (2021).

2.2. Estatística

Nessa planilha, também foram incluídas colunas com base na presença/ausência das espécies registradas nos artigos analisados, para montar uma matriz de dados binários. Desta forma, foi realizada uma análise de agrupamento pelo vizinho mais próximo, pretendendo realçar os grupos, através de um dendrograma pelo índice de similaridade de Jaccard (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; KENT; COKER, 1995; MAGURRAN, 2004), gerado pelo software Past 4.02.

Uma análise de regressão também foi confeccionada para relacionar as similaridades obtidas entre as áreas com suas respectivas distâncias geográficas, também no software Past (MAGURRAN, 2004). Vale destacar, que esse tipo de análise, buscou medir e descrever a forma da correlação entre as duas variáveis de análise, para prever se os valores de uma variável (similaridade) sofrem alterações em termos da variação na outra variável (distância geográfica).

Foi elaborada uma análise de correlação entre a riqueza taxonômica e a taxa de urbanização (IBGE, 2022), de cada município, para se verificar se existe relação estatística entre número de espécies ruderais e o grau de urbanização das cidades, conforme já evidenciado por Rink (2005). As taxas de urbanização foram retroativas, pelo menos aproximadas com as datas de publicação de cada trabalho. também foi realizada uma análise de correlação com as variáveis abióticas a fim de verificar a relação entre a quantidade de espécies e fatores ambientais: pluviosidade (INPE, 2022), temperatura (INMET, 2022), altitude (GOOGLE EARTH, 2022), distância média em relação ao mar (GOOGLE MAPS, 2022). Nessas análises foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson para verificar a existência de associações entre a riqueza de espécies e as variáveis supracitadas. Os coeficientes de correlação obtidos foram utilizados para eliminar possíveis variáveis colineares e ajustar os pontos, através de regressão linear simples, gerando modelos que consideravam a riqueza de espécies como uma variável dependente. Destaca-se ainda que, o resultado de uma análise de correlação é um parâmetro estatístico que varia entre -1,0, passando pelo 0,0, até 1,0 e busca descrever o grau de relação linear entre as duas variáveis em análise, ou seja, quanto mais relacionadas às duas variáveis, mais os dados estão dispostos em torno de uma reta imaginária (linha de tendência). Os

resíduos de cada modelos foram submetidos à análise a fim de verificar a normalidade do erro.

É oportuno mencionar, que, essas áreas comparadas são variáveis em tamanho e que provavelmente tiveram esforços de coleta diferentes. Mesmo assim, cada levantamento florístico incluído nessa análise, foi considerado uma assembleia florística. Outro ponto importante, é que a questão temporal não deve interferir na análise de dados, pois especialistas indicam que essas assembleias de plantas podem formar banco de sementes, que tendem a ser persistentes e que deve variar muito pouco com o passar dos anos (KURYUKOVA, 2018).

3. RESULTADOS

3.1. Florística

Os resultados encontraram 14 artigos que analisaram floras de ambientes tipicamente antropizados em áreas urbanas no Brasil (Tabela 1; Figura 1). Vale ressaltar, que esta pesquisa se deteve na busca de artigos, obrigatoriamente, com listas florísticas.

Foram identificados, dentro da área de estudo, um total de 1.006 espécies (Apêndice Suplementar), 549 gêneros e 123 famílias. Destas, se destacaram as Angiospermas com 97,13% (sendo as Angiospermas basais com 0,10%, as Monocotiledôneas com 23,79% e as Eudicotiledôneas com 73, 24%), seguido das Pteridófitas com 1,88% e das Gimnospermas com 0,99%.

Foram identificadas um total de 43% de espécies consideradas exóticas para a flora brasileira (sendo 11% plantas naturalizadas, 14% cultivadas e 18% de outras plantas exóticas). Ademais, a Ásia é o continente que mais predominam as espécies exóticas.

As famílias com maior ocorrência foram (Figura 2) Asteraceae (143 spp.), Poaceae (135 spp.), Fabaceae (91 spp.), Cyperaceae (34 spp.) e Malvaceae (31 spp.). Estas representam cerca de 30% do total de espécies registradas. Outras famílias que se destacaram pela representatividade foram: Lamiaceae (30 spp.), Solanaceae (30 spp.), Convolvulaceae (27 spp.), Euphorbiaceae (26 spp), Amaranthaceae (23 spp.) e Brassicaceae (21 spp.).

O hábito predominante foi o herbáceo com 63%, seguido do hábito arbustivo com 17%, do subarbustivo com 10%, das trepadeiras/volúveis com 6% e do componente arbóreo com 4%.

Tabela 1. Artigos avaliados nesta análise sobre plantas ruderais do Brasil.

Table 1. Articles evaluated in this review on ruderal plants from Brazil.

Autor (s)	Informações Gerais		
	Ano	Localização	Coordenadas
Mautone et al.	1990	Petrópolis (RJ)	22°30'S; 43°10'W
Gavinales; D'Angieri-Filho	1991	Lavras (MG)	21°14'S; 44°59'W
Gavilanes et al.	1992	B. Horizonte (MG)	19°55'S; 43°56'W
Pedrotti; Guarim - Neto	1998	Cuiabá (MT)	15°35'S; 56°06'W
Schneider; Irgang	2005	Não-Me-Toque (RS)	28°27'S; 52°49'W
Carneiro; Irgang	2005	General Câmara (RS)	29°56'S; 51°53'W
Biondi; Macedo	2006	Curitiba (PR)	25°25'S; 49°16'W
Souza; Poletto	2007	Garça (SP)	22°12'S; 49°39'W
Schneider	2007	Porto Alegre (RS)	30°01'S; 51°13'W
Silva et al.	2008	Campina Grande (PB)	07°13'S; 35°52'W
Maciel et al.	2010	Ourinhos (SP)	22°58'S; 49°52'W
Silva et al.	2010	Campina Grande (PB)	7°13'S; 35°52'W
Machado-Filho et al.	2015	João Pessoa (PB)	07°06'S; 34°51'W
Silva et al.	2015	Guarapuava (PR)	25°23'S; 51°27'W

3.2. Análise estatística

Os dados de riqueza de espécies, segundo os testes aplicados, atenderam às premissas do teste T quanto à normalidade e homocedasticidade. A riqueza de espécies apresentou correlação positiva com a pluviosidade média ($r^2 = 0.1682$; $F = 0.106$) (Figura 4B) e também com a taxa de urbanização ($r^2 = 0.3785$; $F = 0.168$) (Figura 4E). Para as variáveis temperatura média ($r^2 = 0.0003$; $F = 0.913$) (Figura 4A), altitude média ($r^2 = 0.0177$; $F = 0.701$) (Figura 4C) e distância média em relação ao mar ($r^2 = 0.0505$; $F = 0.418$) (Figura 4D) foi observada uma correlação negativa. De um modo geral, as variáveis ambientais apresentaram fraca relação linear e não explicaram a riqueza de forma significativa.

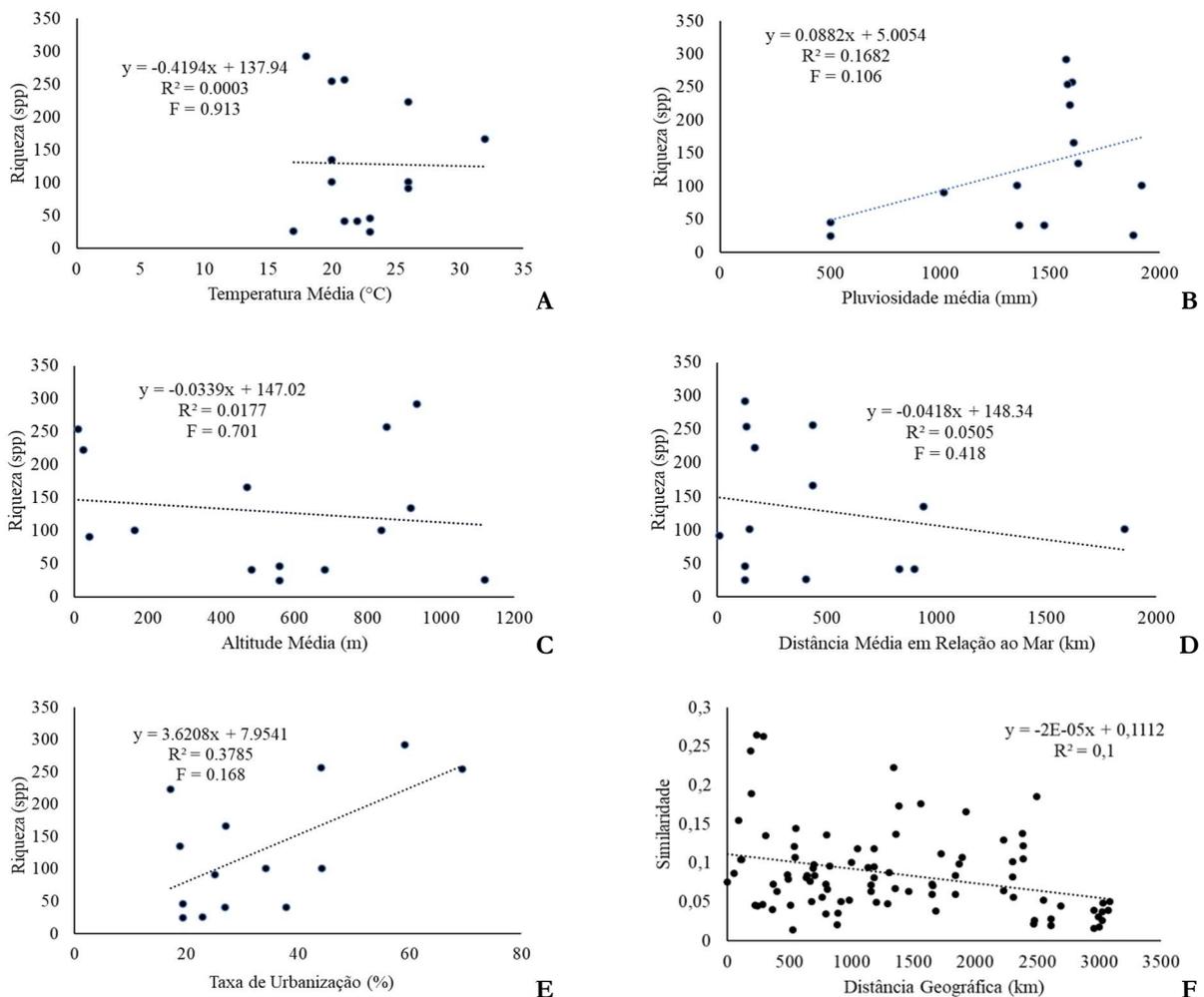


Figura 4. Variáveis abióticas e sua relação com a riqueza de espécies das áreas ruderais para o Brasil. (A) Temperatura Média; (B) Pluviosidade média; (C) Altitude Média; (D) Distância Média em Relação ao Mar; (E) Taxa de Urbanização; (F) Análise de regressão entre a distância geográfica e a similaridade.

Figure 4. Abiotic variables and their relationship with species richness in ruderal areas for Brazil. (A) Average Temperature; (B) Average rainfall; (C) Average Altitude; (D) Mean Distance to the Sea; (E) Urbanization Rate; (F) Regression analysis between geographic distance and similarity.

4. DISCUSSÃO

Pouco se sabe o quanto a flora ruderal contribui para a fitodiversidade no Brasil. Estudos sobre a contribuição territorial dessas floras ou dentro dos biomas ainda é escasso. Na plataforma Flora e Funga do Brasil (2023) estima-se que haja 4983 espécies de plantas ocorrentes em áreas antropizadas, mas não indica se são plantas ocorrentes em áreas urbanas, rurais ou ambas. Esse estudo identificou 1.006

A análise de regressão (Figura 4F) apresentou uma relação significativa entre a similaridade e a distância geográfica ($r^2=0,1$; $F = 0,001866$), ou seja, quanto mais as áreas se distanciam mais menos similares elas se apresentam.

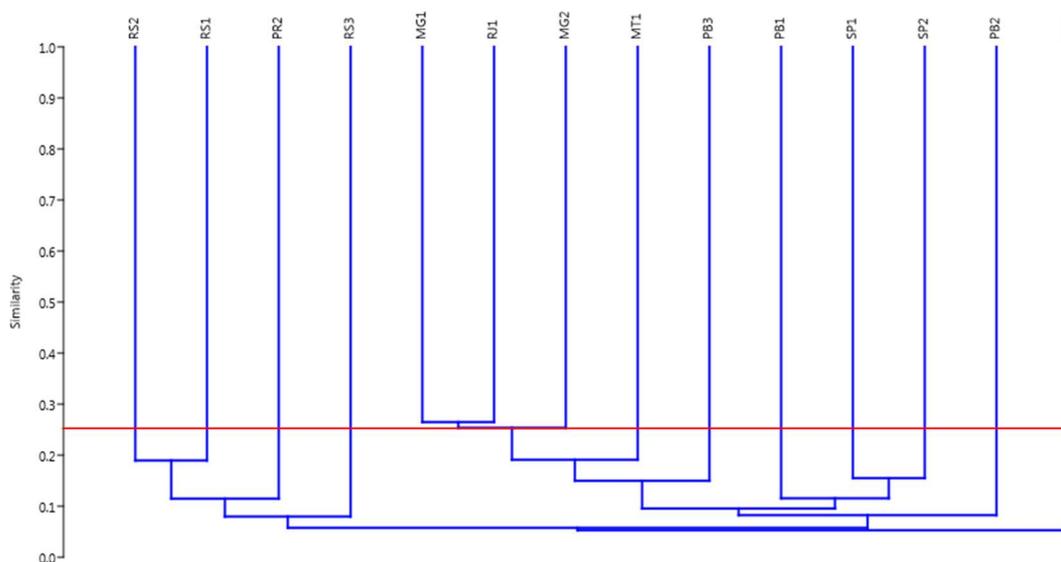
De acordo com a análise de similaridade na Figura 5, obtivemos 0,87 de Coeficiente Cofenético. Observou-se uma tendência em que as assembleias florísticas analisadas apresentaram baixa similaridade no geral. A linha vermelha do gráfico aponta o ponto crítico de similaridade significativa, onde apenas valores superiores a essa linha indicam valores significativos, e apenas as floras RJ1, MG1 e MG2 apresentam conexão florística significativa, ou seja, as demais áreas apresentaram tendência a apresentar floras mais heterogêneas do ponto de vista das suas composições.

espécies, ou seja, um total de aproximadamente 20% da flora pertencente a áreas antropizadas no Brasil segundo a plataforma virtual supracitada. Tendo ainda uma proporção significativa de 43% das espécies sendo exóticas, sendo a Ásia seu principal continente.

A maioria dos estudos encontrados para essa análise estiveram concentrados no cone centro-sul do Brasil. Isso provavelmente é reflexo da desigualdade da distribuição de

investimento em conhecimento acerca da biodiversidade no país, que cresce de acordo com o setor industrial de cada região (DINIZ, 2013). Essa carência de estudos em outras regiões do Brasil, provocam lacunas em estudos de revisão sistemática. Apesar dessa limitação, esta pesquisa indicou que

as floras de ambientes ruderais não são compostas apenas por plantas generalistas e de ampla distribuição geográfica, mas estão muito mais relacionadas com as condições macroclimáticas regionais, que devem influenciar as subcomunidades evidenciadas.



(Legenda: RS2: Schneider & Irgang (2005); RS1: Carneiro e Irgang (2005); PR2: Biondi & Macedo (2006); RS3: Schneider (2007); MG1: Gavinales & D'Angieri-Filho (1991); RJ1: Mautone et al. (1990); MG2: Gavilanes et al. (1992) MT1: Pedrotti & Guarim- Neto (1998) PB3: Machado- Filho et al. (2015); PB1: Silva et al. (2008); SP1: Souza e Poletto (2007); SP2: Maciel et al. (2010); PB2: Silva et al. (2010); PR1: Silva et al. (2015).

Figura 5. Dendrograma de similaridade florística entre as áreas ruderais do Brasil
Figure 5. Dendrogram of floristic similarity between ruderal areas in Brazil.

260

O estudo das plantas em ambientes antropizados urbanos ganhou importância no início do século XXI (LUNDHOLM; MARLIN, 2006). Essa vegetação não atrai normalmente os cientistas em Ecologia, pois não sugeria intervenções conservacionistas, além disso, as floras de áreas antropizadas urbanas apresentavam espécies, que em geral eram negligenciadas por serem plantas de ampla distribuição geográfica, assumindo uma ideia de que não haveria nada de novo, ou mesmo de relevante, a ser pesquisado sobre o tema (HASSEMER; TREVISAN, 2010). Ou seja, os ecólogos demoraram para reconhecer que, mesmo os sistemas ecológicos urbanos sendo ambientes "não naturais", são locais interessantes e passíveis de diversos testes de hipóteses (LUNDHOLM; MARLIN, 2006), principalmente, em se pensando em cenários de mudanças globais pela descaracterização geral dos biomas globais (MILLER, 2005; LUNDHOLM; MARLIN, 2006; KNAPP et al., 2008b; MCKINNEY, 2008).

Vale destacar que o paisagismo e a história de degradação da área geralmente envolvem a remoção de determinados grupos e aumento de gramíneas e ervas floríferas (MCKINNEY, 2008). Isso provoca um tipo de seleção artificial negativa sobre a diversidade. Por outro lado, alguns pesquisadores, (SÁTIRO; FARIAS, 2019; DIAS; ALMEIDA-JR, 2021), enfatizam que essas famílias botânicas supracitadas possuem ampla irradiação adaptativa e dominância ecológica expressiva em todos os ecossistemas globais, representando aproximadamente 20% da cobertura vegetal natural mundial é dominada por espécies de Poaceae, Asteraceae e Fabaceae. Grande parte das espécies dessas famílias são perenes e colonizam diversos tipos de ambientes, mesmo que suas condições sejam inóspitas como em áreas

altamente urbanizadas (TROPPEMAIR, 2008; COX; MOORE, 2009; RICKLEFS, 2009).

A maioria dessas espécies associadas aos ambientes tipicamente antropizados urbanos é composta predominantemente por plantas herbáceas, principalmente, por conta de seu curto ciclo de vida com rápido crescimento, reprodução, dispersão e colonização de novos habitats (SOARES-FILHO et al., 2016). As ervas formam o componente florístico mais comum desse tipo de vegetação, conhecida por pioneira na sucessão ecológica, ou seja, é o primeiro tipo de planta a ocupar espaços degradados, tais como são os ambientes urbanos - praças, ruas, avenidas, estradas, construções diversas.

As formas de crescimento mais comuns em ambientes abertos ou perturbados, são as plantas caméfitas, terófitas e hemicriptófitas (MARTINS; BATALHA, 2011). No geral, esse espectro biológico é composto por plantas de menor porte, com alta capacidade de regeneração, diante de processos de distúrbio ambiental, tais como em áreas urbanas. Além disso, as caméfitas conseguem suportar intempéries adversas e muitas vezes limitantes, tais como, escassez de água, excesso de luminosidade e até ventos fortes (CORREIA et al., 2020). Já as hemicriptófitas, possuem capacidade de tolerar variações climáticas estacionais, tais como inverno rigoroso, ou até mesmo processos de queimadas e de supressão de seus órgãos aéreos, tudo isso, pela característica de apresentar caules subterrâneos com reserva energética formados por rizomas, bulbos ou cornos (BIASE et al., 2021).

A autocoria foi o tipo de dispersão mais comum nas áreas tipicamente antropizadas analisadas. Esse resultado é justificado pela ausência de uma biota animal associada a

essas floras em ambientes urbanos, logo esse tipo de vegetação autocórica é selecionado de forma positiva (VAN DER PIJL, 1982). Como as plantas autocóricas não demandam de dispersores externos, se dispersando sozinhas, suas populações formam manchas de habitat, que vão se expandindo paulatinamente pelas vias públicas e, assim, drenando sua coletividade. Esse tipo de fenômeno é alvo nos estudos de ecologia de estradas e demonstram como determinadas plantas expandem seus territórios com base em processos ecológicos de facilitação que a própria urbanização promove (TROMBULAK; FRISSELL, 2000).

Houve predominância de espécies de ampla distribuição geográfica nesse estudo. Esse dado reforça a ideia que a flora desses ambientes tipicamente antropizados urbanos, sejam compostos por espécies altamente especializadas pela modificação (e até destruição) dos seus habitats originários, predominando espécies anecófitas, ou antropogênicas, um subgrupo de plantas que devem estar evoluindo sob a influência dessas atividades humanas em ambientes antrópicos (SCHOLZ, 2007). O termo “anecófitas crípticas”, designa ainda aquelas plantas antropogênicas com potenciais alterações genotípicas, mas sem afetar diretamente seus fenótipos (SCHOLZ, 2007).

No caso das plantas ruderais exóticas, esse tipo de flora pode causar impactos sobre a vegetação nativa. Espécies exóticas causam danos nos processos de funcionamento dos ecossistemas, (PINHEIRO; LINHARES, 2019), ou seja, promovem potencial perda da biodiversidade por exclusão competitiva ou desregulam os ciclos naturais dos ecossistemas (PINHEIRO; LINHARES, 2019). Este trabalho fez questão em destacar quais foram as espécies exóticas identificadas, principalmente, porque em muitos estudos florísticos, esse componente muitas vezes não é evidenciado na listagem de espécies ou, muitas vezes, é retirado da própria lista (MORO et al., 2012). Vale destacar que, muitos pesquisadores no passado encontravam maiores dificuldades para realização de listas florísticas com esse tipo de informação, seja pelas plantas não terem sua identificação em nível específico, ou pela dificuldade em determinar a sua região de origem, mesmo consultando referências confiáveis, inclusive com a participação de especialistas colaboradores (MORO et al., 2012). Com a criação das plataformas virtuais Flora e Funga do Brasil (2022), Plants of the World (2022), entre outras, essas limitações foram minimizadas.

Outro fator preocupante é que a maioria das plantas exóticas podem se tornar invasoras. Esses processos de invasão biológica geralmente apresentam características ecológicas semelhantes, que favorecem a biocenose alóctone e colaboram com a supressão da flora nativa (HAQ et al., 2021). Dessa maneira, observa-se que a intervenção humana fragilizou habitats que eram equilibrados e estáveis por meio da introdução de espécies exóticas e sendo assim, tendendo a perda da riqueza nativa (MARTELLI et al., 2020), apesar que a invasão biológica pode ocorrer também através da entrada de organismos exóticos de forma acidental (BRASIL, 2018). Além disso, os centros urbanos estão cada vez mais em expansão, com isso as plantas associadas a essas áreas antropizadas vêm expandindo mais suas fronteiras, podendo se tornar a flora de referência para as futuras gerações, caso os processos de destruição ambiental dos ecossistemas naturais continuem de forma acelerada.

Com relação às análises estatísticas, a análise de similaridade (Figura 8) evidenciou a formação de três agrupamentos florísticos mais evidentes. Pode-se perceber um zoneamento baseado em condições macroclimáticas em

dois agrupamentos observados: 1) as assembleias que estão localizadas na faixa climática subtropical brasileira (RS2, RS1, PR2, RS3); e 2) o conjunto de áreas ocorrentes em médias latitudes, proximidade do trópico de Capricórnio (MG1, RJ1, MG2, MT1, PB3), com exceção do estudo PB3. O terceiro agrupamento observa-se floras de biótopos climáticos distintos, entre as regiões sudeste e nordeste do Brasil (PB1, SP1, SP2). Para explicar a conexão de floras localizadas na Paraíba com áreas do centro-oeste e sudeste brasileiro, pode-se observar que essas conexões foram relacionadas pela presença de espécies em que a anemocoria rege o tipo de dispersão (*Paspalum notatum* Flügge e *Desmodium adscendens* (Sw) DC.). Se fossem excluídas as floras paraibanas dessa análise, haveria uma clara regionalização climática dos conjuntos florísticos para a região sul e para a região centro-sudeste. As áreas PB2 e PR1 demonstraram similaridade muito baixa, em relação às demais floras, ou seja, há poucas espécies semelhantes que estão ocorrendo nestas regiões, indicando que essas áreas apresentam assembleias florísticas muito particulares, em relação às demais.

A análise de similaridade também demonstrou que apesar da formação dos blocos evidenciados, há baixa similaridade significativa para praticamente todas as assembleias envolvidas, com exceção das floras MG1, RJ1 e MG2. Ou seja, do ponto de vista territorial brasileiro como um todo, pode-se observar uma tendência à heterogeneidade dos conjuntos florísticos pelos baixos valores de similaridade entre as assembleias avaliadas. A análise de regressão também confirmou essa tendência à heterogeneidade florística à medida que as floras se distanciam de forma significativa umas entre as outras. Porém, há tendência à homogeneidade quando os agrupamentos florísticos são vistos em termos regionais climáticos, como observado no dendrograma. Logo, as questões problematizadoras colocadas no início desse trabalho, em que poderia haver maior homogeneização (hipótese da dispersão) ou heterogeneização (hipótese da qualidade do habitat), são relativizadas dependendo da escala espacial utilizada.

Essa constatação é reforçada no trabalho de Pautasso (2007). Esse pesquisador considerou a escala espacial como um fator para explicar a riqueza de espécies, por exemplo, ele demonstrou que a densidade populacional humana é sempre negativamente correlacionada com a riqueza de espécies em estudos realizados em escalas espaciais mais detalhadas (escala local/regional), mas a riqueza se torna positivamente correlacionada com a urbanização em estudos que analisam escalas espaciais mais extensas (escalas de grandes territórios). Isso também poderia explicar que regionalmente essas assembleias florísticas seriam mais conectadas, mas do ponto de vista do país como um todo, formaram assembleias menos semelhantes.

A baixa similaridade entre as áreas analisadas reflete a baixa frequência das espécies ruderais em comum, isso vai de contra a ideia da hipótese dispersiva. O que poderia explicar essa tendência à heterogeneidade poderia ser a capacidade dessa flora ruderal colonizar esse ambiente urbano, mesmo diante das pressões seletivas impostas pelas áreas urbanas. Outros fatores seletivos seriam as diferenças entre as idades de início de urbanização, os estágios avançados da urbanização (DEUTSCHEWITZ et al., 2003), extensão da malha urbana e natureza dos distúrbios (LUNDHOLM; MARLIN, 2006; KNAPP et al., 2008a, 2008b), além de estar relacionado à grande heterogeneidade encontrada nas edificações e na presença de praças e de fragmentos florestais próximos (HAIGH, 1980; DENISOW et al., 2017;

KALUSOVÁ et al., 2017). Ainda existem as explicações de que a grande maioria das assembleias de plantas ruderais não sejam compostas predominantemente por plantas de ampla distribuição geográfica, mas sim pela maioria de plantas autóctones capazes de colonizar áreas degradadas (RZEDOWSKI 1978, 1990, 1993; CZORTEK; PIELECH, 2020), incluindo a ideia de nativos generalistas (GOU et al., 2018) ou de espécies-especialista (DENELLE et al., 2020).

Nossos resultados também indicaram uma tendência geral da taxa de urbanização expressando uma correlação positiva com a riqueza, indicando correspondência entre essas variáveis. Diversos estudos corroboram com essa relação positiva entre a taxa de urbanização e sua influência sobre a riqueza de espécies, principalmente táxons de menor grau de endemismo (HEINRICHES; PAUCHAR, 2015; RAT et al., 2017). Porém, McKinney (2008) aponta que dependendo do grau de urbanização das áreas envolvidas, mesmo áreas antropizadas tipicamente urbanas, pode haver aumento de riqueza para vários grupos biológicos, principalmente em plantas. Alguns estudos atribuem esse aumento progressivo de riqueza, relacionado ao incremento de espécies exóticas (HAQ et al., 2021; YAN et al., 2019; WANG et al., 2019). A pluviosidade também se relacionou positivamente com a riqueza, mas a temperatura média, a altitude média e distância média em relação ao nível do mar se correlacionam de forma negativa com a riqueza. Porém, no geral na análise de correlação, tanto as variáveis abióticas quanto a taxa de urbanização não explicaram relações significativas com a riqueza.

Devido ao fato desta pesquisa não cobrir um gradiente totalmente urbanizado, alcançando apenas 69,4% de área urbana na escala da paisagem, os impactos da expansão urbana na seleção de espécies no final de áreas completamente urbanizadas não foram observadas, podem ter influenciado nossos resultados. No entanto, a abordagem desta investigação permitiu encontrar que os impactos da expansão urbana na transição das paisagens de cidades rurais para urbanizadas, onde se esperava que ocorressem impactos mais relevantes sobre a biodiversidade, sugerem a manutenção da heterogeneidade da riqueza local. A ausência de resposta de baixo grau de homogeneização florística, devido às prováveis restrições espaciais ou temporais, também sugere que alguns impactos derivados da urbanização podem ter passado despercebidos. Muito provavelmente, análises com perspectivas espaço-temporais mais amplas podem encontrar impactos relevantes da expansão urbana para grupos-resposta que podem promover maior homogeneização dos habitats urbanos.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O que se prevê para o futuro das plantas, com o crescimento da população humana, a industrialização e a crescente modificação das áreas naturais para se tornarem áreas urbanas ou rurais? Será que essas mudanças, que são em escalas globais, podem modificar a presença de espécies e selecionar positivamente essas plantas ruderais para se tornarem a vegetação do futuro do planeta? Será que a vegetação do futuro precisará se adaptar à perturbação antrópica para continuar a existir? Essas são preocupações pertinentes e que permeiam esse trabalho.

Nossos resultados indicaram que as áreas urbanas analisadas apresentaram uma tendência das suas assembleias serem mais heterogêneas, do ponto de vista florístico, apesar de regionalmente elas tenderem a se conectar. As análises

estatísticas indicaram baixa correlação entre as variáveis abióticas e a taxa de urbanização com a riqueza. Além disso, essas floras tendem a apresentar diminuição da similaridade, quanto mais distantes estão entre si, confirmando a heterogeneidade florística.

Essas floras de ambientes tipicamente urbanizados apresentaram características gerais importantes, tais como: domínio das famílias Asteraceae, Poaceae e Fabaceae; domínio do hábito herbáceo, composto, em sua maioria, pela forma de crescimento caespitosa; essas floras também são mais frequentemente compostas por espécies autocóricas e fitogeografia estruturada por táxons de ampla distribuição geográfica, predominando as plantas cosmopolitas. Esse estudo também registrou ocorrências de diversas plantas exóticas, as quais são majoritariamente provenientes do continente asiático, tem potencial problema ambiental que os ecossistemas (naturais ou urbanos) passam.

Pode-se concluir que essas assembleias de plantas ruderais são mais complexas do que se esperava. E com essa crescente onda de modificação das paisagens naturais, podem se tornar a flora de referência no planeta. Logo, espera-se que mais estudos sobre o tema ganhem destaque no cenário científico.

Por fim, acredita-se que em estudos futuros, possa-se pesquisar o limiar entre a perda/ganho de espécies em locais urbanos extremos e seus limites com áreas rurais. Seria possível prever perda de área habitável pela superfície impermeável dos grandes centros urbanos, mas com o aumento progressivo de uma flora do tipo mais exótica, substituindo espécies mais sensíveis às modificações artificiais das cidades. Fatores potenciais a serem examinados poderiam incluir também a dinâmica de perturbação intermediária.

6. REFERÊNCIAS

- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV, **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- BIONDI, D.; PEDROSA-MACEDO, J. H. Plantas Invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 129-144, 2008. <http://dx.doi.org/10.5380/rf.v38i1.11034>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Florestas do Brasil em Resumo (Dados de 2005 a 2009)**. Brasília: MMA, 2009.
- BRASIL. Resolução nº 7 - Dispõe sobre a Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras. **Diário Oficial da União**: 29 maio 2018.
- CARNEIRO, A. M.; IRGANG, B. E. Origem e distribuição geográfica das espécies ruderais da Vila de Santo Amaro, General Câmara, Rio Grande do Sul. **Iheringia**, v. 60, n. 2, p. 175-188, 2005.
- CERVELLI, E. W.; LUNDHOLM, J. T.; DU, X. Spontaneous urban vegetation and habitat heterogeneity in Xi'an, China. **Landscape and urban planning**, v. 120, n. 1, p. 25-33, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.001>
- CHAPIN, F. S. Integrated responses of plants to stress. **BioScience**, v. 41, n. 1, p. 29-36, 1991. <https://doi.org/10.2307/1311538>
- CHIUFFO, M. C.; COCK, M. C.; PRINA, A. O.; HIERRO, J. L. Response of native and non-native ruderals to

- natural and human disturbance. **Biological Invasions**, v. 20, n. 1, p. 2915-2925, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1745-9>
- CLEMENTS, F. E. **Plant succession; an analysis of vegetation development**. Washington: Carnegie Institution of Washington. Science 1916. 658p.
- CORREIA, B. E. F.; MACHADO M. A.; ALMEIDA JR., E. B. Lista florística e formas de vida da vegetação de uma restinga em Alcântara, litoral ocidental do Maranhão, Nordeste do Brasil, **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 5 p. 2198-2211, 2020. <https://doi.org/10.26848/rbfg.v13.5.p2198-2211>
- COX, C. B.; MOORE, P. D. **The Biogeography: an ecological and evolutionary approach**. 7th ed. Oxford: Blackwell, 2009. 440p.
- CZORTEK, P.; PIELECH, R. Surrounding landscape influences functional diversity of plant species in urban parks. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 47, n. 1, e126525, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126525>.
- DENELLE, P.; VIOLLE, C.; DIVGRASS CONSORTIUM; MUNOZ, F. Generalist plants are more competitive and more functionally similar to each other than specialist plants: insights from network analyses. **Journal of Biogeography**, v. 47, n. 9, p. 1922-1933, 2020. <https://doi.org/10.1111/jbi.13848>
- DENISOW, B.; WRZESIEN, M.; MAMCHUR, Z.; CHUBA, M. Invasive outside within urban railway areas: a case study from Lublin (Poland) and Lviv (Ukraine). **Acta Agrobotanica**, v. 14, n. 4, p. 1-14, 2017. <https://doi.org/10.5586/aa.1727>
- DEUTSCHEWITZ, K.; LAUSCH, A.; KÜHN, I.; KLOTZ, S. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. **Glob Ecology and Biogeography**, v. 12, n. 1, p. 299-311, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00025.x>
- DIAS, K. N. L.; ALMEIDA JR, E. B. Poaceae das restingas da Ilha do Maranhão, Estado do Maranhão, Brasil. **Hoehnea**, v. 48, n. 1, p. 1-18, 2021. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-75/2020>
- DINIZ, C. C. **Dinâmica regional e ordenamento do território brasileiro: desafios e oportunidades**. Belo Horizonte: UFMG/CEPELAR, 2013. p. 1-29. (Texto de Discussão)
- DI BIASE, L.; PACE, L.; MANTONI, C.; FATTORINI, S. Variations in plant richness, biogeographical composition, and life forms along an elevational gradient in a Mediterranean Mountain. **Plants**, v. 10, e2090, 2021. <https://doi.org/10.3390/plants10102090>
- DOERNER, P. Extreme environments: crucibles of potent abiotic stress tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 71, n. 13, p. 3761-3764, 2020. <https://doi.org/10.1093/jxb/eraa269>
- FENESI, A.; SÁNDOR, D.; PYŠEK, P.; DAWSON, W.; RUPRECHT, E.; ESSL, F.; KREFT, H.; PERGL, J.; WEIGELT, P.; WINTER, M.; VAN KLEUNEN, M. The role of fruit heteromorphism in the naturalization of Asteraceae. **Annals of Botany**, v. 123, n. 6, p. 1043- 1052, 2019. <https://doi.org/10.1093/aob/mcz012>
- FLORA DO BRASIL. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 10 jul. 2020.
- GAVILANES, M. L.; D'ANGIERI FILHO, C. N. Flórua ruderal da cidade de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasílica**, Minas Gerais, v. 5, n. 2, p. 77-88, 1991. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061991000200005>
- GAVILANES, N. L. Plantas Invasoras ocorrentes no município de Belo Horizonte, Minas Gerais, i. Levantamento e identificação. **ResearchGate**, Belo Horizonte, v. 2, n. 3, p. 50-60, 1992.
- GOOGLE. **Google Earth website**. Disponível em: <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>. Acesso em: 14 abr. 2023.
- GOOGLE. **Google maps website**. Disponível em: <https://www.google.com.br/maps>. Acesso em: 14 abr. 2023.
- GONG, C.; CHEN, J.; YU, S. Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. **Landscape and Urban Planning**, v. 120, p. 158-169, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.006>
- GRAAE, J.; VANDVIK, V.; ARMBRUSTER, W. S.; EISERHARDT, W. L.; SVENNINGE, J. C.; HYLANDER, K.; EHRLÉN, J.; SPEEDG, J. D. M.; KLANDERUD, K.; BRÅTHENI, K. A.; MILBAUJ, A.; OPEDEK, Ø. H.; ALSOSL, I. G.; EJRNE, R.; BRUUN, H. H.; BIRKSB, H. J. B.; WESTERGAARD, K. B.; BIRKSB, H. H.; LENOIR, H. Stay or go - how topographic complexity influences alpine plant population and community responses to climate change. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 30, n. 1, p. 41-50, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.09.008>
- GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, v. 111, n. 1, p. 1169-1194, 1977. <https://doi.org/10.1086/283244>
- GRIME, J. P. **Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties**. 2nd ed. New York: Wiley, 2001. 417p.
- GBIF. **Global Register of Introduced and Invasive Species**. Disponível em: <https://www.gbif.org/dataset/21cf83b3-fec6-4c42-95bc-b8555a991bc3>. Acesso em: 10/07/2020.
- GUO, P.; YU, F.; REN, Y.; LIU, D.; LI, J.; OUYANG, Z.; WANG, X. Response of ruderal species diversity to an urban environment: implications for conservation and management. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 12, e2832, 2018. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122832>
- HAIGH, M. J. Ruderal communities in English cities. **Urban Ecology**, v. 4, n. 1, p. 329-338, 1980. [https://doi.org/10.1016/0304-4009\(80\)90004-2](https://doi.org/10.1016/0304-4009(80)90004-2)
- HASSEMER, G. TREVISAN, R. Levantamento florístico de plantas vasculares espontâneas em ambientes antrópicos no campus da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. **Biotemas**, v. 25, n.3, p 76-96. 2012 <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n3p75>
- HAQ, S. M.; HAMID, M.; LONE, F. A.; SINGH, B. Himalayan hotspot with alien weeds: a case study of biological spectrum, phenology and weed diversity from high altitude mountains in Kupwara district of J&K Himalaya, India. **Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological**

- Sciences**, v. 91, n. 1, p. 139-152, 2021. <https://doi.org/10.1007/s40011-020-01219-6>
- HEINRICH, S.; PAUCHAR, A. Struggling to maintain native plant diversity in a peri-urban reserve surrounded by a highly anthropogenic matrix. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 1, p. 2769-2788 2015. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0964-y24:2769-2788>
- IBGE_Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 14 abr. 2023
- JANNI, M.; GULLI, M.; MAESTRI, E.; MARMIROLI, M.; VALLIYODAN, B.; NGUYEN, H. T.; MARMIROLI, N. Molecular and genetic bases of heat stress responses in crop plants and breeding for increased resilience and productivity. **Journal of Experimental Botany**, v. 71, n. 1, p. 3780-3802, 2020. <https://doi.org/10.1093/jxb/eraa034>
- KALUSOVÁ, V.; ČEPLOVÁ, N.; LOSOSOVÁ, Z. Which traits influence the frequency of plant species occurrence in urban habitat types? **Urban Ecosystems**, v. 20, n. 1, p. 65-75, 2017.
- KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis - a practical approach**. Chichester: John Wiley, 1995. 384p.
- KNAPP, S.; KÜHN, I.; WITTIG, R.; OZINGA, W.A.; POSCHLO, P. KLOTZ, P. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. **Preslia**, v. 80, n. 1, p. 375-388, 2008a.
- KNAPP, S.; KÜHN, I.; SCHWEIGER, O.; KLOTZ, S. Challenging urban species diversity: contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. **Ecology Letters**, v. 11, n. 10, p. 1054-1064, 2008b. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01217.x>
- KNAPP, S.; KÜHN, I.; STOLLE, J.; KLOTZ, S. Changes in the functional composition of a Central European Urban flora over three centuries. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 12, n. 3, p. 235-244, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.11.001>
- KÜHN, I.; BRANDL, R.; MAY, R.; KLOTZ, S. Plant distribution patterns in Germany—Will aliens match natives? **Feddes Repertorium: Zeitschrift für botanische Taxonomie und Geobotanik**, v. 114, n. 7-8, p. 59-573, 2003. <https://doi.org/10.1002/fedr.200311015>
- KURDYOKOVA, O. M. Seed production capability of monocotyledonous and dicotyledonous weeds in segetal and ruderal habitats. **Ukrainian Journal of Ecology**, v. 8, n. 1, p. 153-157, 2018. https://doi.org/10.15421/2018_200
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 640p.
- LORENZI, H. **Manual de identificação e de controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional**. 7 ed. Nova Odessa: Plantarum, 2014. 399p.
- LUNDHOLM, J. T.; MARLIN, A. Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. **Urban Ecosystems**, v. 9, n. 1, p. 139-159, 2006. <https://doi.org/10.1007/s11252-006-8587-4>
- MACIEL, C. D. G.; SOUZA, J. I.; HAMA, T. J.; Levantamento Fitossociológico de Plantas Daninhas em Jardins Residentes com Grama Esmeralda em Ourinhos-SP. **Global Science and Technology**, v. 3, n. 2, p. 39-48, 2010.
- MACHADO FILHO, H. O.; COUTO, E. A.; BEZERRA, C. P.; MELO, J. I. M. Composição e similaridade da flora sssociada a sítios antropizados do município de João Pessoa - Paraíba. **Planta Daninha**, v. 33, n. 1, p. 57 - 66, 2015. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582015000100007>
- MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Science Ltd, Oxford, 2004. 132p.
- MARTELLI, A.; SÁ, L. A. D. de; SAMUDIO, E. M. M. Redução da biodiversidade pela proliferação de *Leucaena leucocephala* e formas de contenção e controle desenvolvidos no município de Itapira-SP. **Brazilian Journal of Technology**, v. 3, n. 1, p. 33-47, 2020.
- MARTINS, F. R.; BATALHA, M. A. Formas de vida, espectro biológico de Raunkiaer e fisionomia da vegetação. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRANETO, J. A. A. (Ed.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**, v. 1, p. 44-85, 2001.
- MAUTONE, L.; BRANDÃO, M.; GUIMARÃES, E. F.; MIGUEL, J. R. Daninhas Ocorrentes na Zona Serrana do Estado do Rio de Janeiro- município de Petrópolis- 1 **Acta Botanica Brasílica**, v. 12, n. 2, p. 135-143, 1990. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061990000300012>
- MCKINNEY, M.L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban Ecosystems** 11, p. 161-176, 2008. [10.1007/s11252-007-0045-4](https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4)
- MILLER, J. R. Biodiversity conservation and the extinction of experience. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, p. 430-434, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.013>
- MORO, M. F.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de; QUEIROZ, L. P. de; FRAGA, C. N. de; RODAL, M. J. N.; ARAÚJO, F. S. de; MARTINS, F. R. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasílica**, v. 26 n. 1, p. 991-999, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000400029>
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: J. Wiley, 1974.
- OLDEN, J.; POFF, N. L.; MCKINNEY, M. L. Prediction of fauna and floral homogenization associated with human population geography in North America. **Biological Conservation**, v. 127, n 3, p. 261-271, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.027>
- PAUTASSO M. Scale-dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. **Ecology Letters**, v. 10, n. 1, p. 16-24, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00993.x>
- PEDROTTI, D. E.; NETO, G. G.; Flora Ruderal da Cidade de Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 12, n. 2, p. 135-143, 1998. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061998000200004>
- PINHEIRO, C. U. B.; LINHARES, J. F. P. Levantamento e mapeamento da ocorrência, identificação de espécies e

- avaliação de ambientes infestados por plantas invasoras na ilha de São Luís, Maranhão. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 4, p. 1484-1508, 2019. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.4.p1484-1508>
- PINO, J.; FONT, X.; DE CÁCERES, M.; MOLOWNY-HORAS, R. Floristic homogenization by native ruderal and alien plants in north-east Spain: the effect of environmental differences on a regional scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, n. 5, p. 563-574, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00458.x>
- PYŠEK, P.; PERGL, J.; ESSL, F.; et al. Naturalized alien flora of the world: species diversity, taxonomic and phylogenetic patterns, geographic distribution and global hotspots of plant invasion. **Preslia**, v. 89, n. 1, p. 203-274, 2017. <https://doi.org/10.23855/preslia.2017.203>
- RAPOPORT, E. H. The Process of plant colonization in small settlements and large cities. In: MCDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A. (Eds) **Humans as Components of Ecosystems**. New York, NY: Springer, 1993. p. 190-207.
- RAPPOPORT, E. H.; EXCURRA, E.; DRAUSAL, B. The distribution of plant diseases: a look into the biogeography of the future. **Journal of Biogeography**, v. 3, n. 1, p. 365-372, 1976. <https://doi.org/10.2307/3037978>
- RAPPOPORT, E. H.; DÍAZ-BETANCOURT, M. E.; LÓPEZMORENO, I. R. **Aspectos de la ecología urbana en La ciudad de México**. Instituto de Ecología y Museo de Historia Natural de la Ciudad de México. México: Editorial Limusa, 1983.
- RAT, M. M.; GAVRILOVIC, M. T.; RADAK, B. Đ.; BOKIC, B. S.; JOVANOVIC, S. D.; BOZIN, B. N.; BOZA, P. P.; ANACKOV, G. T. Urban flora in the Southeast Europe and its correlation with urbanization. **Urban Ecosystems**, v. 20, n. 1, p. 811-822, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0645-6>
- RAUNKIAER, C. **The life forms of plants and statistical plant geography**. Oxford: Clarendon, 1934. 632p.
- RENDEKOVÁ, A.; MICIETA, K. Changes in the representation of alien taxa in ruderal vegetation of an urban ecosystem over 50 years. A case study from Malacky City, Slovakia, Central Europe. **Urban Ecosystem**, v. 20, n. 4, p. 867-875, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0638-x>
- RICKLEFS, R. E. A. **Economia da Natureza**. LIMA-E-SILVA, P. P.; MOUSINHO, P. e BUENO, C. (Trad.) Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009. 636p.
- RINK, D. "Surrogate Nature or Wilderness? Social Perceptions and Notions of Nature in an Urban Context.". In: Kowarik, I.; Körner, S. **Wild Urban Woodlands**. Berlin: Springer, 2005. p. 67-80.
- RZEDOWSKI, J. **Vegetación de México**. Mexico: Edit. Limusa, 1978. 67p.
- RZEDOWSKI, J. Y.; RZEDOWSKI, G. C. de. Nota sobre el elemento africano de la Flora de México. **Acta Botanica Mexicana**, v. 12, n. 1, p. 21-24, 1990. <https://doi.org/10.21829/abm12.1990.602>
- RZEDOWSKI, J. Y.; RZEDOWSKI, G.C. de. Datos sobre la dinámica de la flora fanerógama del Valle de México con énfasis en especies nativas raras, en peligro de extinción y aparentemente extintas. **Acta Botanica Mexicana**, v. 25, n. 1, p. 81-108. 1993. <https://doi.org/10.21829/abm25.1993.684>
- SÁTIRO, L. N.; FARIAS, S. M. Plantas ruderais em pastagens do agreste alagoano: Uma caracterização taxonômica e etnobotânica. **Revista Científica Semana Acadêmica**, v. 10, n. 1, p. 1 - 18, 2022.
- SCHOLZ, H. Questions about indigenous plants and anecophytes. **Taxon**, v. 56, n. 4, p. 1255-1260, 2007. <https://doi.org/10.2307/25065917>
- SCHNEIDER, A. A.; IRGANG, B. E. Florística e Fitossociologia de Vegetação viária no município de Nãome-toque, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, v. 60, n. 1, p. 49-62, 2005.
- SCHNEIDER, A. A. A Flora Naturalizada no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Herbáceas Subespontâneas. **Biociências**, v. 15, n. 2, p. 257-268, 2007.
- SILVA, M. A.; BARBOSA, J. S.; ALBURQUERQUE, H. N. Levantamento das Plantas Espontâneas e suas Potencialidades Fitoterapêuticas: Um Estudo no complexo Aluizio Campos- Campina Grande- PB. **Revista Brasileira de Informações Científicas**, v. 1, n. 1, p. 52-66, 2010.
- SILVA, A. M. A.; COELHO, I. D.; MEDEIROS, P. R.; Levantamento florístico das plantas daninhas em um parque público de Campina Grande, Paraíba, Brasil. **Biotemas**, v. 21, n. 4, p. 7-14, 2008. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2008v21n4p7>
- SILVA, A. A. P.; KARPINSKI, R. A. K.; HELVIG, E. Q.; SOARES, C. R. B.; PIVATO, R. A. D.; MACIEL, C. D. G. Levantamento de Plantas Daninhas em Gramados de Praças Públicas no município Guarapuava - PR. In: SIMPOSIO SOBRE GRAMADOS, VII. 2015. **Anais... Botucatu: SIGRA**, 2015. 5p. <https://doi.org/10.12702/VII-SIGRA-a28>
- SOARES-FILHO, A. O.; PAULA, A.; SANTOS, A. A.; OLIVEIRA, C. V.; D'SOARES, C. S.; SANTOS, F. S.; CARVALHO, R. C. F.; PEREIRA, J. E. S. O. Plantas ruderais no Planalto Conquistense, Bahia e sua importância. **Natureza Online**, v. 14, n. 1, p. 27-43, 2016.
- SOUZA, A. A.; POLETTO, R. S. Levantamento de Espécies Invasoras nas Praças de Graça - SP- Magnoliopsida e Liliopsida. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 9, n. 1, p. 1-14, 2007.
- SUKOPP, H. On the Early History of Urban Ecology in Europe. **Preslia**, v. 74, n. 1, p. 373-393, 2002.
- SUKOPP, H.; BLUME, H.; KUNICK, W. The soil, flora and vegetation of Berlin's waste lands. In: LAURIE, I. C. (Org.) **Nature in cities: the natural environment in the design and development of urban green space**. New York: John Wiley. p. 115-132, 1979.
- STACHOWICZ, J. J.; TERWIN, J. R.; WHITLATCH, R. B.; OSMAN, R. W. Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. **PNAS**, v. 99, n. 24, p. 15497-15500, 2002. <https://doi.org/10.1073/pnas.242437499>
- TIVY, J. **Biogeography, a study of plants in the ecosphere**. London: Logman, 1993. 452p.
- THOMPSON, K.; MCCARTHY, M. A. Traits of British alien and native urban plants. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 5, p. 853-859, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01383.x>

- TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- TROPPEMAIR, H. **Biogeografia e Meio Ambiente**. 8ª Ed. Rio Claro: Divisa, 2008. 227p.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 214p.
- VELOSO, H. P.; RANGEL-FO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE/DERMA, 1992. 124p. Disponível em: https://jbb.ibict.br/bitstream/1/397/1/1991_classifica_caovegetal_Velloso1991.pdf
- WEAVER, J. E. CLEMENTS, F. E. Plant ecology. In: **Plant ecology**. London: McGraw-Hill Publishing Co., Ltd., 1929. p. 239-259.

Agradecimentos: Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba (IFPB) - Campus João Pessoa.

Contribuição dos autores: 1) H.O.M.F. – conceituação, aquisição de financiamento, metodologia, análise estatística, administração ou supervisão, validação, redação (esboço original), redação (revisão e edição); C.S.L.S. – investigação ou coleta de dados, análise estatística, redação (esboço original), redação (revisão e edição), tradução (abstract); E.S.N. – investigação ou coleta de dados, análise estatística, redação (esboço original), redação (revisão e edição), tradução (abstract); M.D.G.D. – investigação ou coleta de dados, análise estatística, redação (esboço original), redação (revisão e edição), tradução (abstract).

Financiamento: Editais nº 28/2021 e nº 23/2022 - Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica para o Ensino Médio – PIBIC-EM [CNPq/IFPB].

Disponibilização de dados: Os dados do estudo são disponibilizados pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, Campus João Pessoa, através da Área de Ciências da Natureza (CACN).

Conflito de interesses: Os autores declaram não haver conflito de interesses. As entidades de apoio não tiveram qualquer papel na concepção do estudo; na coleta, análise ou interpretação de dados; na redação do manuscrito ou na decisão de publicação dos resultados.