



JONATHAN WILSON DE ALMEIDA

**DIMINUIÇÃO DAS ESTRUTURAS DISPERSIVAS EM
ÁREAS URBANAS: EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE
TRAÇOS FUNCIONAIS DE DISPERSÃO DE PLANTAS
ESPONTÂNEAS**

LAVRAS-MG

2022

JONATHAN WILSON DE ALMEIDA

**DIMINUIÇÃO DAS ESTRUTURAS DISPERSIVAS EM ÁREAS URBANAS:
EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE TRAÇOS FUNCIONAIS DE DISPERSÃO
DE PLANTAS ESPONTÂNEAS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia Aplicada, para a
obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni
Orientador

Dr. Gustavo Heringer
Coorientador

LAVRAS-MG

2022

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Almeida, Jonathan Wilson de.

Diminuição das estruturas dispersivas em áreas urbanas: Efeito da urbanização sobre traços funcionais de dispersão de plantas espontâneas / Jonathan Wilson de Almeida. - 2022.

31 p. : il.

Orientador(a): Rafael Dudeque Zenni.

Coorientador(a): Gustavo Heringer.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. Ecologia urbana. 2. Síndromes Dispersivas. 3. Traços funcionais. 3. Vegetação urbana. I. Zenni, Rafael Dudeque. II. Heringer, Gustavo. III. Título.

JONATHAN WILSON DE ALMEIDA

**DIMINUIÇÃO DAS ESTRUTURAS DISPERSIVAS EM ÁREAS URBANAS:
EFEITO DA URBANIZAÇÃO SOBRE TRAÇOS FUNCIONAIS DE DISPERSÃO
DE PLANTAS ESPONTÂNEAS**

**DECREASE OF DISPERSAL STRUCTURE IN URBAN AREAS:
URBANIZATION EFFECT ON DISPERSAL FUNCTIONAL TRAITS OF
SPONTANEOUS PLANTS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia Aplicada, para a
obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 24 de fevereiro de 2022.

Dr. Rafael Dudeque Zenni, UFLA

Dr (a). Vanessa Leite Rezende, UFLA

Dr. Piatã Santana Marques, UTSC



Prof. Dr. Rafael Dudeque Zenni
Orientador

Dr. Gustavo Heringer
Coorientador

LAVRAS-MG

2022

AGRADECIMENTOS

A realização do mestrado de maneira remota deu novo significado à presença de pessoas queridas em minha vida e através do suporte oferecido por elas pude chegar ao fim dessa jornada. Em um momento em que as conexões foram postas à prova pude me confortar nas boas relações que construí durante a minha vida, em especial na minha formação acadêmica.

Agradeço à minha família, minha mãe Dilceia, meus irmãos Fred, Lucas, Marcus e Vitória por compartilhar comigo nossa linda história de crescimento e momentos, ou a privação deles, que nos dão coragem para alçar grandes voos. À minha avó, D. Marineusa e ao meu amado tio Rômulo por sempre me oferecerem um lugar de confiança e amor onde posso me sentir seguro. Às minhas primas, Fabiana, Fernanda, Babi e Mariana, pela diversão e alegria que dividimos. E à todos os familiares pela compreensão e carinho ao longo desses anos.

Ao meu companheiro de quarentena, Alexandre, pela companhia e amizade desenvolvida e intensa contribuição na minha formação pessoal. Aos outros tantos amigos e amigas que se fizeram presentes da maneira que nos foi possível, em especial à Paty, minha companheira do dia a dia com quem desenvolvi uma amizade gigantesca que tornou mais fácil a vivência em cenário pandêmico. Sempre me lembrarei que nessa tempestade de emoções tive ao meu lado tão grande companheira.

Não poderia deixar de mencionar meus colegas de laboratório, principalmente à Carol, Marina, Karla e Dani pelo companheirismo. Ao Vitor pelo auxílio na coleta e triagem de dados. Ao meu orientador, Rafael Zenni, por tanto aprendizado e estímulo para pensar além das minhas limitações. Ao meu grande amigo e coorientador Gustavo Heringer, pelos bons momentos, risadas e pelo apoio excepcional ao desenvolvimento deste trabalho.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada e à Universidade Federal de Lavras pelo espaço de formação. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Muito obrigado!

RESUMO

A urbanização é uma das maiores formas de modificação da paisagem atualmente. Através da alteração das condições naturais as áreas urbanas promovem desafios à permanência de espécies impulsionando processos de homogeneização taxonômica e funcional. Diferentes espaços ao longo da matriz urbana oferecem condições para o estabelecimento da vegetação espontânea, como terrenos baldios e frestas em calçadas. São chamadas plantas espontâneas as espécies que germinam sem necessidade de plantio e o alcance dos ambientes para germinação é dependente do processo dispersivo. As características dos propágulos de dispersão foram evolutivamente selecionadas através das condições do ambiente e interação com a biodiversidade local. Logo, a alteração ambiental pode promover impactos nessas características. Dessa forma, o presente trabalho avaliou o efeito da urbanização sobre traços funcionais de dispersão de plantas espontâneas. Investigamos (i) o efeito da intensidade de urbanização sobre a altura, quantidade, tamanho e peso de frutos e sementes de plantas espontâneas; (ii) se existe diferença na variação dos traços funcionais para plantas com diferentes síndromes dispersivas e status de invasão; e (iii) o efeito da urbanização sobre a proporção de espécies por síndromes dispersivas. Nós coletamos plantas do estrato herbáceo e arbustivo em quatro classes com diferentes intensidades de urbanização, definidas através do percentual de área pavimentada dos bairros da cidade de Lavras-MG: classe muito baixa (0-15%), baixa (25-40%), moderada (50-65%) e alta (75-90%). Em cada classe, projetamos três áreas de amostragem circulares ($r = 200$ m) onde distribuimos 10 parcelas de 1m^2 para coleta do material. Analisamos os dados utilizando modelos lineares generalizados de efeito misto (GLMM) para avaliar a variação dos traços em função do percentual de área pavimentada. Identificamos 88 espécies de plantas, 43 espécies nativas, 24 naturalizadas e 21 invasoras. Houve diminuição nos valores dos traços funcionais conforme o aumento da intensidade de urbanização. Nas áreas mais urbanizadas a altura das espécies autocóricas e espécies exóticas invasoras foi menor. A urbanização também afetou negativamente o tamanho dos frutos das plantas anemocóricas e o peso dos frutos e das sementes das espécies zoocóricas. Nessas áreas, as espécies nativas apresentaram redução na quantidade e tamanho dos frutos, enquanto as naturalizadas demonstraram diminuição na quantidade de sementes. Não houve variação na proporção de espécies por síndromes dispersivas em diferentes classes. Nossos resultados demonstram que a redução nos valores dos traços funcionais de dispersão pode indicar maior adaptabilidade a áreas urbanizadas devido a redução da quantidade e tamanho dos locais para germinação.

Palavras-chave: Ecologia urbana, Síndromes dispersivas, Traços funcionais, Vegetação urbana

ABSTRACT

Urbanization is one of the main drivers of landscape modification, altering natural conditions, and challenging species persistence causing taxonomic and functional homogenization. Different places along the impervious urban matrix offer conditions for the establishment of spontaneous vegetation, as wasteland and sidewalks cracks, and their ability to colonize these areas is dependent on the dispersal process. Propagule dispersal characteristics evolved through interactions with local environmental conditions and biodiversity interaction, and hence environmental changes could impact these traits. The aim of this work was to evaluate the effect of urbanization on the dispersal functional traits of spontaneous plants. We investigated (i) the effect of urbanization intensity to plant height, and the quantity, size, and weight of fruits and seeds; (ii) the difference in functional traits of plants with different dispersal syndromes and invasion status; and (iii) the effect of urbanization on the ratio of species within each dispersal syndrome. Data collection was undertaken in the city of Lavras (Minas Gerais, Brazil), where we classified urbanization intensity at the district scale, defined by the percentage paved area: very low (0-15%), low (25-40%), moderate (50-75%) and high (75-90%). Within each class, we projected three circular sampling areas ($r=200\text{m}$), in which we distributed 10 1m^2 quadrats to collect material. Data were analyzed using generalized linear mixed models (GLMM) to evaluate the variation in the traits as a function of the percentage of paved area. We identified 88 plant species in total, 43 natives, 24 exotic naturalized and 21 exotic invaders. We found a negative relationship between urbanization intensity and the values of the functional traits measured. The values of height of plants general community, autochory species, and invasive exotic species were smaller in more urbanized areas. Anemochoric plants showed a decrease in fruit size in more urban areas, whereas zoochoric species showed a decrease in fruit and seed weight. Also in more urban areas, native species showed a reduction in fruit quantity and size, whereas naturalized species showed a decrease in seed quantity. There was no variation in species ratio by dispersal syndrome at different classes of urbanization. Our results demonstrate that the reduction in dispersal functional traits values could mean better adaptation to urbanized areas because of a reduction of quantity and size of germination locations.

Keywords: Dispersal syndromes, Functional traits, Urban ecology, Urban vegetation

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
	REFERÊNCIAS	3
	SEGUNDA PARTE – Artigo para submissão na revista Urban Ecosystems	
	ARTIGO 1 – Diminuição dos traços funcionais de dispersão de plantas espontâneas em áreas urbanas	5
	INTRODUÇÃO	6
	METODOLOGIA	8
	Área de estudo	8
	Classificação da paisagem e grau de urbanização	8
	Amostragem da vegetação	10
	Obtenção dos atributos funcionais	11
	Definição da síndrome dispersiva e status de invasão	12
	Análise de dados	12
	RESULTADOS	13
	DISCUSSÃO	17
	REFERÊNCIAS	22
	ANEXO A	26

1. INTRODUÇÃO GERAL

As cidades são ambientes construídos caracterizados pela alta densidade populacional e concentração de atividades e estruturas antrópicas distribuídas de maneira heterogênea pela paisagem, como edifícios e automóveis (FISCHER et al., 2015). A composição do espaço urbano diminui a quantidade de áreas com potencial para estabelecimento da vegetação e dificulta o acesso a esses locais devido a presença de uma matriz extremamente impermeável composta por construções e ruas pavimentadas. A distribuição da comunidade vegetal nesses espaços é dependente do processo dispersivo que possibilita o alcance de regiões para germinação e desenvolvimento (COTE et al., 2017). Nas cidades esses locais compreendem espaços verdes planejados (praças e jardins) ou ambientes não planejados (terrenos baldios, frestas em ruas e calçadas) (ARONSON et al., 2017; BLOUIN et al., 2018).

As condições do ecossistema urbano promovem desafios ao estabelecimento da maioria das espécies. Como consequência, algumas características de maior adaptabilidade à ambientes degradados tornam-se mais comuns nas espécies que habitam as cidades (MCKINNEY, 2006). Nesse sentido a urbanização promove a homogeneização funcional da biodiversidade, selecionando características resistentes a perturbações ambientais, frequentemente associadas a espécies exóticas e invasoras (MCKINNEY, 2008; PADULLÉS CUBINO et al., 2019; PYLES et al., 2020).

As síndromes dispersivas são definidas através dos traços funcionais e da morfologia dos propágulos, que indicam a forma de dispersão das espécies (VAN DER PIJL, 1982). Espécies anemocóricas possuem propágulos com apêndices plumosos ou alados e são dispersadas pelo vento, enquanto as espécies zoocóricas possuem propágulos com apêndices adesivos ou frutos carnosos e são dispersadas por animais. As espécies autocóricas não possuem apêndices que indiquem um agente dispersor específico. Essas características foram evolutivamente delineadas e apresentam adaptações ao tipo de ambiente e à interação com a biodiversidade, portanto a modificação ambiental pode desencadear pressões distintas sobre tais características. (ERIKSSON, 2015; KUHLMANN & RIBEIRO, 2016). Atualmente a urbanização representa uma das maiores formas de alteração de uso do solo, capaz de alterar amplamente as condições ambientais naturais resultando em mudanças evolutivas contemporâneas em diferentes táxons (JOHNSON & MUNSHI-SOUTH, 2017).

Os impactos da urbanização na composição da comunidade vegetal tornam o processo dispersivo nas cidades um trade-off entre investimento para dispersão e ocupação de ambientes potenciais e baixas chances de germinação (CHEPTOU et al., 2008). Assim, a

dispersão nas cidades pode ser afetada pela pressão da alteração ambiental na definição das características dos propágulos, pela configuração da paisagem urbana e pelo movimento de agentes dispersores nessas áreas (WILLIAMS et al., 2015; PALMA et al., 2016; ARONSON et al., 2017). Dessa forma, o presente trabalho procurou avaliar como a urbanização interfere na dinâmica dispersiva de espécies espontâneas através da variação dos traços funcionais de dispersão em função do aumento da intensidade de urbanização. Investigamos o efeito da urbanização sobre altura, quantidade e tamanho de frutos e sementes das espécies de plantas. Buscamos ainda entender se existe diferença na variação dos traços funcionais entre espécies com diferentes síndromes dispersivas e entre plantas nativas e exóticas.

No geral, encontramos uma diminuição nos valores dos traços conforme o aumento da intensidade de urbanização. A altura variou para os dados gerais da comunidade, para as espécies autocóricas e para as exóticas invasoras. As espécies anemocóricas apresentaram frutos menores em locais mais urbanizados, enquanto as zoocóricas apresentam frutos e sementes mais leves nesses locais. Para o status de invasão, as espécies nativas tiveram menor quantidade de frutos e menor tamanho ao longo da crescente de urbanização, já as exóticas naturalizadas mostraram diminuição na quantidade de sementes. Os resultados demonstram tendências na redução dos atributos funcionais de dispersão, indicando que estruturas menores podem oferecer vantagem competitiva nos ambientes urbanos.

REFERÊNCIAS

- ARONSON, Myla FJ *et al.* Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 15:189–196. 2017. doi: 10.1002/fee.1480
- BLOUIN, D.; PELLERIN, S.; POULIN, M. Changes in spontaneous flora of anthropogenic microhabitats along rural–urban gradients. **Journal of Urban Ecology**, v.4, n.1, 2018. 10.1093/jue/juy013.
- CHEPTOU, P. -O.; CARRUE, O.; ROUIFED, S.; CANTAREL, A. Rapid evolution of seed dispersal in an urban environment in the weed *Crepis sancta*. **PNAS** 105(10), 3796–3799, 2008. doi:10.1073/pnas.0708446105
- COTE, Julien *et al.* Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes. **Ecography**, 2017 doi: 10.1111/ecog.02538
- ERIKSSON, Ove. Evolution of angiosperm seed disperser mutualisms: the timing of origins and their consequences for coevolutionary interactions between angiosperms and frugivores. **Biological Reviews**, 2015 10.1111/brv.12164.
- FISCHER, J. *et al.* Advancing sustainability through mainstreaming a social–ecological systems perspective. **Science Direct**, v. 14, 144–149, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>
- JOHNSON, M. T. J.; MUNSHI-SOUTH, J. Evolution of life in urban environments. **Science** 358, 2017. 607. 10.1126/science.aam8327
- KUHLMANN, M.; RIBEIRO, J. R. Evolution of seed dispersal in the Cerrado biome: ecological and phylogenetic considerations. **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 2, 2016. doi:10.1590/0102-33062015abb0331.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n.3, 247–260, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.
- MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 2, 161–176, 2008. DOI 10.1007/s11252-007-0045-4
- PALMA, E. *et al.* Functional trait changes in the floras of 11 cities across the globe in response to urbanization. **Ecography**, 2016. doi:10.1111/ecog.02516
- PADULLÉS CUBINO, Josep *et al.* Contribution of non-native plants to the phylogenetic homogenization of U.S. yard floras. **Ecosphere**, 2019 <https://doi.org/10.1002/ecs2.2638>
- PYLES, M.V. *et al.* Land use history drives differences in functional composition and losses in functional diversity and stability of Neotropical urban forests. **Urban for Urban Green**, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126608>
- van der PIJL, L. Principles of dispersal in higher plants. 3.ed. New York: **Springer Verlag**, 1982.

WILLIAMS, N. S.G.; HAHS, AK; VESK, PA. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 17, 78–86, 2015. doi: 10.1016/j.ppees.2014.10.002

Artigo para submissão na revista Urban Ecosystems (<https://www.springer.com/journal/11252>)

Diminuição dos traços funcionais de dispersão de plantas espontâneas em áreas urbanas

Jonathan Wilson de Almeida¹ · Gustavo Heringer¹ · Rafael Dudeque Zenni¹

Correspondência: almeidajonathan39@gmail.com

¹ Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras - UFLA, 37200-900 Lavras, Minas Gerais, Brasil

RESUMO

A urbanização é uma grande forma de alteração da paisagem, caracterizada pela vasta extensão de estruturas impermeáveis que promovem a fragmentação de habitats para estabelecimento da biodiversidade. Para vegetação urbana, o processo dispersivo é determinante para ocupação dos espaços que oferecem condições para germinação. A urbanização promove a homogeneização dos traços funcionais e pode influenciar na definição das características dos propágulos dispersivos. Dessa forma, o presente trabalho investigou (i) o efeito da intensidade de urbanização na variação da altura, quantidade, tamanho e peso de frutos e sementes de plantas espontâneas; (ii) a presença de variação nos traços para as espécies de diferentes síndromes dispersivas e status de invasão; e (iii) o efeito da urbanização sobre a proporção de espécies com diferentes síndromes dispersivas. Nós coletamos plantas do estrato herbáceo e arbustivo em diferentes classes de urbanização, definidas pelo percentual de área pavimentada nos bairros do município de Lavras-MG. Os dados foram analisados através de modelos lineares generalizados de efeito misto. Foram identificadas 88 espécies de plantas. Como resultado, observamos diminuição dos valores dos traços funcionais com o aumento da intensidade de urbanização. A altura variou negativamente para as plantas da comunidade no geral, para as espécies autocóricas e para espécies exóticas invasoras. As plantas anemocóricas demonstraram diminuição no tamanho dos frutos e as zoocóricas redução no peso dos frutos e das sementes. Houve redução na quantidade e tamanho dos frutos das plantas nativas, e na quantidade de sementes das plantas naturalizadas. Não houve variação na proporção de espécies por síndromes dispersivas. A tendência na redução das estruturas dispersivas pode ilustrar a filtragem de traços funcionais pela urbanização através da diminuição no tamanho e na quantidade de locais para o estabelecimento de espécies espontâneas.

Palavras-chave: Espécies exóticas, Dispersão, Traços funcionais, Vegetação urbana

INTRODUÇÃO

O processo de urbanização é uma das principais formas de modificação da paisagem e encontra-se em pleno crescimento, com previsões de ocupar até 5% da superfície do planeta até 2030 (Hansen & Clewenger 2005; Lin & Fuller 2013; D'Amour et al. 2017). As áreas urbanas são caracterizadas por grande densidade populacional humana e vasta extensão de estruturas impermeáveis (Fischer et al. 2015). Dessa forma, as cidades alteram as condições que determinam a composição da biodiversidade. Através da alteração do uso do solo e realização de atividades promotoras de poluição, a urbanização restringe o estabelecimento da vegetação e afeta a estrutura e funcionamento do ecossistema (Ahmed et al. 2012; Johnson, Thompson & Saini 2015; Dupras et al. 2016; Banaszak-Cibicka et al. 2018). Portanto, a urbanização age como fator de degradação dos ecossistemas nativos (Blair & Launer 1997; Williams et al. 2009) e a alteração das características ambientais pode exercer diferentes impactos sobre a estrutura da vegetação.

O estabelecimento da biodiversidade no ecossistema urbano associa-se a resistência das espécies à ambientes perturbados, como tolerância a alteração do regime hídrico, aumento da temperatura por formação de ilhas de calor e alteração das condições químicas do solo, como alcalinização (McKinney 2006). Tais condições podem favorecer espécies exóticas e invasoras que são amplamente manejadas em espaços públicos e privados (Lossová et al. 2016; Gaertner et al. 2017; Mayer et al. 2017; Padayachee et al. 2017). Embora a determinação da composição de espécies invasoras nas cidades tenha grande influência das características climáticas da região, a riqueza de espécies exóticas invasoras é maior em áreas mais urbanizadas (Heringer et al. 2021). Assim, a reestruturação da comunidade vegetal nas cidades causa homogeneização da biodiversidade, reduzindo o pool genético das populações e comprometendo a diversidade funcional e filogenética (McKinney 2006; Abadie et al. 2011; Padullés Cubino et al. 2019; Pyles et al. 2020).

Na conformação da paisagem urbana, onde os ambientes potenciais para germinação encontram-se espalhados em uma matriz altamente impermeável, a distribuição das espécies de plantas é determinada pela sua capacidade de dispersão (Cote et al. 2017). Tal capacidade está associada às síndromes dispersivas: anemocoria, dispersão pelo vento; zoocoria, dispersão por animais; e autocoria, sem agente dispersor específico. Essas estratégias são definidas pela combinação entre traços funcionais e morfológicos capazes de atrair dispersores ou facilitar o processo de dispersão (Van Der Pijl 1982; Howe 1993; Guerrero et al. 2013).

As características dos propágulos dispersivos são resultado do processo evolutivo e ilustram as relações entre ambiente e biodiversidade (Eriksson 2015; Kuhlmann & Ribeiro 2016). Por exemplo, enquanto a anemocoria promove o alcance de ambientes potenciais distantes e possivelmente incremento genético entre populações distintas, a autocoria garante local para germinação próximo a planta mãe, em detrimento ao isolamento de populações (Cheptou et al. 2008, Cote et al. 2017).

A fragmentação de habitats potenciais para germinação de plantas nos ambientes urbanos torna o processo dispersivo um *trade-off* de alto custo energético e baixo retorno adaptativo, uma vez que as taxas de germinação são baixas nesses ambientes (Hansen & Clevenger 2005; Cheptou et al. 2008). Ainda assim, diversas espécies espontâneas, que germinam independente de cultivo, são capazes de colonizar espaços alternativos ao longo da cidade, como terrenos baldios, lotes vagos, frestas em ruas e calçadas (Blouin et al. 2018). Ou seja, ainda que a o sucesso dispersivo nas cidades seja dificultado pela redução de ambientes para germinação, diminuição da interação com animais dispersores e alterações das condições para desenvolvimento das plantas, a dispersão continua ocorrendo e auxiliando a determinação da comunidade vegetal urbana (McKinney 2008; Cote et al. 2017). Entretanto, ainda é necessário entender como a exposição ao processo de urbanização não experimentado durante a história evolutiva das plantas influencia as características dos propágulos e o processo dispersivo (Williams et al. 2009; Thompson et al. 2016).

Dessa forma, o presente trabalho pesquisou como o aumento da intensidade de urbanização atua sobre as características funcionais dispersivas da comunidade de plantas espontâneas. Investigamos (i) o efeito da intensidade de urbanização na variação dos traços funcionais de dispersão; (ii) a presença de variação nos traços funcionais para espécies de diferentes síndromes dispersivas e status de invasão; e (iii) se a urbanização determina a proporção de espécies em cada síndrome dispersiva. Acreditamos que a intensidade de urbanização deve influenciar negativamente a altura das plantas e positivamente a quantidade de frutos e sementes. Esperamos encontrar maior riqueza de espécies por síndromes nas áreas menos urbanizadas. No entanto, deve haver diminuição na proporção de espécies zoocóricas, uma vez que seus vetores de dispersão são restritos nas cidades.

METODOLOGIA

Área de estudo

O trabalho foi realizado no município de Lavras - MG, Brasil, na latitude 21° 14' S e longitude 44° 59' O. O município está a uma altitude de 919 metros e o clima é classificado como tropical de altitude (IBGE 2019). A região possui vegetação natural do Cerrado e Mata Atlântica que não ocorre de maneira homogênea e apresenta intensa modificação pela atividade agrícola, principalmente criação de gado, café, soja e milho (Nunes et al. 2003; IBGE 2019). O município possui 564,8 km² e a área urbanizada corresponde a 11,53% da área total (INTELIGÊNCIA SEBRAE-MG, 2019). A paisagem urbana envolve pelo menos 51 praças e aproximadamente 18% das vias públicas são arborizadas (Carvalho 2001; IBGE 2010). A população é estimada em 103.773 habitantes e 93,4% deles residem na cidade (IBGE 2019).

Classificação da paisagem e grau de urbanização

Para determinar a intensidade de urbanização nós usamos uma classificação baseada no percentual do solo com construções e pavimentação. Utilizamos imagens do satélite CBERS 4A referentes ao mês de julho de 2020 (INPE, 2020). As imagens foram organizadas em uma composição 4-3-2, utilizando as bandas infravermelha, verde e vermelha, somadas à banda pancromática formando uma imagem de cor natural com resolução de 2 metros. Selecionamos a imagem com menor interferência atmosférica (nuvens e sombras) e recortamos apenas a região da cidade de Lavras-MG, através do shapefile da malha municipal e urbana de Minas Gerais (IBGE, 2020).

Realizamos a classificação supervisionada da área urbana no software QGIS 2.18 (Equipe de Desenvolvimento QGIS 2018), através do complemento “Semi-Automatic Classification Plugin (SCP)” (Congedo, 2015). Foram classificados 3 principais tipos de uso do solo: área pavimentada, solo exposto ou cobertura de gramínea e área vegetada. Foram utilizadas 100 áreas de treinamento para cada classe e conduzimos o processo de classificação pelo algoritmo de vizinho mais próximo. Avaliamos a qualidade da classificação supervisionada através dos valores de acurácia geral (93,84%) e pelo coeficiente Kappa (0,89), calculados a partir da matriz de confusão gerada no mesmo complemento.

Dividimos a área urbana em 62 áreas utilizando a delimitação dos bairros disponibilizadas no programa Google Earth Pro 7.3.3 (Fig. 1). Cada bairro recebeu um valor de intensidade de urbanização, associado à proporção de área pavimentada definida na classificação supervisionada que variou de 2,99% a 93,13% de pavimentação. A partir desses valores dividimos os bairros em quatro classes de intensidade de urbanização: muito baixa (0-15%), baixa (25-40%), moderada (50-65%) e alta (75-90%) (Tabela 1). Esses valores buscaram evidenciar as intensidades de urbanização e diferenciar as classes entre si (Alberti 2008; Cushman et. al. 2010).

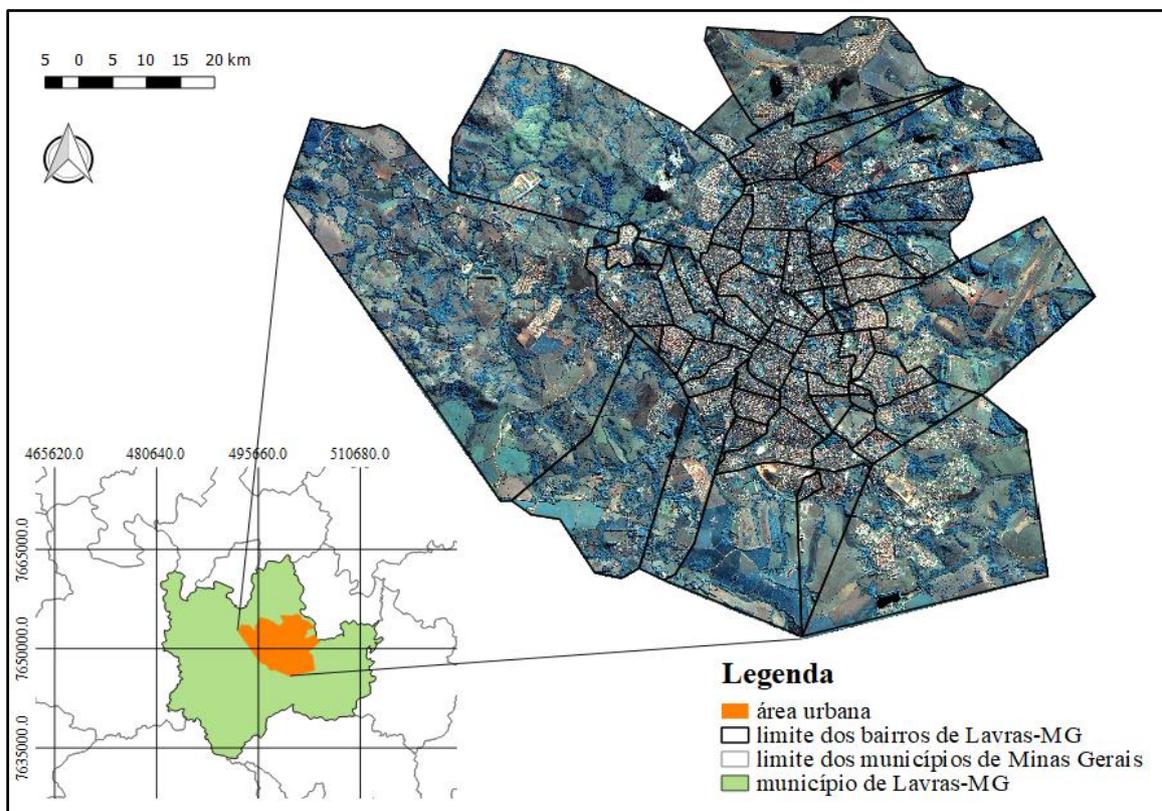


Fig. 1 Área urbana do município de Lavras-MG e delimitação dos 62 bairros da cidade disponibilizadas no Google Earth Pro 7.3.3 (Imagem CBERS 4A) em UTM (zona 23, hemisfério sul). A área em verde representa o município de Lavras-MG e a região laranja a área da cidade.

Tabela 1 Definição das classes de intensidade de urbanização em Lavras-MG

Classe	Intensidade de urbanização (%)	Número de bairros	Área total da classe (km ²)	Proporção da área da cidade (%)
Muito Baixa	0-15	10	43	58,7
Baixa	25-40	7	3,6	4,9
Moderada	50-65	18	5,9	8,05
Alta	75-90	8	1,6	2,2

Amostragem da vegetação

A partir das classes de intensidade de urbanização, nós selecionamos aleatoriamente três bairros para cada uma das quatro classes de urbanização e estabelecemos uma área circular para amostragem da vegetação com raio igual a 200 m (Fig. 2). Em cada área circular foram distribuídas 10 parcelas de 1 m², totalizando 30 unidades amostrais por classe. O tamanho da parcela corresponde às limitações espaciais da paisagem urbana e foi suficiente para amostragem de plantas espontâneas (Blouin et al. 2018). Nesse estudo, foram consideradas plantas espontâneas as espécies do estrato herbáceo e arbustivo que não foram plantadas. Assim, os locais de coleta foram dependentes da presença de vegetação espontânea encontrada em ruas, calçadas e terrenos baldios. A distribuição das parcelas foi guiada através das ruas, esforçando-se em amostrar ruas distintas dentro da área circular.

As coletas foram realizadas em janeiro de 2021. Em cada parcela foram coletadas espécies de plantas herbáceas, arbustivas e subarbustivas, armazenadas sob a forma de exsicatas para identificação posterior. Também coletamos o ramo, haste ramificada do caule principal, com a maior quantidade de propágulos (frutos ou sementes) para obtenção de atributos funcionais e dados sobre altura, hábito e cobertura de cada espécie (Silva et al. 2013).

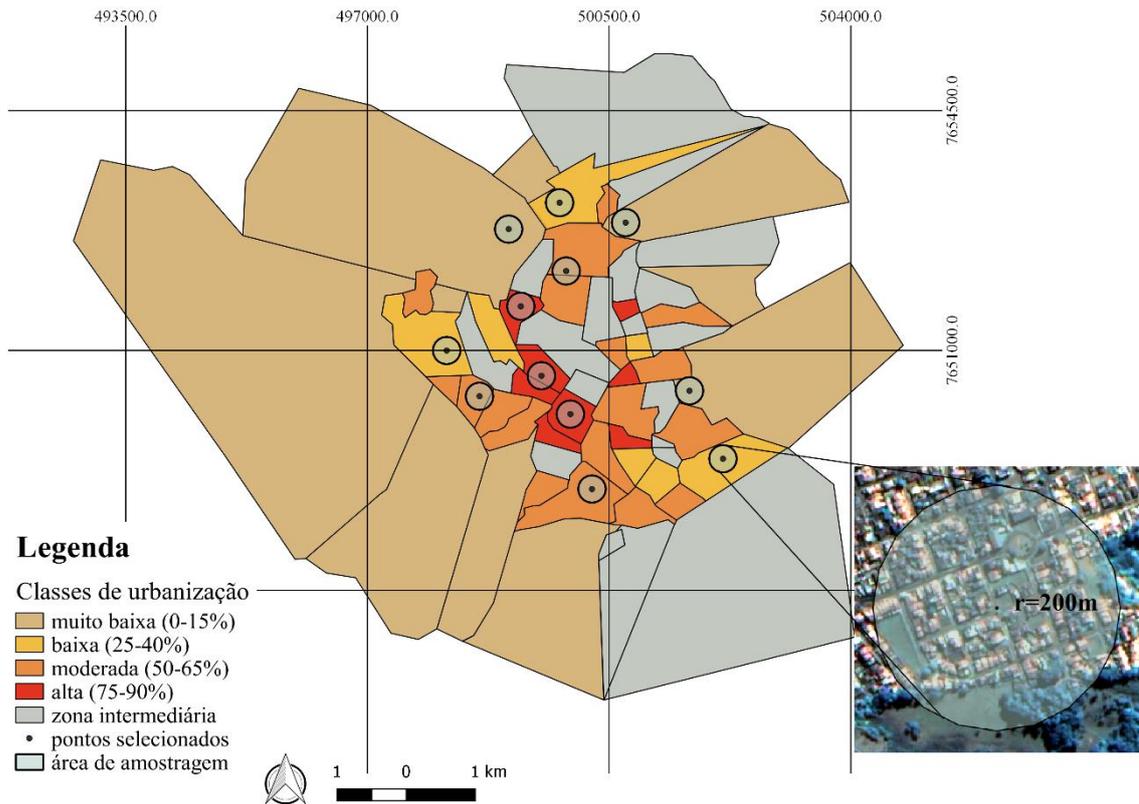


Fig. 2 Classes de urbanização em Lavras-MG e distribuição dos locais de amostragem. As zonas intermediárias representadas em cinza são bairros cujo percentual de área pavimentada corresponde ao intervalo entre as classes. A imagem à direita representa a área amostral circular com $r = 200$ m.

Obtenção dos atributos funcionais

Definimos os valores dos traços de dispersão através da triagem dos frutos e sementes coletadas durante o trabalho de campo. Medimos a quantidade de frutos do ramo, o tamanho médio da maior medida de comprimento e largura de 10 frutos e o peso total de 10 frutos. Para as sementes, medimos a quantidade média de sementes em 10 frutos, o tamanho médio da maior medida de 10 sementes e o peso total das sementes de 10 frutos (Antunes 2014; Ferreira et al. 2016).

A variação dos traços funcionais foi analisada, posteriormente, através da média ponderada dos traços da comunidade (CWM) (Ricota & Moretti 2011). O cálculo de CWM utiliza a abundância relativa das espécies como medida de ponderação. Em nosso estudo, os valores de CWM foram calculados para cada parcela, considerando o valor médio dos traços funcionais (altura, quantidade, tamanho e peso de frutos e sementes), e utilizando a proporção de cobertura da espécie na parcela como medida de ponderação.

Definição da síndrome dispersiva e status de invasão

Cada espécie foi classificada quanto a síndrome dispersiva e ao status de invasão. A definição das síndromes dispersivas foi baseada na descrição das estratégias de dispersão de sementes disponibilizadas por Peres (2016) e foram divididas em anemocóricas, dispersão pelo vento; zoocóricas, dispersão por animais; e autocóricas, sem vetor de dispersão específico. Para o status de invasão, foram consideradas espécies nativas aquelas com distribuição nativa nos biomas de Cerrado e Mata Atlântica no estado de Minas Gerais (Flora do Brasil 2020), uma vez que Lavras encontra-se em zona de transição de fitofisionomias (IBGE 2019). As outras espécies foram consideradas exóticas na região.

As espécies exóticas foram, posteriormente, classificadas em invasoras ou naturalizadas. De acordo com o framework proposto por Potgieter & Cadotte (2020), adaptado de Blackburn et al. (2011), o processo de invasão está associado a quebra da barreira dispersiva e ampliação da distribuição local da espécie. Portanto, foram consideradas exóticas invasoras as espécies exóticas com ocorrência em três ou mais áreas de amostragem. O que indicaria, portanto, a capacidade dessas espécies em se espalhar dentro da cidade de Lavras. As demais espécies foram consideradas exóticas naturalizadas, uma vez que a ocorrência espontânea na cidade indica superação das limitações de cultivo, mas a ocorrência em menos de três áreas amostrais indicaria que a espécie não está se espalhando na cidade.

Análise de dados

Todas as análises foram realizadas no Software R versão 3.1 (R Core Team 2021). Para responder aos objetivos, realizamos modelos lineares generalizados de efeito misto (GLMM) utilizando as funções `lmer` e `glmer` do pacote `lme4` (Bates et al. 2015). Utilizamos, alternativamente, as funções `blmer` e `mixed.model` dos pacotes `blme` (Chung et al. 2013) e `GLMMadaptive` (Rizopoulos 2021) para solucionar os problemas relacionados ao efeito da variável aleatória e redimensionamento das variáveis, respectivamente.

Para responder ao objetivo (i), analisamos o efeito da urbanização, medida pela proporção de área pavimentada dentro da classe de urbanização, na variação do CWM de cada traço (altura, quantidade, tamanho e peso dos propágulos) para toda a comunidade vegetal. Para o objetivo (ii), analisamos a variação dos traços para cada síndrome (anemocoria, autocoria e zoocoria) e por status de invasão (nativa, naturalizada e invasora). Utilizamos o valor médio ponderado dos traços da comunidade (CWM) como variável dependente, o

percentual de área pavimentada como variável independente e o local de amostragem como variável aleatória. Para avaliar o objetivo (iii), analisamos o efeito da intensidade de urbanização sobre proporção de espécies por síndrome dispersiva, utilizando proporção de espécies como variável dependente e o local de amostragem como variável independente.

Nós ainda avaliamos a composição da comunidade vegetal em diferentes classes de urbanização para investigar a relação entre a variação dos traços dispersivos e a composição de espécies. Realizamos um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) seguido de análise de similaridade (ANOSIM), utilizando a função metaMDS e adonis do pacote vegan (Oksanen et al. 2020).

RESULTADOS

Nós encontramos 88 espécies de plantas de 62 gêneros ao longo da cidade, 46 espécies na classe de urbanização muito baixa, 47 na classe de urbanização baixa, 41 na classe de urbanização moderada e 51 na classe de urbanização alta. A autocoria foi a síndrome dispersiva com maior riqueza de espécies (n=41 espécies), seguida pela anemocoria (n=26) e zoocoria (n=21). Em relação ao status de invasão, encontramos 43 espécies nativas, 24 naturalizadas e 21 invasoras. As três espécies mais frequentes foram *Euphorbia hirta* (49% de 120 parcelas), *Eleusine indica* (45,8%) e *Eragrostis pilosa* (29,2%), sendo todas invasoras (Anexo A).

O aumento da urbanização tem efeito negativo sobre alguns traços funcionais de dispersão. Porém, os modelos estatísticos demonstraram baixo valor de coeficiente de determinação (R^2), indicando que o percentual de área pavimentada, ainda que significativo, tem potencial de explicação reduzido sobre a variação dos traços funcionais (Tabela 2).

De maneira geral, observamos a diminuição das medidas dos traços de dispersão conforme o aumento do percentual de área pavimentada. Para os dados da comunidade, a intensidade de urbanização teve efeito negativo sobre a altura das plantas (Fig.3; Tabela 2), o mesmo efeito foi observado nas espécies autocóricas, que representam 62% das observações (Fig. 4b; Tabela 2). As espécies anemocóricas demonstraram diminuição no tamanho dos frutos (Fig. 4a; Tabela 2) e as zoocóricas, frutos e sementes mais leves nos locais mais urbanizados (Fig. 4c e 4d; Tabela 2).

Tabela 2 Variação dos traços funcionais de dispersão em função do percentual de área pavimentada de diferentes classes de intensidade de urbanização baseada nos valores de GLMM. R²m: coeficiente de determinação marginal, referente a variável de efeito fixo; R²c: coeficiente de determinação condicional, referente às variáveis de efeito fixo e aleatório. GL: graus de liberdade.

	Estimate	χ^2	R²m	R²c	GL	P
Comunidade						
Altura	-0,0046	5,0849	0,0460	0,0538	1	0,0241
Síndromes						
Anemocoria						
Tamanho dos frutos	-0,0079	6,1157	0,1143	0,1647	1	0,0134
Autocoria						
Altura	-0,0081	10,737	0,1062	0,1610	1	0,0011
Zoocoria						
Peso dos frutos	-0,0183	4,6868	0,1314	0,2218	1	0,0304
Peso das sementes	-0,0174	4,7016	0,1072	0,1367	1	0,0301
Status						
Nativas						
Quantidade de frutos	-0,0099	3,8717	0,0448	0,1059	1	0,0491
Tamanho das sementes	-0,0086	5,6176	0,0894	0,1341	1	0,0178
Exóticas						
Altura	-0,0061	6,5973	0,0733	0,1579	1	0,0102
Naturalizadas						
Quantidade de sementes	-0,0422	-	-	-	1	0,008
Invasoras						
Altura	-0,0058	-	-	-	1	0,0242

Fig. 3 Variação da altura (log10) da comunidade de plantas espontâneas em função da urbanização (percentual de área pavimentada). CWM: média ponderada dos valores dos traços das espécies em cada parcela. A linha azul representa a tendência na diminuição dos traços através de uma regressão linear.

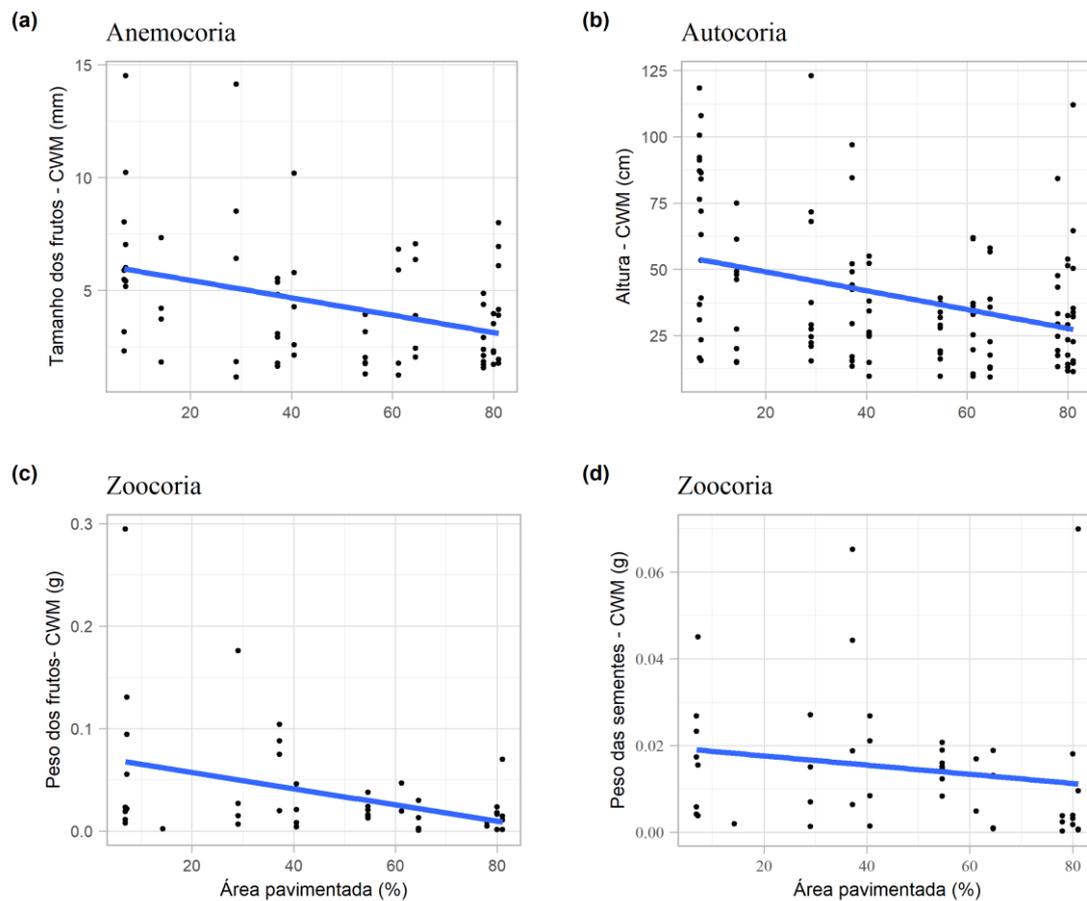
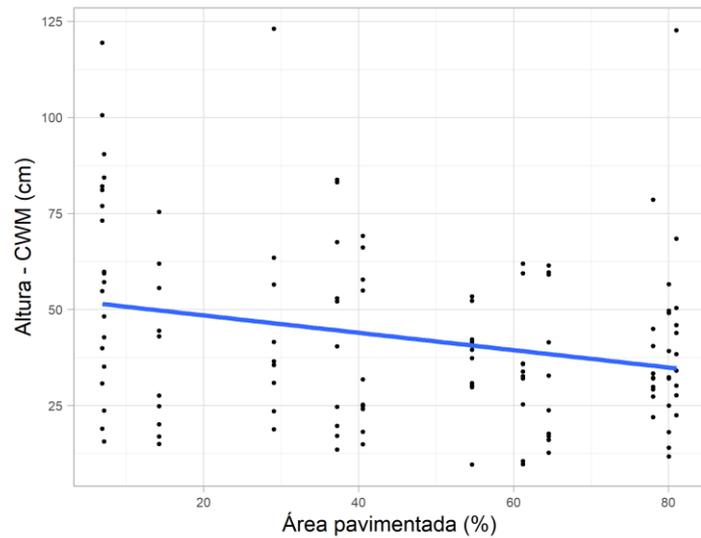


Fig. 4 Variação dos traços funcionais por síndrome dispersiva em função da urbanização (percentual de área pavimentada). Mostrando (a) a variação do tamanho dos frutos (log10) para as espécies anemocóricas; (b) a variação da altura (log10) para as espécies autocóricas; (c) a variação do peso dos frutos zoocóricos (log10); e (d) a variação do peso das sementes zoocóricas (log10). CWM: média ponderada dos valores dos traços das espécies em cada parcela. A linha azul representa a tendência na diminuição dos traços através de uma regressão linear

Também observamos variações nos traços de dispersão das espécies quando agrupadas pelo status de invasão. A quantidade de frutos das espécies nativas diminuiu conforme o aumento da urbanização (Fig. 5a; Tabela 2), da mesma forma observada no tamanho das sementes (Fig. 5b; Tabela 2). A altura das espécies exóticas (invasoras e naturalizadas) e exóticas invasoras também diminuiu ao longo do gradiente de urbanização (Fig. 6a; Tabela 2), essas espécies representam respectivamente 62,8% e 55,4% das observações. O aumento do percentual de área pavimentada teve efeito negativo sobre a quantidade de sementes das espécies naturalizadas (Fig. 6b; Tabela 2).

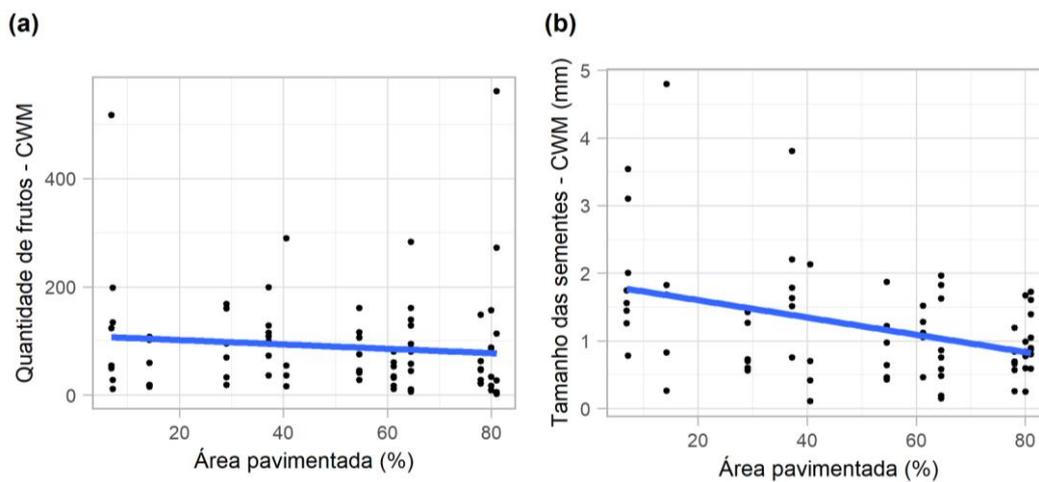


Fig. 5 Variação dos traços funcionais de dispersão das espécies nativas em função da urbanização (percentual de área pavimentada). Mostrando (a) a variação da quantidade de frutos (log10); e (b) a variação nos tamanhos das sementes (log10). CWM: média ponderada dos valores dos traços das espécies em cada parcela. A linha azul representa a tendência na diminuição dos traços através de uma regressão linear

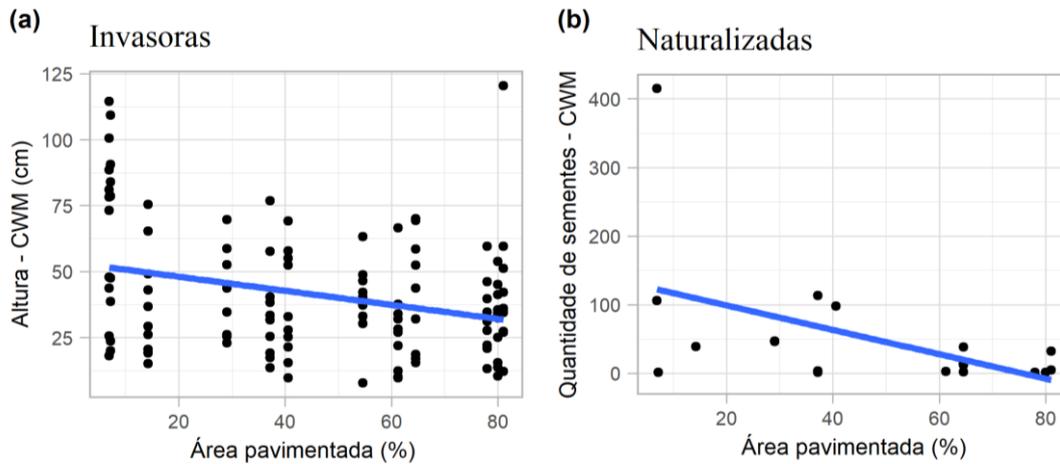


Fig. 6 Variação dos traços funcionais das espécies exóticas em função da urbanização (percentual de área pavimentada). Mostrando (a) a variação da altura espécies das espécies invasoras; e (b) a variação da quantidade de sementes das espécies naturalizadas. CWM: média ponderada dos valores dos traços das espécies em cada parcela. A linha azul representa a tendência na diminuição dos traços através de uma regressão linear

A intensidade de urbanização não demonstrou efeito sobre a proporção de espécies por síndrome dispersiva ao longo da cidade ($p_{\text{autocoria}} = 0,626$; $p_{\text{anemocoria}} = 0,832$; $p_{\text{zoocoria}} = 0,407$). As áreas com intensidade de urbanização muito baixa apresentaram a composição de espécies da vegetação espontânea diferente das demais classes de urbanização ($R^2 = 0,072$; $p = 0,001$). Entretanto, a estrutura da comunidade das diferentes classes não está associada a síndrome dispersiva ou ao status de invasão ($p_{\text{síndrome}} = 0,292$; $p_{\text{status}} = 0,823$).

DISCUSSÃO

Nossos resultados ilustraram uma tendência geral na diminuição da altura, tamanho, peso e quantidade dos propágulos de plantas espontâneas conforme o aumento urbanização. Diversos estudos dedicaram-se a determinar as características da vegetação, que contribuem para a adaptação à área urbana (McKinney 2006; Thompson & McCarthy 2008; Duncan et al. 2011; Williams et al. 2015). Porém, observamos que os traços funcionais variam de maneira distinta para diferentes agrupamentos funcionais (síndromes dispersivas) e status de invasão (nativas, naturalizadas e invasoras). De todo modo, a tendência na diminuição dos traços funcionais dispersivos pode ilustrar a filtragem de características da vegetação através da

fragmentação de habitats disponíveis para germinação de plantas, bem como pela redução no tamanho dos animais dispersores em áreas urbanizadas (Williams et al. 2009; Cote et al. 2017; Gelmi & Hämäläinen 2018).

Além da fragmentação, a transformação de habitat, as atividades antrópicas e as características implícitas ao ambiente urbano agem como filtros à determinação da vegetação nas cidades (Williams et al 2008). Dessa forma, a composição da comunidade vegetal é condicionada pela resistência à ambientes degradados e pelo manejo de espécies muito semelhantes, como por exemplo para fins ornamentais (McKinney 2006). Em nosso estudo, a classe com intensidade de urbanização muito baixa (0-15% de área pavimentada) teve composição de espécies diferente das demais classes. Essas áreas correspondem a locais de loteamento com baixa atividade residencial e comercial, próximo à remanescentes florestais ou áreas agrícolas. A diferença na composição de espécies nessas áreas pode estar associada a redução da influência dos filtros promovidos pela urbanização em locais menos urbanizados, mas principalmente ao aporte de espécies distintas vindas das áreas remanescentes.

A altura variou para os dados gerais da comunidade de plantas espontâneas da cidade, assim como para as espécies autocóricas, espécies exóticas e exóticas invasoras. Essas categorias de espécies representam, ainda que separadamente, a maior parte das observações do estudo (>50%). A altura das plantas diminuiu em função do aumento da intensidade de urbanização em contraposição aos dados observados em estudos anteriores, onde as plantas em locais mais urbanizados eram mais altas (Thompson & McCarthy 2008; Williams et al. 2015; Palma et al. 2016). Esses estudos investigaram a variação dos traços funcionais em um gradiente urbano-rural, sem especificação do tipo de vegetação ou local de germinação, podendo englobar fragmentos de vegetação natural e espécies do estrato arbóreo. Então, nossos resultados podem estar associados ao tipo de vegetação avaliada. Padulles Cubino et al. (2019) demonstraram que plantas espontâneas não-nativas em áreas urbanas eram, no geral, gramíneas curtas com pequenas sementes. A restrição espacial provocada pela fragmentação impulsiona o predomínio de espécies menores, tornando esse traço uma vantagem adaptativa. Além disso, a susceptibilidade das espécies espontâneas ao manejo das áreas urbanas é um fator importante na restrição do crescimento das plantas. Locais com maior intensidade de urbanização, tendem a ter maior concentração de pessoas e atividades antrópicas e, conseqüentemente, maior frequência na limpeza desses espaços, o que inclui a retirada desse tipo de vegetação (de Deus 2000).

Seguindo a tendência da diminuição nos valores dos traços funcionais, as espécies anemocóricas apresentaram frutos menores nos locais com maior intensidade de urbanização.

Em ambientes fragmentados as espécies com estratégias de dispersão aleatória tendem a diminuir, uma vez que as chances de encontrar um ambiente para germinação são baixas (Cheptou et al. 2008). Nesse sentido, a redução no tamanho dos propágulos anemocóricos pode ser uma via adaptativa ao alto custo dispersivo observado para essa estratégia em ambientes urbanos. A redução de investimento energético das plantas na produção de propágulos pode buscar balancear a relação custo-benefício entre investimento na dispersão e chances de germinação (Bonte et al. 2012). A redução no tamanho dos propágulos dispersados pelo vento pode ainda aumentar a distância alcançada pelo propágulo, atuando como estratégia de fuga à indisponibilidade de habitats em locais muito urbanizados (Cote et al. 2017).

As espécies zoocóricas, por sua vez, apresentaram frutos e sementes mais leves ao longo do gradiente de urbanização. A correspondência entre as características do propágulo e do dispersor é um ponto definitivo na interação entre plantas e animais. A composição da fauna urbana é fortemente impactada pela preferência antrópica (p.ex.: cães e gatos) e no geral, abrange animais de pequeno e médio porte, a urbanização ainda influencia na redução do tamanho de algumas espécies de animais (Battisti & Dodaro 2016). Além disso, a dispersão de sementes em escala de micro habitats está fortemente associada ao movimento de invertebrados (Gelmi & Hämäläinen 2018). Para formigas dispersoras, por exemplo, a relação entre tamanho do corpo e propágulo parece ser determinante para a escolha das sementes dispersadas (Gorb & Gorb 1995). Assim, a redução no peso dos propágulos das espécies zoocóricas pode indicar ajuste ao porte da fauna urbana dispersora, de modo a evitar perdas durante o transporte entre áreas com potencial para germinação (Galetti et al. 2013).

A composição da vegetação em áreas urbanas é em grande parte composta por espécies exóticas que são amplamente manejadas para fins comerciais (Padulles Cubino et al. 2019). A comunidade de espécies exóticas espontâneas, muitas vezes advêm de áreas de atividade agrícola próximas à cidade, e dessa forma apresentam características que já foram filtradas por outro tipo de atividade antrópica e que eventualmente fornecem vantagens ao estabelecimento nas cidades (Williams et al. 2008). Por outro lado, parte das espécies da comunidade de plantas espontâneas nativas têm origem em fragmentos naturais que podem alcançar locais marginais da cidade através de dispersão logística e adaptar-se às condições urbanas (McKinney 2006). A colonização de ambientes por espécies nativas tende a ser impulsionada principalmente por processos biogeográficos e transformações de habitats, o que torna essas espécies mais susceptíveis a filtros ambientais (Padulles Cubino et al. 2019).

As características da vegetação urbana tendem a estar associadas à resistência ao estresse, principalmente hídrico e luminoso, devido a isso alguns estudos observaram que plantas mais altas e sementes com maior massa são mais comuns nas cidades (McKinney 2005; Thompson & McCarthy 2008; Williams et al. 2015; Palma et al. 2016). Entretanto, a vegetação espontânea é composta por pequenas plantas daninhas com pequenas sementes (Padulles Cubino et al. 2019). Nós observamos a diminuição no tamanho e na quantidade das sementes das plantas nativas. A redução no tamanho das sementes pode garantir maior chance de germinação devido à restrição espacial e nutricional em áreas urbanas. Já a redução na quantidade de frutos pode demonstrar a susceptibilidade dessas espécies aos filtros ambientais, inclusive a competição com espécies exóticas, ocasionando diminuição das taxas reprodutivas e reduzindo as chances de germinação e crescimento (Corbin & D'Antonio 2010; Godoy et al. 2011; Jauni & Ramula 2015; Corcos et al 2020). Ainda sobre a avaliação dos traços por status de invasão, as plantas exóticas naturalizadas demonstraram redução da quantidade de sementes em áreas com maior intensidade de urbanização. Esse dado corrobora com a ideia de que a pressão de propágulos é um fator importante na determinação da frequência das espécies na cidade. O efeito negativo sobre a quantidade de sementes pode atuar como uma barreira a expansão dessas espécies impedindo o estabelecimento do processo de invasão biológica (Simberloff 2009; Gioria et al. 2019).

O percentual de área pavimentada teve efeito significativo na variação dos traços, porém outras variáveis explicativas podem ser investigadas, como intensidade de manejo e variações de nutrientes e microclima. A diminuição da altura e do tamanho dos propágulos de plantas espontâneas possui impactos sobre os processos ecológicos associados ao ecossistema urbano, como o fornecimento de habitat alternativo para polinizadores e alteração das taxas de regeneração da vegetação através da formação de bancos com pequenas sementes em pequenos locais (Buchholz et al. 2020; Figueroa et al. 2020). O efeito da intensidade de urbanização sobre a quantidade de frutos nativos diminui a reposição de espécies nativas na comunidade, podendo futuramente implicar na exclusão dessas espécies.

Em conclusão, nossa pesquisa fornece evidências sobre o impacto da urbanização sobre traços de dispersão de plantas espontâneas, demonstrando a filtragem de pequenos traços dispersivos. Essa conformação corresponde a aptidão das espécies em ocupar locais alternativos à medida que a superfície impermeável aumenta, bem como à redução do tamanho da fauna dispersora na cidade. A seleção de traços funcionais diminui a diversidade funcional da comunidade vegetal e impacta o potencial dispersivo das espécies. O estudo da dinâmica dispersiva nas cidades demonstrou que embora não haja seleção de síndromes

dispersivas, a urbanização afeta de maneira distinta espécies de diferentes agrupamentos funcionais e status de invasão.

REFERÊNCIAS

- Abadie JC, Machon N, Muratet A and Porcher E. (2011). Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. *Journal of Ecology* doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01851.x
- Alberti M. (2008) *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. New York, NY: Springer 251-271.
- Antunes DS. Fenologia e síndromes de dispersão e polinização de espécies de plantas de campos rupestres quartzíticos em Minas Gerais. (2014). Dissertação (Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais.
- Aronson MFJ, Lepczyk CA, Evans KL, et al (2017) Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15:189–196. doi: 10.1002/fee.1480
- Banaszak-Cibicka W, Fliszkiewicz M, Langowska A & Żmihorski M. (2018). Body size and wing asymmetry in bees along an urbanization gradient. *Apidologie*. 49(3), 297-306. doi: 10.1007/s13592-017-0554-y
- Bates D, Maechler M, Bolker B and Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Battisti C & Dodaro G. (2016). Mapping bird assemblages in a Mediterranean urban park: Evidence for a shift in dominance towards medium-large body sized species after 26 years. *Belgian Journal of Zoology* 146: 81-89. doi: 10.26496/bjz.2016.43
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU and Richardson DM. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 333-339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023
- Blair RB & Launer AE. (1997). Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological conservation* 80(1), 113-125. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00056-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00056-0)
- Blouin D, Pellerin S & Poulin M. (2018). Changes in spontaneous flora of anthropogenic microhabitats along rural–urban gradients. *Journal of Urban Ecology*. DOI: 10.1093/jue/juy013.
- Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. (2009). Glossário ilustrado de morfologia / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília : Mapa/ACS.
- Bonte D, Van Dyck H, Bullock JM, Coulon A, Delgado M, Gibbs M & Travis, JM. (2012). Costs of dispersal. *Biological reviews*, 87(2), 290-312. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00201.x
- Buchholz S, Gathof AK, Grossmann AJ, Kowarik I, Fischer LK. (2020). Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*. Volume 196. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103731>
- Carvalho LM. Áreas verdes da cidade de Lavras-MG: Caracterização, usos e necessidades. (2001). Dissertação (Mestrado em Fitotecnia). Universidade Federal de Lavras.

- Cheptou P-O, Carrue O, Rouified S & Cantarel A. (2008). Rapid evolution of seed dispersal in an urban environment in the weed *Crepis sancta*. PNAS 105(10). <https://doi.org/10.1073/pnas.0708446105>
- Chung Y, Rabe-Hesketh S, Dorie V, Gelman A, Liu J (2013). A nondegenerate penalized likelihood estimator for variance parameters in multilevel models. Psychometrika, 78(4), 685-709. <https://doi.org/10.1007/s11336-013-9328-2>.
- Cidades e Estados. (2019). IBGE. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/lavras/panorama>>. Acesso em: 25, novembro de 2021.
- Colautti RI and Lau JÁ. (2015). Contemporary evolution during invasion: evidence for differentiation, natural selection, and local adaptation. Molecular Ecology. 24(9):1999-2017. doi: 10.1111/mec.13162.
- Congedo Luca. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 4.8.0.1. 29 out. 2015. Disponível em: <<https://media.readthedocs.org/pdf/semiautomaticclassificationmanualv4/latest/semiautomaticclassificationmanual-v4.pdf>>. Acesso em: junho de 2020.
- Corbin JD and D'Antonio CM. (2010). Not novel, just better: competition between native and non-native plants in California grasslands that share species traits. Plant Ecology (209) 71–81. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9722-0>
- Corcos D, Nascimbene J, Campesan M, Donadello D, Segat V & Marini L. (2020). Establishment dynamics of native and exotic plants after disturbance along roadsides. Applied Vegetation Science 23(2), 277-284. <https://doi.org/10.1111/avsc.12481>
- Cote J, Bestion E, Jacob S, Travis J, Legrand D and Baguette M. (2017). Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes. Ecography 40: 56–73. doi: 10.1111/ecog.02538
- Cushman SA, Gutzweiler K, Evans JS & McGarigal K (2010). The Gradient Paradigm: A Conceptual and Analytical Framework for Landscape Ecology. In: Cushman and F.Huettmann. Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation. Springer, p.83-2018. DOI 10.1007/978-4-431-87771-4_5
- D'Amour CB, Reitsma F, Baiocchi G, Barthel S, Güneralp B, Erb K, Haberl H, Creutzig F and Seto KC. (2017). Future urban land expansion and implications for global croplands. PNAS, 114(34) 8939-8944. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606036114>
- de Deus ABS. (2000). Gerenciamento de Serviços de Limpeza Urbana: Avaliação por indicadores e índices. Porto Alegre: UFRGS.
- Duncan RP, Clemants SE, Corlett RT, Hahs AK, McCarthy MA, McDonnell MJ & Williams NS. (2011). Plant traits and extinction in urban areas: a meta-analysis of 11 cities. Global Ecology and Biogeography, 20(4), 509-519. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00633.x>
- Eriksson Ove. (2016). Evolution of angiosperm seed disperser mutualisms: the timing of origins and their consequences for coevolutionary interactions between angiosperms and frugivores. Biological Reviews (91)168 – 186. doi:10.1111/brv.12164.
- Fischer J, Gardner TA, Bennett EB, Balvanera B, Biggs R, Carpenter S, Daw T, Folke C, Hill R, Hughes TP, Luthe T, Maass M, Meacham M, Nostrom AV, Peterson G, Queiroz C, Seppelt R, Spierenburg M & Tenhunen J. (2015). Advancing sustainability through

- mainstreaming a social–ecological systems perspective. *Science Direct* (14) 144-149. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>
- Figuroa JA, Saldías G, Teillier S, Carrera E, Castro AS. (2020). Seed banks in urban vacant lots of a Latin American megacity are easily germinable and strongly dominated by exotic flora. *Urban Ecosystems* (23) 945-955. DOI 10.1007/s11252-020-00986-4
- Ferreira RQS, Camargo MO, Teixeira PO, Souza PB & Viana RHO. (2016). Uso potencial e síndromes de dispersão das espécies de três áreas de Cerrado sensu stricto, Tocantins. *Global Science and Technology* 9(3) 73-86.
- Flora do Brasil. (2020). Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: set. 2021
- Fukano Y and Guo W. (2020). Contemporary adaptive divergence of plant competitive traits in urban and rural populations and its implication for weed management. *Journal of Ecology* 108(6): 2521-2530. doi:10.1111/1365-2745.13472.
- Gaertner M, Wilson JRU, Cadotte MW et al (2017) Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions* 19:3461–3469. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>
- Galetti M, Guevara R, Côrtes MC, Fadini R, Von Matter S, Leite AB & Jordano P. (2013). Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, 340 (6136), 1086-1090. DOI: 10.1126/science.1233774
- Gassó N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M & Vilà, M. (2009). Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity and Distributions*, 15(1): 50-58. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00501.x>
- Gelmi-candusso TA and Hämäläinen AM. (2018) Seeds and the city: the interdependence of zoochory and ecosystem dynamics in urban environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:41. doi:10.3389/fevo.2019.00041.
- Gioria M, Le Roux JJ, Hirsch H et al. Characteristics of the soil seed bank of invasive and non-invasive plants in their native and alien distribution range. (2019). *Biological Invasions* 21: 2313–2332. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01978-y>
- Godoy O, Valladares & Castro-Díez P. (2011). Multispecies comparison reveals that invasive and native plants differ in their traits but not in their plasticity. *Functional Ecology* 25(6), 1248-1259. doi: 10.1111/j.1365-2435.2011.01886.x
- Gorb SN & Gorb EV. (1995). Removal rates of seeds of five myrmecochorous plants by the ant *Formica polyctena* (Hymenoptera: Formicidae). *Oikos* 367-374. <https://doi.org/10.2307/3545960>
- Howe HF. (1993). Aspects of variation in a neotropical seed dispersal system. In: Fleming T.H., Estrada A. (eds) *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects*. *Advances in vegetation science*, vol 15. Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-011-1749-4_10
- Hansen MJ & Clevenger AP. (2005). The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125: 249-259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.03.024>
- Heringer G, Faria LDB, Villa PM, Araújo AU, Botan ALM & Zenni, RDZ. (2021). Urbanization affects the richness of invasive alien trees but has limited influence on species composition. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01189-1>

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2019). Estimativas populacionais para os municípios e para as Unidades da Federação brasileiros em 01.07.2017. Disponível em:
<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2017/estimativa_dou.shtm>
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Catálogo do INPE - Divisão de geração de imagens. Disponível em: <<http://www2.dgi.inpe.br/catalogo/explore>> Acesso em Agosto de 2020.
- Inteligência SEBRAE. SEBRAE, (2019). Disponível em:
<<https://www.inteligencia-sebraemg.com.br/identidade-infraestrutural>>. Acesso em: 30, outubro de 2021.
- Jari Oksanen F, Blanchet G, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E and Wagner H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7.
<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Jauni M & Ramula S. (2015). Meta-analysis on the effects of exotic plants on the fitness of native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17(5): 412-420.
<https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.06.002>.
- Johnson MTJ & Munshi-South J. (2017). Evolution of life in urban environments. *Science* 358. DOI: 607. 10.1126/science.aam8327
- Johnson MTJ, Thompson KA & Saini HS. (2015). Plant evolution in the urban jungle. *American Journal of Botany*, 102: 1951–1953. <https://doi.org/10.3732/ajb.1500386>.
- Kern EMA and Lagerhans RB. (2018). Urbanization drives contemporary evolution in stream fish. *Global Change Biology* 24(6207). DOI: 10.1111/gcb.14115
- Kuhlmann M & Ribeiro JR. (2016). Evolution of seed dispersal in the Cerrado biome: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Botanica Brasilica*. doi:10.1590/0102-33062015abb0331.
- Lake JC & Leishman MR. (2004). Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological conservation*, 117(2), 215-226. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00294-5
- Lin BB & Fuller RA. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world's cities?. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1161-1168. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00294-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00294-5)
- Lobato JN, Azevedo RS, Correa EJA, Parreira AG, Alves SN & Silva AS. (2017). Cerrado Brazilian Biome: Characterization and Importance. *International Invention of Scientific Journal* 1(01), 1-19. Retrieved from <http://iisj.in/index.php/iisj/article/view/4>
- Lossová Z, Chytrý M, Danihelka J, Tichý L and Ricotta C. (2016). Biotic homogenization of urban floras by alien species: the role of species turnover and richness differences. *Journal of vegetation Science* 27(3): 452-459. DOI: 10.1111/jvs.12381
- McKinney ML. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11:171-176. DOI 10.1007/s11252-007-0045-4
- McKinney ML. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3): 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.

- Moro MF, Castro ASF & Araújo FS. (2011). Composição florística e estrutura de um fragmento de vegetação savânica sobre os tabuleiros pré-litorâneos na zona urbana de Fortaleza, Ceará. *Rodriguésia*. 62(2): 407-423.2011. DOI: 10.1590/2175-7860201162214
- Nunes, YRF et al. (2003). Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botanica Brasílica* 17(2): 213-229. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062003000200005>.
- Padulles Cubino J, Cavender-Bares J, Hobbie SE, Hall SJ, Trammell TLE, Neill C, Avolio ML, Darling LE and Groffman PM. (2019). Contribution of non-native plants to the phylogenetic homogenization of U.S. yard floras. *Ecosphere* 10(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2638>
- Palma E, Catford JA, Corlett RT, Duncan RP, Hahs AK, McCarthy MA, McDonnell MJ, Thompson K, Williams NSG. and Veski PA. (2016). Functional trait changes in the floras of 11 cities across the globe in response to urbanization. *Ecography* 40(7):875-886. doi:10.1111/ecog.02516
- Peres MK. Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. (2016). Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília.
- Potgieter LJ, Cadotte MW. (2020). The application of selected invasion frameworks to urban ecosystems. In: Wilson JR, Bacher S, Daehler CC, Groom QJ, Kumschick S, Lockwood JL, Robinson TB, Zengeya TA, Richardson DM (Eds) *Frameworks used in Invasion Science*. *NeoBiota* 62: 365–386. <https://doi.org/10.3897/neobiota.62.50661>
- Pyles MV, Magnago LFS, Borges ER et al. (2020). Land use history drives differences in functional composition and losses in functional diversity and stability of Neotropical urban forests. *Urban for Urban Green* 49:e126608. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126608>
- Qgis Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project, Versão 3.4.4 “Las Palmas”. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ricotta C and Moretti M. (2011). CWM and Rao’s quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167: 181–188. DOI 10.1007/s00442-011-1965-5
- Rizopoulos D. (2021). GLMMadaptive: Generalized Linear Mixed Models using Adaptive Gaussian Quadrature. R package version 0.8-2. <https://CRAN.R-project.org/package=GLMMadaptive>
- Sarmiento CM & Morato RG. (2010). Distribuição da cobertura vegetal do município de Lavras-MG por meio do NDVI. *Segunda Jornada Científica da Geografia: Paradigmas da Geografia e Contradições do Século XXI*. UFV.
- Silva ACC, Prata APN, Mello AA & Santos ACAS. (2013). Síndromes de dispersão de Angiospermas em uma Unidade de Conservação na Caatinga, SE, Brasil. *Hoehnea*. 40(4): 601-609. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062013000400003>

- Simberloff D. (2009). The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 81–102. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304>
- Simon MF & Pennington T. (2012). Evidence for Adaptation to fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado. *International Journal of the Plant Sciences* 173(6). DOI: 10.1086/665973.
- Thompson K & McCarthy MA. (2008). Traits of British alien and native urban plants. *Journal of Ecology*, 96(5), 853-859. doi: 10.1111/j.1365-2745.2008.01383.x
- Thompson KA, Renaudim M & Johnson MTJ. (2016). Urbanization drives the evolution of parallel clines in plant population. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283: 20162180. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.2180>.
- van der PIJL L. (1982). *Principles of dispersal in higher plants*. 3.ed. New York: Springer Verlag.
- Williams NSG, Hahs AK and Vesk PA. (2015). Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17:78–86. doi: 10.1016/j.ppees.2014.10.002
- Williams NSG, Schwartz MW, Vesk PA, McCarthy MA, Hahs AK, Clemants SE & McDonnell MJ. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology* 97(1): 4-9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>.

ANEXO A - Lista das espécies coletadas durante o estudo com informações sobre o hábito, status de invasão, tipo de síndrome e frequência de ocorrência por classe de intensidade de urbanização. MB: classe muito baixa; B: classe baixa; M: classe moderada; A: classe alta. **Hábito:** ARB= arbustivo, HERB= herbáceo, SUBARB=subarbustivo. **Status de invasão:** INV= invasora, NAT= nativa, NATZ= naturalizada. **Síndrome:** AUTO= autocoria, ANEM= anemocoria, ZOO= zoocoria.

Espécie	Hábito	Status de invasão	Síndrome	Frequência (%)			
				MB	B	M	A
<i>Acalypha communis</i> Mull. Arg.	HERB	NAT	AUTO	6.7	20	3.3	3.3
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	HERB	NATZ	ANEM	0	0	0	3.3
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	HERB	INV	ANEM	3	10	30	6.7
<i>Amaranthus lividus</i> L.	HERB	NATZ	ANEM	0	0	3.3	0
<i>Amaranthus spinosus</i> L.	HERB	INV	ZOO	3.3	3.3	3.3	6.7
<i>Amaranthus viridis</i> L.	HERB	NATZ	ANEM	0	0	0	3
<i>Andropogon bicornis</i> L.	HERB	NAT	ANEM	3	0	0	0
<i>Antigonon leptopus</i> Hook & Arn.	HERB	NATZ	ZOO	0	0	0	3
<i>Baccharis coridifolia</i> DC.	SUBARB	NAT	ANEM	0	0	3	0
<i>Bidens alba</i> (L.) DC	HERB	NAT	ZOO	0	3	0	0
<i>Bidens pilosa</i> L.	HERB	INV	ZOO	10	23.3	23.3	13.3
<i>Bidens sulphurea</i> (Cav) Sch. Bip.	HERB	INV	ZOO	0	6.7	0	3.3
<i>Brachiaria brizantha</i> Stapf	HERB	NATZ	AUTO	0	3.3	0	0
<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf	HERB	INV	AUTO	40	3.3	6.7	3.3
<i>Brachiaria mutica</i> (Forssk.) Stapf	HERB	NATZ	AUTO	0	0	0	3
<i>Brachiaria plantaginea</i> (Link) Hitchc	HERB	NATZ	AUTO	0	0	3	0
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	HERB	INV	ZOO	6.7	16.7	3.3	3.3
<i>Chloris radiata</i> (L.) Srw	HERB	INV	AUTO	0	6.7	0	3.3
<i>Chloris elata</i> Desv.	HERB	NAT	ANEM	3	0	0	0
<i>Cleome</i> sp.	SUBARB	NATZ	AUTO	6.7	0	0	3.3
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	HERB	NATZ	ANEM	3.3	3.3	0	0
<i>Conyza candensis</i> (L.) Cronquist	HERB	NATZ	ANEM	6.7	0	0	3.3
<i>Cosmos caudatus</i> Kunth.	SUBARB	NATZ	ZOO	0	3.3	0	0
<i>Crotalaria incana</i> L.	SUBARB	NAT	AUTO	3	0	0	0
<i>Croton glandulosus</i> L.	SUBARB	NAT	ZOO	6.7	0	0	0
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers	HERB	INV	AUTO	3.3	10	3	3

Espécie	Hábito	Status de invasão	Síndrome	Frequência (%)			
				MB	B	M	A
<i>Cyperus esculentus</i> L.	HERB	NATZ	AUTO	0	3	0	3
<i>Cyperus iria</i> L.	HERB	NAT	AUTO	0	0	0	3
<i>Cyperus rotundus</i> L.	HERB	INV	AUTO	6.7	6.7	3.3	6.7
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	HERB	NAT	AUTO	0	0	0	3
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	SUBARB	NAT	ZOO	6.7	0	0	0
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	HERB	NATZ	AUTO	6.7	0	0	0
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop	HERB	INV	AUTO	3	3	3	6.7
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn	HERB	INV	AUTO	30	40	46.7	66.7
<i>Emilia coccinea</i> (Sims) G. Don	HERB	NATZ	ANEM	0	6.7	0	0
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	HERB	INV	ANEM	6.7	10	10	20
<i>Eragrostis airoides</i> Nees	HERB	NATZ	AUTO	3	0	0	0
<i>Eragrostis articulata</i> (Schränk.) Nees	HERB	NAT	AUTO	6.7	20	36.7	13.3
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv	HERB	INV	AUTO	23.3	40	26.7	30
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	HERB	NAT	AUTO	0	0	3	3
<i>Euphorbia hirta</i> (L.) Millp	HERB	INV	AUTO	33.3	70	56.7	86.7
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> (L.) Small	HERB	NAT	AUTO	3.3	0	10	23.3
<i>Euphorbia prostrata</i> (Aiton) Small	HERB	NAT	AUTO	16.7	3.3	36.7	26.7
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	HERB	INV	ANEM	10	10	26.7	30
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav.	HERB	NATZ	ANEM	0	6.7	0	0
<i>Gnaphalium</i> <i>pensylvanicum</i> Willd	HERB	NAT	ANEM	0	0	3	0
<i>Hypochaeris brasiliensis</i> (Less.) Griseb	HERB	NAT	AUTO	3.3	0	3	3
<i>Lepidium virginicum</i> L.	HERB	INV	ANEM	3	13.3	0	6.7
<i>Luffa cylindrica</i> M. Roem	HERB	NATZ	ZOO	3	0	0	0
<i>Malvastrum</i> <i>coromandelianum</i> (L.) Garcke	SUBARB	NAT	AUTO	0	3	0	0
<i>Melampodium</i>	HERB	NAT	AUTO	3	0	0	0

Espécie	Hábito	Status de invasão	Síndrome	Frequência (%)			
				MB	B	M	A
<i>paniculatum</i> Gardner							
<i>Mollugo verticillata</i> L.	HERB	NAT	AUTO	3.3	16.7	10	13.3
<i>Oxalis corniculata</i> L.	HERB	INV	AUTO	0	3	3	6.7
<i>Panicum sp.</i>	HERB	NAT	ZOO	0	0	3	0
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	HERB	NATZ	AUTO	3	0	0	0
<i>Paspalum notatum</i> Fluggé	HERB	NAT	AUTO	0	3.3	10	3.3
<i>Paspalum nutans</i> Lam	HERB	NAT	AUTO	3	0	0	0
<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	HERB	NAT	ANEM	3	0	0	0
<i>Paspalum sp.</i>	HERB	NAT	ZOO	3	0	0	0
<i>Paspalum urvillei</i> Steud	HERB	NAT	AUTO	0	0	3	3
<i>Pennisetum setosum</i> (Srw.) Rich.	HERB	NAT	ANEM	6.7	0	0	0
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	HERB	NAT	ZOO	0	13.3	23.3	16.7
<i>Plantago major</i> L.	HERB	NATZ	AUTO	0	3.3	10	0
<i>Polycala violacea</i> Aubl.	HERB	NAT	AUTO	3.3	0	0	0
<i>Polygonum capitatum</i> Buch-Ham. ex D. Don	HERB	NATZ	AUTO	0	0	3.3	6.7
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jaoq.) Cass	HERB	NAT	ANEM	0	3	0	0
<i>Portulaca oleracea</i> L.	HERB	INV	AUTO	16.7	23.3	16.7	16.7
<i>Pseudelephantopus spiralis</i> Cronquist	HERB	NAT	ANEM	0	0	0	3
<i>Pycreus polystachyos</i> (Rottb) P. Beauv	HERB	NAT	AUTO	0	0	3	3
<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	HERB	INV	ANEM	23.3	0	3	6.7
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	HERB	NAT	ZOO	10	20	3.3	10
<i>Richardia scabra</i> L.	HERB	NAT	ZOO	3.3	6.7	0	3.3
<i>Riencourtia oblongifolia</i> Gardner	HERB	NAT	AUTO	0	0	3.3	0
<i>Rumex crispus</i> L.	HERB	NATZ	ANEM	0	0	0	3
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	HERB	NAT	ANEM	6.7	16.7	16.7	20
<i>Sida acuta</i> Burm. f.	SUBARB	NAT	ZOO	0	0	0	3
<i>Sida glaziovii</i> K. Schum	SUBARB	NAT	ZOO	16.7	3	0	0
<i>Sida spinosa</i> L.	SUBARB	NAT	ZOO	0	3	0	3
<i>Sida urens</i> L.	SUBARB	NAT	ZOO	0	3	0	0
<i>Siegesbeckia orientalis</i> L.	HERB	NATZ	ZOO	0	3	0	0
<i>Solanum americanum</i>	HERB	NAT	ZOO	0	3	3	3

Espécie	Hábito	Status de invasão	Síndrome	Frequência (%)			
				MB	B	M	A
Mill.							
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	HERB	INV	ANEM	3	3	0	3
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	HERB	NAT	AUTO	0	0	0	3
<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg	HERB	NATZ	ANEM	0	3	0	0
<i>Tridax procumbens</i> L.	HERB	INV	ANEM	6.7	6.7	13.3	6.7
<i>Verbena litoralis</i> Kunth	ARB	NAT	AUTO	0	6.7	0	0
<i>Waltheria indica</i> L.	HERB	NAT	AUTO	3	0	0	0
<i>Youngia japonica</i> (L.) Benth	HERB	NATZ	ANEM	0	3	0	0