

VALÉRIA DE FATIMA SILVA

**NEUTRALIZAÇÃO DE CARBONO: ADAPTABILIDADE E  
DESENVOLVIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NO AMBIENTE  
URBANO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da  
Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

S586n  
2019  
Silva, Valéria de Fatima, 1991-  
Neutralização de carbono: adaptabilidade e desenvolvimento de  
espécies florestais no ambiente urbano / Valéria de Fatima Silva. - Viçosa,  
MG, 2019.  
xi, 57 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Inclui bibliografia.

1. Arborização das cidades. 2. Ecossistemas. 3. Sequestro de carbono.  
4. Mudanças climáticas. 5. Planejamento urbano. I. Universidade Federal de  
Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de Pós-Graduação  
em Ciência Florestal. II. Título.

CDO adapt. CDD 22. ed. 634.9233

VALÉRIA DE FATIMA SILVA

**NEUTRALIZAÇÃO DE CARBONO: ADAPTABILIDADE E  
DESENVOLVIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NO AMBIENTE  
URBANO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 19 de março de 2019.



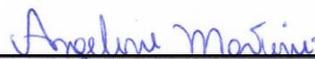
---

Wantuelfer Gonçalves



---

Eliana Boaventura Bernardes Moura  
Alves



---

Angeline Martini  
(Coorientadora)



---

Laércio Antônio Gonçalves Jacovine  
(Orientador)

*À minha avó, Maria José e ao meu amigo, Maurício Mendes (r.i.p.),*

*Dedico!*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de bondade, serenidade e persistência

Aos meus pais, Moisés e Bibiana, minha base, essência e fortaleza. Minha irmã, Ana Paula e meu cunhado, Marlon, exemplos de determinação e coragem. Ao Felipe, meu pequeno ser de luz.

Ao meu avô, Vicente, pelo exemplo de vida.

Às minhas primas, especialmente Maria das Graças e Viviane, por todo carinho e incentivo.

Ao meu orientador e amigo, Laércio Jacovine, por toda confiança e estímulo a nunca desistir.

Ao meu coorientador, colega e amigo, Carlos Torres, por me desafiar a ir cada vez mais longe e me ajudar a ser cada vez melhor.

À minha coorientadora, Angeline Martini, por todo encorajamento e provocações.

À Aline e Isabela, minhas pequenas meninas, fontes de uma alegria inestimável.

Às amigas-irmãs de república, Ana Clara e Luísa, por tornarem os dias mais leves e afáveis, e por me proporcionarem ótimos momentos de diversão. Ao Guilherme, o melhor agregado dessa casa.

À Isabella Faustino, por encarar comigo diversos desafios, me apoiar e, às vezes, confiar mais no meu potencial do que eu mesma.

Ao meu leãozinho, Mariany, por toda meiguice, e toda paz que me passa apenas com o olhar.

Ao Rafael Cacilhas, por todo carinho, apoio e paciência.

Ao Dan, um presente da vida, que me fez ir mais longe do que eu imaginava ser capaz.

Ao Cássio e Andressa, por dividirem vários momentos e proporcionarem as melhores risadas.

Ao Lucas, Marina Azevedo, Isabella, Érico, Andressa, Bruno, Cássio, Clara, Daniel, Mariany, Marina Favaro e Mateus por todo o apoio e diversão, sem vocês esse trabalho não seria possível.

Ao Pedro Mota, pela amizade, parceria e apoio.

Ao Michael, Paula, Rômulo, Welton e demais amigos da UFV, por todo apoio.

À Eliomara Matos, por todo o carinho e confiança.

Ao Grupo de Estudos em Economia Ambiental e Manejo Florestal por todo apoio e oportunidades de crescimento pessoal e profissional.

Ao Carbono Zero por todos os desafios e oportunidades.

Ao Departamento de Engenharia Florestal, Pró-reitoria de Extensão e Cultura e à Universidade Federal de Viçosa.

A todos os amigos e colegas do curso de Engenharia Florestal e da pós-graduação em Ciência Florestal.

“(...)  
Recomece, se refaça,  
relembre o que foi bom,  
reconstrua cada sonho,  
redescubra algum dom,  
reaprenda quando errar,  
rebole quando dançar,  
e se um dia, lá na frente,  
a vida der uma ré,  
recupere sua fé  
e RECOMECE novamente.”  
(Bráulio Bessa)

“Engenharia Florestal é a única profissão onde se tem o escritório perfeito.  
Tem-se as florestas como parede e o céu como teto.”  
(Brun)

## **BIOGRAFIA**

VALÉRIA DE FATIMA SILVA, filha de Moisés Teodoro Silva e Bibiana de Fatima Cantarino Silva, nasceu no dia 21 de outubro de 1991, na cidade de Barbacena, Minas Gerais.

Em 2008, concluiu o ensino médio no Colégio Imaculada Conceição, em Barbacena, Minas Gerais.

No ano de 2010 ingressou no curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais, concluindo-o no ano de 2015.

Em 2017, ingressou no Programa de Pós-graduação em Ciência Florestal da UFV, em nível de Mestrado, defendendo sua dissertação, intitulada “Neutralização de carbono: adaptabilidade e desenvolvimento de espécies florestais no ambiente urbano”, em março de 2019.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT .....	x
INTRODUÇÃO GERAL .....	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	4
CAPÍTULO 1 .....	7
INCREMENTO MÉDIO ANUAL EM VOLUME DE ESPÉCIES FLORESTAIS NO AMBIENTE URBANO.....	7
RESUMO.....	7
CHAPTER 1 .....	9
ABSTRACT .....	9
INTRODUÇÃO .....	11
MATERIAL E MÉTODOS .....	13
RESULTADOS .....	17
DISCUSSÃO .....	21
CONCLUSÃO.....	24
REFERÊNCIAS .....	25
CAPÍTULO 2 .....	28
ESPÉCIES POTENCIAIS PARA A NEUTRALIZAÇÃO DE CARBONO EM ÁREAS URBANAS .....	28
RESUMO.....	28
CHAPTER 2 .....	30
ABSTRACT .....	30
INTRODUÇÃO .....	32
MATERIAL E MÉTODOS .....	34
RESULTADOS .....	38
DISCUSSÃO .....	45
CONCLUSÃO.....	50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	51
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	57

## RESUMO

SILVA, Valéria de Fatima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2019. **Neutralização de carbono: adaptabilidade e desenvolvimento de espécies florestais no ambiente urbano.** Orientador: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine. Coorientadores: Angeline Martini e Carlos Moreira Miquelino Eleteo Torres.

As cidades brasileiras cresceram de maneira desordenada e sem a devida preocupação com a incorporação da vegetação nestes locais. Apenas na década de 1990, com a Agenda 21, se iniciou as discussões acerca de cidades sustentáveis e de conservação da biodiversidade também no ambiente urbano. Os benefícios ecossistêmicos gerados pelas árvores no ambiente urbano são diversos, desde a amenização climática, remoção de poluentes atmosféricos e bem-estar psicológico à população. A quantificação e valoração desses benefícios é dependente da qualidade do planejamento urbano e pode ser feito mediante informações acerca das taxas de crescimento das espécies no ambiente urbano. Dessa forma, o objetivo geral foi avaliar a influência do comportamento de espécies florestais no ambiente urbano na neutralização de carbono, frente à questão das mudanças climáticas. O trabalho foi dividido em dois capítulos. No primeiro capítulo, objetivou-se estimar as taxas de crescimento volumétrico de espécies florestais no ambiente urbano em Viçosa, Minas Gerais, Brasil. Diante das análises, foi possível estimar que as espécies lenhosas crescem a uma taxa média de  $0,028 \pm 0,027 \text{ m}^3 \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , ao passo que palmeiras,  $0,056 \pm 0,093 \text{ m}^3 \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , sendo *Anadenanthera macrocarpa* e *Roystonea oleracea*, as espécies com os maiores crescimentos individuais. Constatou-se também que a impermeabilização do solo próximo aos indivíduos influencia no desenvolvimento, porém o efeito é diverso e necessita de um aprofundamento. O segundo capítulo foi focado em identificar espécies potenciais para neutralizar carbono no ambiente urbano. Foi observado que as espécies lenhosas contribuem mais com a remoção de dióxido de carbono atmosférico,  $32,565 \pm 33,090 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , porém a contribuição das espécies de palmeiras não deve ser desconsiderada. As espécies estudadas foram agrupadas em cinco grupos a partir da contribuição anual na neutralização de carbono, podendo, dessa forma, ser priorizado aqueles com maior contribuição, durante o planejamento da arborização urbana. Em geral, observou-se que os indivíduos com condição fitossanitária boa, se desenvolveram melhor no

ambiente, contribuindo assim com uma maior remoção de gás carbônico atmosférico. Ao se incluir informações acerca da adaptabilidade de cada espécie às informações de neutralização anual de carbono, houve um reordenamento das espécies potenciais para o ambiente urbano.

## ABSTRACT

SILVA, Valéria de Fatima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2019. **Carbon neutralization: adaptability and development of forest species in the urban environment.** Adviser: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine. Co-advisers: Angeline Martini and Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.

The Brazilian cities grew in a disorderly way and without the due concern with the vegetation incorporation in these places. Only in the 1990s, with Agenda 21, the discussions about sustainable cities and biodiversity conservation in the urban environment began. The ecosystem benefits generated by the trees in urban environment are diverse, from climate mitigation, atmospheric pollutants removal and psychological well-being. The quantification and valuation of these benefits is dependent on the urban planning quality and can be done through information about the species growth rates in the urban environment. Thus, the general objective was to evaluate the influence of the behavior of forest species in the urban environment in the neutralization of carbon, in the face of the issue of climate change. The work was divided into two chapters. In the first chapter, the objective was to estimate the forest species volumetric growth rates in the urban environment in Viçosa, Minas Gerais, Brazil. Considering the analyzes, it was possible to estimate that the woody species grow at an average rate of  $0.028 \pm 0.027 \text{ m}^3 \text{ ind}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , whereas palm trees,  $0.056 \pm 0.093 \text{ m}^3 \text{ ind}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , being *Anadenanthera macrocarpa* and *Roystonea oleracea*, the species with the highest individual growths. It was also verified that the soil sealing close to the individuals influences the development, but the effect is diverse and needs a more in-depth study. The second chapter focused on identifying potential species to neutralize carbon in the urban environment. It was observed that woody species contribute more to the atmospheric carbon dioxide removal,  $32,565 \pm 33,090 \text{ kgCO}_2\text{e} \text{ ind}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , but the contribution of palm species should not be disregarded. The studied species were grouped in five groups from the annual contribution in the carbon neutralization, being able, therefore, to prioritize those with greater contribution, during the planning of the urban afforestation. In general, it was observed that the individuals with good phytosanitary condition, developed better in the environment, thus contributing to a greater contribution in the removal of atmospheric carbon dioxide. By including information about the adaptability of each species to the annual carbon

neutralization information, there was a rearrangement of the potential species for the urban environment.

## INTRODUÇÃO GERAL

As cidades brasileiras cresceram de maneira desordenada e as consequências da falta de planejamento despertou, em diversos atores sociais, a importância da incorporação da vegetação nesses ambientes (GOMES; SOARES, 2003). A infraestrutura verde urbana pode ser compreendida como sendo um conjunto de espaços verdes interconectados, onde valores naturais são conservados e diversos benefícios ecossistêmicos gerados (COUTTS; HAHN, 2015). Parques, florestas, praças, hortas comunitárias e paisagens naturais podem compor a infraestrutura verde urbana (AMATO-LOURENÇO *et al.*, 2016).

Os primeiros jardins brasileiros integrados como componentes das cidades surgiram com chegada da família real portuguesa, ainda no século XVIII, porém ainda pouco planejados (GOMES; SOARES, 2003). Apenas na década de 1990, com a aprovação da Agenda 21 pela Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, intensificou-se as discussões para cidades sustentáveis e conservação da biodiversidade (MARCONDES, 1999).

As espécies preconizadas inicialmente nas áreas urbanas, *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton, *Melia axedarach* L., *Platanus occidentalis* L. e *Lagerstroemia indica* L., seguiam as tendências europeias e norte-americanas, ocorrendo valorização de exemplares exóticos à flora brasileira (OLIVEIRA *et al.*, 2013). Nos dias atuais, *Caesalpinia ferrea* Mart. ex Tul., *Poincianella pluviosa* (DC.) LP Querioz, *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. EX DC.) Mattos, *Jacaranda mimosifolia* Don, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Bauhinia variegata* L., *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A. DC.) Mattos, *Lagerstroemia speciosa* (L.) Pers., *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch, *Michelia champaca* L., *Tabebuia roseo-alba* (Ridl.) Sandwith e *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn são espécies consagradas e encontradas em diversos centros urbanos no país (SANTOS *et al.*, 2015).

A vegetação presente nos ambientes urbanos tem sido um importante indicador da qualidade ambiental e tem sido estudada por diversos pesquisadores, tanto em níveis técnicos como científicos (BARGOS; MATIAS, 2011). A utilização de árvores para compor o ambiente urbano proporciona um ambiente físico mais saudável, eleva a permeabilidade do solo, atenua os extremos climáticos urbanos,

diminuindo a sensação térmica e elevando a umidade do ar, proporciona sombra, atua como corredor ecológico, além de diminuir a poluição atmosférica, neutralizar gás carbônico e causar bem estar psicológico à população (COSTA; MACHADO, 2009; GENGO; HENKES, 2012; ROSSATTO; TSUBOY; FREI, 2008; SANTOS *et al.*, 2015).

Os primeiros estudos visando quantificar e valorar os benefícios advindos das árvores no ambiente urbano ocorreram na década de 60 (SILVA FILHO; TOSETTI, 2010). Hoje, assume-se que a geração destes benefícios é altamente dependente da qualidade do planejamento da arborização (PIVETTA; SILVA FILHO, 2002) e das práticas de manejo e manutenção adotadas (DWYER *et al.*, 1992). Conhecer as taxas de crescimento das espécies em ambiente urbano pode subsidiar os planos de arborização urbana, pois permite estimar os requisitos por espaços em relação à idade dos indivíduos; o porte futuro pode ser critério para selecionar as espécies e; as relações alométricas proporcionadas auxiliam nas ações silviculturais aplicadas para evitar conflitos e danos nas estruturas urbanas (DAHLHAUSEN *et al.*, 2016). As taxas de crescimento das espécies também podem ser usadas para a modelagem de benefícios ambientais, embora exista uma lacuna acerca do desenvolvimento de indivíduos na área urbana (LACY; SHACKLETON, 2014).

A estimativa do crescimento das árvores urbanas é um desafio, pois poucos trabalhos foram realizados e esses foram principalmente nos Estados Unidos, China e Alemanha (VAZ MONTEIRO, LEVANIC, DOICK, 2017; STROHBACH, ARNOLD, HAASE, 2012). A elucidação do desenvolvimento das espécies no ambiente urbano é importante também para se conhecer a contribuição desses indivíduos na neutralização de dióxido de carbono e assim, compreender o papel do espaço verde urbano nas mudanças climáticas (TANG; CHEN; ZHAO, 2016).

Os centros urbanos tem importante papel na emissão de gases de efeito estufa, em especial o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), e emitem cerca de 67% das emissões globais, devido ao consumo de energia, transporte e conversão de áreas naturais em ambientes construídos (SVIREJEVA-HOPKINS *et al.*, 2004; CHURKINA, 2008; BULKELEY, 2012). As árvores nesse ambiente contribuem para diminuir a concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico, através do processo de fotossíntese. Esse armazenamento biótico e de longo prazo de carbono contribui positivamente com o ciclo global de carbono (del CASTILLO *et al.*, 2018). Acredita-se que, devido à grande quantidade de estoque e alto teor de carbono, a contribuição na neutralização de carbono por árvores na região tropical é ainda mais relevante (FIGUEIREDO FILHO

*et al.*, 2017). Porém o potencial de neutralização neste ambiente é estimado a partir de evidências científicas limitadas (CHRISTEN *et al.*, 2011; PETERS; McFADDEN, 2012; PINCETL *et al.*, 2013; WEISSERT; SALMOND; SCHWENDENMANN, 2017) e necessita de uma melhor elucidação.

Em face disso, os objetivos são estimar a taxa de crescimento e neutralização de carbono em árvores urbanas, bem como avaliar a adaptabilidade dessas às condições adversas do ambiente urbano.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMATO-LOURENÇO, L. F.; MOREIRA, T. C. L.; ARANTES, B. L. de; SILVA FILHO, D. F. da; MAUAD, T. Metrôpoles, cobertura vegetal, áreas verdes e saúde. **Estudos Avançados**, v. 30, n. 86, p. 113–130, 2016.

BARGOS, D. C.; MATIAS, L. F. Áreas verdes urbanas: Um estudo de revisão e proposta conceitual. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 3, p. 172–188, 2011.

BULKELEY, H. **Climate change and cities**. 1ª edição. London: Routledge, 2012.

CHRISTEN, A.; COOPS, N. C.; CRAWFORD, B. R.; KELLETT, R.; LISS, K. N.; OLCHOVSKI, I.; OOKE, T. R.; van der LAAN, M.; VOOGT, J. A. Validation of modeled carbon-dioxide emissions from an urban neighborhood with direct eddy-covariance measurements. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 33, p. 6057–6069, 2011.

CHURKINA, G. Modeling the carbon cycle of urban systems. **Ecological Modelling**, v. 216, n. 2, p. 107–113, 2008.

COSTA, I. S.; MACHADO, R. R. B. A arborização do *campus* da UESPI- Poeta Torquato Neto em Teresina - PI: Diagnóstico e monitoramento. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 4, p. 32–46, 2009.

COUTTS, C.; HAHN, M. Green infrastructure, ecosystem services, and human health. **International Journal of Environment Research and Public Health**, v. 12, n. 1, p. 9768–9798, 2015.

DAHLHAUSEN, J.; BIBER, P.; RÖTZER, T.; UHL, E.; PRETZSCH, H. Tree species and their space requirements in six urban environments worldwide. **Forests**, v. 7, n. 6, p. 111–119, 2016.

del CASTILLO, E. M.; TEJEDOR, E.; SERRANO-NOTIVOLI, R.; NOWAK, K.; SAZ, M. Á.; LONGARES, L. A.; de LUIS, M. Contrasting patterns of tree growth of Mediterranean pine species in the Iberian Peninsula. **Forests**, v. 9, n. 7, p. 416–431, 2018.

DWYER, J. F.; McPHERSON, E. G.; SCHROEDER, H. W.; ROWNTREE, R. A. Assessing the benefits and costs of the urban forest. **Journal of Arboriculture**, v. 18, n. 5, p. 227–234, 1992.

FIGUEIREDO FILHO, A.; RETSLAFF, F. de S.; RETSLAFF, F. de S.; LONGI-SANTOS, T.; STEPKA, T. F. Crescimento e idade de espécies nativas regenerantes sob plantio de *Araucaria angustifolia* no Paraná. **Floresta e Ambiente**, v. 24, n. 1, p. e00104814, 2017.

GENGO, R. DE C.; HENKES, J. A. A utilização do paisagismo como ferramenta na preservação e melhoria ambiental em área urbana. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 55, 2012.

GOMES, M. A. S.; SOARES, B. R. A vegetação nos centros urbanos: Considerações sobre os espaços verdes em cidades médias brasileiras. **Estudos Geográficos**, v. 1, n. 1, p. 19–29, 2003.

LACY, P. DE; SHACKLETON, C. M. The comparative growth rates of indigenous street and garden trees in Grahamstown, South Africa. **South African Journal of Botany**, v. 92, n. 1, p. 94–96, 2014.

MARCONDES, M. J. A. **Cidade e natureza: proteção dos mananciais e exclusão social**. São Paulo: Edusp, 1999.

OLIVEIRA, M. de; PERETTI, C.; BUDKE, J. C.; SANTOS, S. C. dos; CORAZZA, T.; GOMES, S.; QUAROS, F. R. de; DECIAN, V. S.; ZANIN, E. M. Reflexos da evolução urbana sobre a arborização em Erechim, Sul do Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 8, n. 2, p. 86–103, 2013.

PETERS, E. B.; McFADDEN, J. P. Continuous measurements of net CO<sub>2</sub> exchange by vegetation and soils in a suburban landscape. **Journal of Geophysical Research**, v. 117, n. G3, p. 1–16, 2012.

PINCETL, S.; GILLESPIE, T.; PATAKI, D. E.; SAATCHI, S.; SAPHORES, J. Urban tree planting programs, function or fashion? Los Angeles and urban tree planting campaigns. **GeoJournal**, v. 78, n. 33, p. 475–493, 2013.

PIVETTA, K. F. L.; SILVA FILHO, D. F. da. **Arborização urbana**. Jaboticabal: UNESP, FCAV; FUNEP, 2002. 74p.

ROSSATTO, D. R.; TSUBOY, M. S. F.; FREI, F. Arborização urbana na cidade de Assis-SP: Uma abordagem quantitativa. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 3, n. 3, p. 1–16, 2008.

SANTOS, A.; MORAES, R.; ISFER, A. C. A.; ALFACE, B. S. Manual técnico de arborização urbana. 2015. Disponível em: <<http://prefeitura.sp.gov.br/arborizacaourbana>>; Acesso em: Fevereiro, 2019.

SILVA FILHO, D. F. DA; TOSETTI, L. L. Valoração das árvores no Parque do Ibirapuera - SP: Importância da infraestrutura verde urbana. **Revista LABVERDE**, v. 1, n. 1, p. 11–25, 2010.

STROHBACH, M.; ARNOLD, E.; HAASE, D. The carbon footprint of urban green space: A life cycle approach. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 2, p. 220–229, 2012.

SVIREJEVA-HOPKINS, A., SCHELLNHUBER, H. J. & POMAZ, V. L. Urbanised territories as a specific component of the global carbon cycle. **Ecological Modelling**, v. 173; n. 2–3, p. 295–312, 2004.

TANG, Y.; CHEN, A.; ZHAO, S. Carbon storage and sequestration of urban street trees in Beijing, China. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 1, p. 1–8, 2016.

VAZ MONTEIRO, M.; LEVANIC, T.; DOICK, K. J. Growth rates of common urban trees in five cities in Great Britain: A dendrochronological evaluation with an emphasis on the impact of climate. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 22, n. 1, p. 11–23, 2017.

WEISSERT, L. F.; SALMOND, J. A.; SCHWENDENMANN, L. Photosynthetic CO<sub>2</sub> uptake and carbon sequestration potential of deciduous and evergreen tree species in an urban environment. **Urban Ecosyst**, v. 20, n. 3, p. 663–674, 2017.

# CAPÍTULO 1

## INCREMENTO MÉDIO ANUAL EM VOLUME DE ESPÉCIES FLORESTAIS NO AMBIENTE URBANO

### RESUMO

SILVA, Valéria de Fatima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2019. **Incremento médio anual em volume de espécies florestais no ambiente urbano.** Orientador: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine. Coorientadores: Angeline Martini e Carlos Moreira Miquelino Eieto Torres.

As árvores no ambiente urbano proporcionam diversos benefícios ecossistêmicos à população, como por exemplo, diminuição da temperatura e aumento da umidade, sombreamento, melhoria da qualidade do ar, além de bem-estar físico e mental. Os benefícios ecossistêmicos podem ser potencializados a partir do conhecimento do crescimento das árvores em função das características do local onde são inseridas. Frente a isso, objetivou-se estimar o incremento médio anual em volume de espécies florestais no ambiente urbano, em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, bem como analisar a influência da impermeabilização do solo no desenvolvimento dos indivíduos. Para isso, foram estudadas trinta e uma espécies de lenhosas e palmeiras, escolhidas em função da estimativa de idade dos indivíduos por meio da análise de ortofotocartas e imagens online. A circunferência a altura do peito dos indivíduos estudados foi medida com fita métrica e depois convertida em diâmetro a altura do peito e a altura foi mensurada com Hipsômetro Vertex Laser. O volume dos indivíduos foi estimado por equações de Schumacher e Hall, ajustadas com dados de cubagem rigorosa realizadas no local de estudo. O incremento médio anual em volume foi calculado pela razão entre o volume e a idade de cada indivíduo. A permeabilidade do local de desenvolvimento dos indivíduos foi avaliada observando, o raio de 1,25 metros próximo a cada um, qual material era utilizado na cobertura do solo. Os indivíduos lenhosos apresentaram taxa de crescimento de  $0,028 \pm 0,027 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  e palmeiras,  $0,056 \pm 0,093 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ . As espécies com maiores taxas de crescimento foram *Anadenanthera macrocarpa* e *Roystonea oleracea*. A impermeabilização do solo ao redor do indivíduo afetou negativamente o crescimento de *Archontophoenix alexandrae*, *Bauhinia forficata*, *Handroanthus impetiginosus*, *Lagerstroemia speciosa* e *Roystonea oleracea*, ao passo que *Handroanthus serratifolius*, *Lagerstroemia indica*, *Murraya paniculata* e *Syagrus romanzoffiana* tiveram maior incremento anual em

condições impermeáveis. Isto indica que as espécies se comportam diferentemente em relação à impermeabilização, possivelmente em função das características radiculares. Assim, o efeito da impermeabilização é diverso e necessita de um aprofundamento. As diferenças no incremento médio anual em volume encontrada entre indivíduos lenhosos e palmeiras podem ser decorrentes de diferenças morfológicas que afetam o crescimento secundário dos indivíduos. As palmeiras crescem  $0,056 \pm 0,093 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , sendo que *Roystonea oleracea* apresenta crescimento 90% maior que as demais espécies estudadas. A taxa de crescimento de árvores no ambiente urbano,  $0,028 \pm 0,027 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  é alto quando comparado com espécies em fragmentos florestais e plantios experimentais. A amplitude na taxa de crescimento das árvores e palmeiras indica a variação comportamental das espécies, sendo uma informação relevante para o planejamento urbano, de forma a se obter maior sucesso na arborização.

**Palavras-chave:** Arborização urbana; crescimento volumétrico; planejamento urbano; manejo florestal.

## CHAPTER 1

### AVERAGE ANNUAL INCREASE IN THE VOLUME OF FOREST SPECIES IN THE URBAN ENVIRONMENT.

#### ABSTRACT

SILVA, Valéria de Fatima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2019. **Average annual increase in the volume of forest species in the urban environment.** Adviser: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine. Co-advisers: Angeline Martini and Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.

Trees in the urban environment provide several ecosystemic benefits to the population, such as decreasing temperature and increasing humidity, shading, improving air quality, as well as physical and mental well-being. The ecosystem benefits can be enhanced by knowledge of the growth of trees depending on the characteristics of the place where they are inserted. In light of this, the objective was to estimate the average annual increase in forest species in the urban environment, in Viçosa, Minas Gerais, Brazil, as well as to analyze the influence of soil sealing on the development of individuals. Thirty-one species of woody and palm trees were selected based on the age estimation of the individuals through the analysis of orthophotographs and online images. The waist circumference of the individuals studied was measured with a tape measure and then converted to chest height and height was measured with Vertex Laser Hypsometer. The volume of the individuals was estimated by equations of Schumacher and Hall, adjusted with rigorous cubage data performed at the study site. The mean annual increase in volume was calculated by the ratio between the volume and the age of each individual. The permeability of the individuals developmental site was evaluated by observing, the radius of 1.25 meters near each one, which material was used in the soil cover. The woody individuals presented a growth rate of  $0.028 \pm 0.027 \text{ m}^3 \text{ year}^{-1}$  and palm trees,  $0.056 \pm 0.093 \text{ m}^3 \text{ year}^{-1}$ . The species with the highest growth rates were *Anadenanthera macrocarpa* and *Roystonea oleracea*. soil sealing around the individual adversely affected the growth of *Archontophoenix alexandrae*, *Bauhinia forficata*, *Handroanthus impetiginosus*, *Lagerstroemia speciosa* and *Roystonea oleracea*, whereas *Handroanthus serratifolius*, *Lagerstroemia indica*, *Murraya paniculata* and *Syagrus romanzoffiana* had the highest annual increase under impermeable conditions. This indicates that species behave differently in relation to soil sealing, possibly due to root characteristics. Thus, the soil sealing effect is diverse and needs a deepening. The differences in mean annual increment in volume found between woody individuals and palms may be due to morphological differences that affect the secondary growth of individuals. The palms grow  $0.056 \pm 0.093 \text{ m}^3 \text{ year}^{-1}$ , and *Roystonea oleracea* grows 90% higher than the other species studied. The growth rate of trees in the urban environment,  $0.028 \pm 0.027 \text{ m}^3 \text{ year}^{-1}$  is high when compared to species in forest fragments and experimental plantations. The amplitude in the growth rate of the woody and palm trees indicates the behavioral variation of the species, being a relevant information for the urban planning, in order to obtain greater success in the afforestation.

**Keywords:** Average annual increase in volume; forest management; urban afforestation; urban planning.

## INTRODUÇÃO

A utilização de árvores para compor o ambiente urbano proporciona um ambiente físico mais saudável para a população (ROSSATTO; TSUBOY; FREI, 2008). A melhoria da qualidade do microclima local, com diminuição da temperatura e elevação da umidade; preservação ambiental; atração da avifauna; redução dos níveis de poluição sonora e visual; barreira natural contra ventos; revalorização de espaços contemporâneos; beleza cênica e bem-estar físico e mental à população (GENGO; HENKES, 2013) são benefícios da arborização urbana. Dessa forma, a inclusão de árvores no ambiente urbano também é responsável por melhorar as condições adversas do ambiente, garantindo uma melhor habitabilidade nas cidades (LACY; SHACKLETON, 2014).

Esses benefícios dependem da abundância, tamanho e crescimento dos indivíduos sendo que, para potencializá-los, é necessário melhorar a compreensão sobre a forma de desenvolvimento das espécies nesse ambiente, o que ainda é uma lacuna, principalmente para espécies nativas ( LACY; SHACKLETON, 2014; EVANS *et al.*, 2017). Essas informações são relevantes também para a seleção apropriada de espécie, escolha do local de plantio, espaçamento entre árvores, distâncias em relação à outros componentes urbanos, direcionamentos para sombreamento, e práticas silviculturais necessárias (SEMENZATO; CATTANEO; DAINESE, 2011; PRETZSCH *et al.*, 2015).

As taxas de crescimento das árvores e palmeiras urbanas variam em função da espécie, condição climática local, umidade, volume, porosidade e química do solo, irradiância do dossel e qualidade do ar (IAKOVGLOU *et al.*, 2001; MORGENROTH; BUCHAN; SCHARENBRUCH, 2013; BOUKILI *et al.*, 2017; FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2017). A pavimentação da superfície do solo é um fator limitante do crescimento devido à compactação e condições adversas geradas, como aeração reduzida, baixa infiltração de água e menor acúmulo de matéria orgânica (VISWANATHAN *et al.*, 2011; LAWRENCE *et al.*, 2012). Aliado à isso, as condições de plantio, estratégias de manejo adotadas, como irrigação e poda, e as pessoas que se beneficiam das árvores urbanas também influenciam no crescimento e, podem, dessa forma, haver diferenças dentro e entre localidades ( SEMENZATO; CATTANEO; DAINESE, 2011; VOGT *et al.*, 2015).

A arborização de cidades no Brasil é realizada utilizando espécies palmeiras e árvores e arbustos lenhosos. Morfologicamente, os dois grandes grupos, palmeiras e lenhosas, apresentam diversas diferenças como a estrutura radicular, o crescimento secundário, tipo de inserção foliar e de nervuras. Para a arborização urbana, outra diferença importante é o sistema de crescimento dos caules. Em palmeiras o crescimento ocorre por meio de uma única gema apical, que persiste por toda a vida e impede que os indivíduos sejam podados. Em contrapartida, a maioria das espécies lenhosas apresenta crescimento simpodial, onde várias gemas conduzem o desenvolvimento de vários eixos, podendo, dessa forma, ser realizado podas nos indivíduos, sem comprometer seu desenvolvimento.

Frente a isso, os objetivos foram estimar o incremento médio anual em volume de espécies florestais no ambiente urbano, em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, bem como analisar a influência da impermeabilização do solo no desenvolvimento dos indivíduos.

## MATERIAL E MÉTODOS

As espécies florestais presentes nas vias de acesso, estacionamentos e gramados no *campus* da Universidade Federal de Viçosa em Viçosa, Minas Gerais, Brasil (20°45'14" S e 42°45'53" W) foram avaliadas (Figura 1). A vegetação da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), com clima Cwa (Köppen) e precipitação concentrada entre os meses de outubro e março. Em média, a temperatura máxima e mínima diária média e a precipitação anual foram de 27,2°C, 16°C e 1184,9 mm, respectivamente (UFV, 2018).

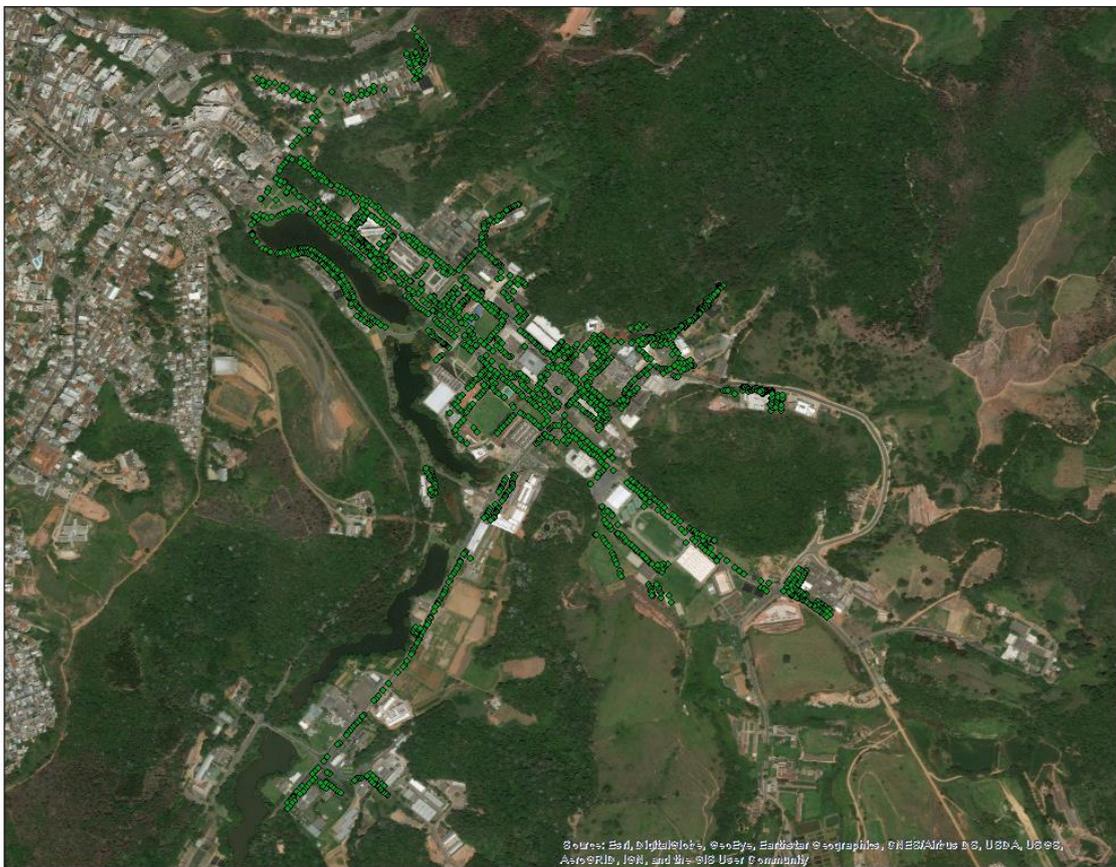


Figura 1. Indivíduos avaliados em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018.

A seleção das espécies estudadas se baseou no conhecimento da idade dos indivíduos, sendo essa a primeira etapa da pesquisa. A idade foi estimada analisando, principalmente, ortofotocartas da cidade de Viçosa, contidas no acervo do Departamento de Engenharia Florestal da UFV, imagens disponibilizadas no *Google Earth Pro*® e registros históricos da instituição.

As ortofotocartas utilizadas datam de 1958, 1963, 1974, 1987 e 1994, sendo de diferentes escalas (Tabela 1). Na plataforma *Google Earth Pro*® estão disponíveis imagens dos anos de 2002, 2003, 2011, 2013, 2014, 2015 e 2016 (Tabela 1). Os indivíduos plantados em datas comemorativas tiveram o seu ano de plantio constatado por meio de suas placas de identificação.

Tabela 1. Ano e escala (Esc) das ortofotocartas e imagens analisadas

Ano	Esc	Fonte
1958	1:25000	Ortofotocartas
1963	1:25000	Ortofotocartas
1974	1:30000	Ortofotocartas
1987	1:8000	Ortofotocartas
1994	1:15000	Ortofotocartas
2002	-	Google Earth
2003	-	Google Earth
2011	-	Google Earth
2013	-	Google Earth
2014	-	Google Earth
2015	-	Google Earth
2016	-	Google Earth

A idade ( $I_{Ind}$ ) atribuída aos indivíduos identificados nas imagens foi obtida por  $I_{Ind} = 2018 - (A_P + A_A)/2$ , sendo  $A_P$ : ano da ortofotocarta/imagem onde o indivíduo foi identificado e;  $A_A$ : ano da ortofotocarta/imagem imediatamente anterior. A conversão foi necessária uma vez que, não se sabe exatamente quando, entre as duas imagens ( $A_P$  e  $A_A$ ), o indivíduo foi plantando, adotando assim a idade média do período.

Os indivíduos que tiveram a idade estimada e apresentavam mais de 5 centímetros de diâmetro à altura do peito (DAP), foram inventariados entre abril e maio de 2018. A altura total (Ht), em metros, foi medida com Hipsômetro Vertex

Laser 5 e a Circunferência à Altura do Peito (CAP), em centímetros, obtida com fita métrica e convertido a DAP pela expressão  $DAP = CAP/\pi$ .

A identificação botânica foi realizada por meio da coleta de material vegetativo para análise no setor de Dendrologia da instituição, registros fotográficos e observações *in loco* de características intrínsecas às espécies. A nomenclatura dos binômios e origem das espécies foram obtidas na base Reflora. Aqueles não encontrados nessa base, foram pesquisados na plataforma Mobot.

Locais compostos por calçadas, asfalto ou concreto, a menos de 1,00 m dos indivíduos, uma vez que a impermeabilização isola o solo e impede a infiltração de água (MULLANEY; LUCKE; TRUEMAN, 2015), foram classificadas como impermeáveis (Figura 2). As áreas livres, compostas, principalmente, por grama, foram classificadas como permeáveis (Figura 2).



Figura 2. Exemplo de área permeável (A) e impermeável (B).

Equações volumétricas de Shumacher e Hall foram ajustadas a partir de dados de cubagem rigorosa realizada no mesmo local de estudo em 2010. O volume de indivíduos palmeiras e lenhosos foi obtido, respectivamente, por  $V_i = 0,00006067 \cdot (DAP_i)^{1,953} \cdot (Ht_i)^{1,006}$  ( $R^2 = 99,17\%$ ) e  $V_i = 0,0005425 \cdot (DAP_i)^{1,6152524} \cdot (Ht_i)^{0,7395611}$  ( $R^2 = 79,40\%$ ), sendo  $V_i$ : o volume do *i*-ésimo indivíduo, em  $m^3$ ;  $DAP_i$ : diâmetro à altura do peito do *i*-ésimo indivíduo, em centímetros e;  $Ht_i$ : altura total do *i*-ésimo indivíduo, em metros.

O crescimento dos indivíduos foi estimado por meio do Incremento Médio Anual em Volume ( $IMA_V - m^3 \text{ ano}^{-1}$ ), obtido por  $IMA_{Vi} = V_i / I_{Indi}$ , sendo  $IMA_{Vi}$ : o incremento médio anual em volume do *i-ésimo* indivíduo, em  $m^3 \text{ ano}^{-1}$ ;  $V_i$ : o volume do *i-ésimo* indivíduo, em  $m^3$ , e;  $I_{Indi}$ : a idade do *i-ésimo* indivíduo, em anos.

O teste não-paramétrico de Mann-Whitney foi utilizado para analisar a influência da impermeabilização do solo. A análise foi realizada para as espécies que apresentavam ao menos três indivíduos em cada condição de local, permeável e impermeável. Desse modo, as espécies analisadas foram *Archontophoenix alexandrae* (F. Muell.) H. Wendl. e Drude, *Bauhinia forficata* Link, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S. Grose, *Licania tomentosa* (Benth.) Fritsch, *Murraya paniculata* (L.) Jack, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Poincianella pluviosa* (DC.) L.P. Queiroz, *Roystonea oleracea* (Jacq.) O. F. Cook, *Spathodea campanulata* P. Beauv., *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman, *Terminalia catappa* L. e *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn.

## RESULTADOS

Por meio do inventário florestal, 1.989 indivíduos foram avaliados, sendo 82,6% pertencentes ao grupo das lenhosas. As espécies com maior número de indivíduos estudadas foram *Licania tomentosa*, *Michelia champaca* e *Archontophoenix alexandrae* (Tabela 2). *Michelia champaca*, *Delonix regia* e *Archontophoenix alexandrae* foram as espécies que, em média, apresentam os indivíduos mais antigos, 93 anos, 60 anos e 53,8 anos, respectivamente (Tabela 2). Em termos volumétricos, se destacaram *Roystonea oleracea*, *Delonix regia* e *Anadenanthera macrocarpa* (Tabela 2).

Tabela 2. Número de indivíduos (Ind), DAP médio (DAP<sub>m</sub>), altura média (Ht<sub>m</sub>) e volume médio (V<sub>m</sub>) das espécies avaliadas em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018

Espécie	Nome comum	Ind	DAP <sub>m</sub>	Ht <sub>m</sub>	V <sub>m</sub>
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Macaúba	5	34,0	14,8	0,892
<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	Língua-de-sogra	3	41,0	17,4	1,913
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho	6	54,2	26,9	4,241
<i>Araucaria columnaris</i> (JR Forst.) Hook.	Pinheiro-de-natal	3	40,3	13,9	1,715
<i>Archontophoenix alexandrae</i> (F. Muell.) H. Wendl. e Drude	Palmeira-darainha	187	23,2	14,5	0,450
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	140	27,2	8,5	0,665
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A. Robyns	Castanha-do-maranhão	4	30,2	11,2	0,998
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Buganville	15	11,2	6,9	0,181
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Flamboyant	44	80,8	11,8	4,347
<i>Filicium decipiens</i> (Wight and Arn.) Thwaites	Árvore-samambaia	68	15,2	8,4	0,353
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo	65	26,8	16,4	1,197
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	Ipê-amarelo	69	21,2	12,2	0,670
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	Hibisco	9	17,1	6,4	0,231
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Alecrim-de-campina	6	30,7	14,6	1,282
<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Resedá	116	14,0	7,1	0,218
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	Regina	44	23,0	10,5	0,739
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Oiti	426	31,3	12,1	1,085

Continua

Espécie	Nome comum	Ind	DAP <sub>m</sub>	Ht <sub>m</sub>	V <sub>m</sub>
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	Alfeneiro	18	38,0	10,4	1,213
<i>Litchi chinensis</i> Sonn.	Lichia	3	33,5	9,8	1,462
<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	6	24,3	10,6	1,919
<i>Michelia champaca</i> L.	Magnólia-amarela	192	33,4	7,2	0,716
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Murta-de-cheiro	116	11,4	4,0	0,104
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C. Lima and G.P. Lewis	Pau-brasil	14	12,9	8,0	0,259
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Angico-cangalha	7	33,7	12,4	1,267
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	Sibipiruna	84	29,7	13,1	1,261
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O. F. Cook	Palmeira-imperial	101	61,9	21,5	5,309
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Espatódia	70	55,3	13,4	2,822
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Coco-babão	54	25,2	10,7	0,444
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sandwith	Ipê-branco	3	37,3	9,8	1,086
<i>Terminalia catappa</i> L.	Castanheira	39	28,6	11,2	0,949
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn	Quaresmeira	72	12,4	7,3	0,240

Os indivíduos lenhosos tiveram o incremento médio anual em volume de  $0,028 \pm 0,027 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  e aqueles pertencente ao grupo das palmeiras,  $0,056 \pm 0,093 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  (Tabela 3). O incremento volumétrico das espécies de lenhosas variou de  $0,159 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  a  $0,005 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , e no grupo de palmeiras,  $0,157 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  e  $0,009 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ . *Anadenanthera macrocarpa* e *Roystonea oleracea* apresentaram os maiores valores de IMA<sub>v</sub>,  $0,159 \pm 0,050 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  e  $0,157 \pm 0,122 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3. Incremento médio anual em volume (IMA<sub>v</sub>) e desvio-padrão (s), em  $\text{m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , das espécies estudadas em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018

Espécie	IMA <sub>v</sub>	s
Lenhosas	0,028	0,027
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	0,159	0,050
<i>Acrocomia columnaris</i>	0,078	0,018
<i>Albizia lebeck</i>	0,070	0,018
<i>Bauhinia forficata</i>	0,024	0,012
<i>Bombacopsis glabra</i>	0,036	0,013
<i>Bougainville glabra</i>	0,007	0,005
<i>Delonix regia</i>	0,072	0,028
<i>Filicium decipiens</i>	0,025	0,018

Continua

Espécie	IMAv	s
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,042	0,028
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,020	0,016
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	0,009	0,004
<i>Holocalyx balansae</i>	0,047	0,025
<i>Lagerstroemia indica</i>	0,009	0,004
<i>Lagerstroemia speciosa</i>	0,047	0,027
<i>Licania tomentosa</i>	0,032	0,015
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,044	0,026
<i>Litchi chinensis</i>	0,053	0,013
<i>Mangifera indica</i>	0,096	0,058
<i>Michelia champaca</i>	0,008	0,004
<i>Murraya paniculata</i>	0,005	0,004
<i>Paubrasilia echinata</i>	0,012	0,011
<i>Peltophorum dubium</i>	0,046	0,028
<i>Poincianella pluviosa</i>	0,052	0,046
<i>Spathodea campanulata</i>	0,057	0,034
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,039	0,016
<i>Terminalia catappa</i>	0,039	0,025
<i>Tibouchina granulosa</i>	0,011	0,010
Palmeiras	0,056	0,093
<i>Acrocomia aculeata</i>	0,045	0,006
<i>Archontophoenix alexandrae</i>	0,009	0,004
<i>Roystonea oleracea</i>	0,157	0,122
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,028	0,015

De maneira geral, a condição permeável ao redor dos indivíduos de *Archontophoenix alexandrae*, *Bauhinia forficata*, *Handroanthus impetiginosus*, *Lagerstroemia speciosa* e *Roystonea oleracea* favoreceu, estatisticamente, um maior incremento médio anual em volume (Tabela 4). Em contrapartida, *Handroanthus serratifolius*, *Lagerstroemia indica*, *Murraya paniculata* e *Syagrus romanzoffiana* tiveram maiores incrementos nos ambientes sob condição impermeável (Tabela 4). As demais espécies estudadas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas decorrente das condições do solo ao redor dos indivíduos (Tabela 4).

Tabela 4. Valor mediano do incremento médio anual em volume, em m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>, das espécies estudadas em função da impermeabilização ao redor dos indivíduos avaliados em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018

Espécie	Mediana		p-valor
	Permeável	Impermeável	
<i>Archontophoenix alexandrae</i>	0,009	0,008	0,004 *
<i>Bauhinia forficata</i>	0,029	0,021	0,012 *
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,042	0,022	0,015 *
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,009	0,028	0,000 *
<i>Lagerstroemia indica</i>	0,007	0,009	0,041 *
<i>Lagerstroemia speciosa</i>	0,070	0,037	0,005 *
<i>Licania tomentosa</i>	0,027	0,029	0,285
<i>Murraya paniculata</i>	0,003	0,004	0,021 *
<i>Peltophorum dubium</i>	0,061	0,021	0,377
<i>Poincianella pluviosa</i>	0,029	0,033	0,921
<i>Roystonea oleracea</i>	0,206	0,102	0,004 *
<i>Spathodea campanulata</i>	0,078	0,047	0,535
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,022	0,031	0,018 *
<i>Terminalia catappa</i>	0,029	0,038	0,437
<i>Tibouchina granulosa</i>	0,013	0,007	0,092

\*Diferença estatisticamente significativa pelo teste de Mann-Whitney, ao nível de significância de 5%.

## DISCUSSÃO

Os benefícios ecossistêmicos gerados pelas árvores urbanas, como melhoria do microclima redução dos níveis de poluição sonora e visual, remoção de poluentes atmosféricos, dentre outros, são dependentes do crescimento dos indivíduos. Para a ecologia urbana, elucidar o desenvolvimento dos indivíduos e encontrar práticas silviculturais ideais para esse ambiente, pode favorecer o crescimento e estabelecimento de árvores nas cidades (IAKOVGLOU *et al.*, 2001) e, assim potencializar os benefícios gerados.

Os indivíduos lenhosos e palmeiras apresentam taxas diferentes de crescimento, principalmente em função das diferenças morfológicas que alteram o crescimento secundário dos indivíduos. Em eudicotiledóneas, grupo ao que pertencem as espécies de lenhosas, o crescimento secundário é caracterizado, sobretudo, pela produção de xilema secundário e do desenvolvimento de novos tecidos de proteção a partir do câmbio (OLIVEIRA, 2011). Em contrapartida, monocotiledóneas, como as palmeiras, apresentam aumento no diâmetro do caule decorrente da divisão de tecidos fundamentais, sendo estas estruturas primárias de crescimento (BOTÂNICO; ANGYALOSSY, 2013), o que, muitas vezes, limita o tamanho dos indivíduos em comparação com árvores, por exemplo. Em alguns gêneros, como *Roystonea*, o crescimento ocorre por um longo período de tempo (OLIVEIRA, 2011), o que lhe confere porte diferenciado frente às demais. *Anadenanthera macrocarpa* se adapta bem a diversas condições ambientais, sendo tolerante a solos rasos, compactados e até mal drenados (GONÇALVES *et al.*, 2008), o que pode favorecer seu desenvolvimento em áreas urbanas. Em contrapartida, *Murraya paniculata*, a espécie lenhosa com menor crescimento encontrado, é uma planta arbustiva (CHOWDHURY; BHUIYAN; YUSUF, 2008) e, dessa forma, apresenta porte menor, tanto em termos de diâmetro, quanto em altura. Dentre as palmeiras, a diferença no porte característico das espécies estudadas é o que leva à diferença no incremento médio em volume.

O incremento médio anual volumétrico das espécies lenhosas no ambiente urbano é alto, e próximo ao encontrado para algumas espécies em plantios experimentais ou fragmentos florestais. *Araucaria angustifolia*, por

exemplo, em três regiões fitogeográficas do Rio Grande do Sul, onde há a ocorrência natural da espécie, apresentou IMAV máximo de 0,031 m<sup>3</sup>, 0,0198 m<sup>3</sup> e 0,026 m<sup>3</sup> (HESS; SCHNEIDER, 2010). Em comparação com esses dados, o crescimento médio de espécies lenhosas na área urbana foi inferior somente ao encontrado no fragmento florestal particular em Serra do Sudeste, 0,031 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>. Em plantio no Campo Experimental da Embrapa Amazônia Ocidental, foi estimado IMAV de 0,039 m<sup>3</sup> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para a espécie *Sclerolobium paniculata* e entre 0,019 m<sup>3</sup> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e 0,004 m<sup>3</sup> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para as demais espécies estudadas, *Hymenae courbaril*, *Carapa guianensis*, *Bertholettia excelsa*, *Swietenia macrophylla*, *Copaifera multijuga*, *Cedrela odorata*, *Trattinickia burseraefolia* e *Dipteryx odorata* (SOUZA *et al.*, 2008). Dessa forma, o crescimento volumétrico das espécies estudadas no ambiente urbano é superior novamente. A diferença no crescimento das árvores no ambiente urbano e em fragmentos florestais ou plantios experimentais, pode ser devido à competição. A menor densidade de árvores no ambiente urbano reduz, sobremaneira, a competição por luz e outros recursos, favorecendo assim o crescimento (McHALE *et al.*, 2009).

A influência da impermeabilização do solo no crescimento dos indivíduos foi mais alta em *Roystonea oleracea* e *Handroanthus serratifolius*, sendo que, para a primeira, a condição a permeável fez com que o desenvolvimento fosse melhor, comportamento apostado ao encontrado para a segunda espécie. A variação na resposta quanto a impermeabilização do solo ao redor dos indivíduos é específica e variável com as espécies (SEFCIK; ZAK; ELLSWORTH, 2007; DAHLHAUSEN *et al.*, 2016; CHEN *et al.*, 2017). As árvores urbanas que crescem circundadas por materiais impermeabilizantes, podem ter uma taxa de crescimento 50% menor que aquelas que se encontram com área livre para o desenvolvimento (CLOSE *et al.*, 1996; RAHMAN *et al.*, 2011). As espécies *Handroanthus impetiginosus*, *Lagrestroemia speciosa* e *Roystonea oleracea* apresentaram redução no crescimento próximo a 50%, corroborando com esses achados. A possível causa para a redução é o maior estresse de calor e seca, principalmente decorrente da pavimentação circundante, proximidade com prédios e outras estruturas urbanas e solo compactado, que limita o desenvolvimento radicular e a absorção de água (MOSER *et al.*, 2017; DAHLHAUSEN *et al.*, 2016). A condição de permeabilidade do solo, descreveu

11% na variação observada do crescimento das árvores urbanas em Midwest, USA (IAKOVOGLOU *et al.*, 2001). Para as árvores urbanas na vila Zhangtou em Pequim, China, o efeito da impermeabilização do solo sobre o crescimento dos indivíduos também variou em função da espécie, mas a umidade do solo foi superior em locais com o pavimento permeável (CHEN *et al.*, 2017). Em Grahamstown, África do Sul, as árvores urbanas cultivadas em jardins e gramados tiveram a taxa de incremento médio em diâmetro significativamente maior que àquelas nas calçadas, 0,96 cm ano<sup>-1</sup> e 0,71 cm ano<sup>-1</sup>, respectivamente (LACY; SHACKLETON, 2014).

*Handroanthus serratifolius*, *Lagerstroemia indica*, *Murraya paniculata* e *Syagrus romanzoffiana* apresentaram melhor desenvolvimento quando próximos a áreas impermeabilizadas. Esse efeito pode estar sendo influenciado por outros fatores, como características intrínsecas ao local de plantio, fitossanidade, qualidade das mudas utilizadas e práticas silviculturais utilizadas durante o desenvolvimento dos indivíduos. A presença de doenças, ataque de insetos e lesões mecânicas afetam, consideravelmente, o crescimento das árvores (IAKOVOGLOU *et al.*, 2001). Em termos de qualidade de mudas, são consideradas ideais para o ambiente urbano àquelas com sistema radicular bem desenvolvido, rústica e com tronco retilíneo e perpendicular ao solo e com bom aspecto fitossanitário e nutricional (GONÇALVES *et al.*, 2004). O crescimento volumétrico é influenciado pelo crescimento em diâmetro ou área basal, e altura dos indivíduos. A redução na altura total dos indivíduos é prática comum adotada visando maior segurança, principalmente em relação à indivíduos de grande porte e deteriorados (RUST, 2014) ou para evitar conflitos entre as copas e outros componentes da estrutura urbana (LACY; SHACKLETON, 2014), como poste de iluminação, placas de sinalização e construções. Essa prática altera o crescimento volumétrico, o que também pode ter influenciado os valores encontrados.

## CONCLUSÃO

Indivíduos de espécies palmeiras crescem, em média,  $0,056 \pm 0,093 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ . *Roystonea oleracea* tem taxa de crescimento médio 90% maior que a média geral das demais palmeiras. Esta característica destaca sua importância na composição e estabelecimento em áreas urbanas.

A taxa de crescimento de árvores urbanas chega a uma média de  $0,028 \pm 0,027 \text{ m}^3 \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Este valor é alto quando comparado com espécies em fragmentos florestais e plantios experimentais.

O incremento volumétrico das espécies de lenhosas e palmeiras varia entre  $0,159 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  a  $0,005 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  e  $0,157 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$  e  $0,009 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente. A variação existente indica a necessidade de se levar em conta o crescimento na escolha das espécies a comporem a arborização urbana.

## REFERÊNCIAS

- BOTÂNICO, M. P.; ANGYALOSSY, V. Is the secondary thickening in palms always diffuse? **Annals of the Brazilian Academy of Science**, v. 85, n. 4, p. 1461–1472, 2013.
- BOUKILI, V. K. S.; BEBBER, D. P.; MORTIMER, T.; VENICX, G.; LEFCOURT, D.; CHANDLER, M.; EISENBERG, C. Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 24, p. 212–221, 2017.
- CHEN, Y.; WANG, X.; JIANG, B.; WEN, Z.; YANG, N.; LI, L. Tree survival and growth are impacted by increased surface temperature on paved land. **Landscape and Urban Planning**, v. 162, n. 1, p. 68–79, 2017.
- CHOWDHURY, J. U.; BHUIYAN, M. N. I.; YUSUF, M. Chemical composition of the leaf essential oils of *Murraya koenigii* (L.) Spreng and *Murraya paniculata* (L.) Jack. **Bangladesh Journal of Pharmacology**, v. 3, n. 2, p. 59–63, 2008.
- CLOSE, R. E.; KIELBASO, JAMES; NGUYEN, P. V.; SCHUTZKI, R. E. Urban vs. natural sugar maple growth: II. Water relations. **Journal of Arboriculture**, v. 22, n. 4, p. 187–192, 1996.
- Comissão dos Evento e Registros**. UFV – 90 anos. Uma viagem pela história da instituição. 2016. Disponível em: <https://www.yumpu.com/pt/embed/view/vluzwL47akTdRYb0>. Acesso em: Julho de 2018.
- DAHLHAUSEN, J.; BIBER, P.; RÖTZER, T.; UHL, E.; PRETZSCH, H. Tree species and their space requirements in six urban environments worldwide. **Forests**, v. 7, n. 6, p. 111–120, 2016.
- EVANS, M. E. K.; FALK, D. A.; SWETNAM, T. L.; BABS, F.; HOLSINGER, K. E. Fusing tree-ring and forest inventory data to infer influences on tree growth. **Ecosphere**, v. 8, n. 7, p. 1–20, 2017.
- FIGUEIREDO FILHO, A.; RETSLAFF, F. de S.; RETSLAFF, F. de S.; LONGHI-SANTOS, T.; STEPKA, T. F. Crescimento e idade de espécies nativas regenerantes sob plantio de *Araucaria angustifolia* no Paraná. **Floresta e Ambiente**, v. 24, n. 1, p. e00104814, 2017.
- Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 07 Abr. 2019
- GENGO, R. DE C.; HENKES, J. A. A utilização do paisagismo como ferramenta na preservação e melhoria ambiental em área urbana. **Revista Gestão and Sustentabilidade Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 55–81, 2013.

GONÇALVES, E. de O.; PAIVA, H. N. de; GONÇALVES, W. JACOVINE, L. A. G. Avaliação qualitativa de mudas destinadas à arborização urbana no Estado de Minas Gerais. **Árvore**, v. 28, n. 4, p. 479–486, 2004.

GONÇALVES, E. de O.; PAIVA, H. N. de; NEVES, J. C. L.; GOMES, J. M. Crescimento de mudas de angico-vermelho (*Anadenanthera macrocarpa* ( Benth .) Brenan ) sob diferentes doses de macronutrientes. **Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1029–1040, 2008.

HESS, A. F.; SCHNEIDER, P. R. Crescimento em volume de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em três regiões do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 1, p. 107–122, 2010.

IAKOVOGLOU, V.; THOMPSON, J.; BURRAS, L.; KIPPER, R. Factors related to tree growth across urban-rural gradients in the Midwest , USA. **Urban Ecosystems**, v. 5, n. 1, p. 71–85, 2001.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª ed. Rio de Janeiro: 275p. 2012.

LACY, P. de; SHACKLETON, C. M. The comparative growth rates of indigenous street and garden trees in Grahamstown , South Africa. **South African Journal of Botany**, v. 92, n. 1, p. 94–96, 2014.

LAWRENCE, A. B.; ESCOBEDO, F. J.; STUADHAMMER, C. L.; ZIPPERER, W. Analyzing growth and mortality in a subtropical urban forest ecosystem. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 1, p. 85–94, 2012.

McHALE, M. R.; BURKE, I. C.; LEFSKY, M. A.; PEPPER, P. J. Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? **Urban Ecosyst**, v. 12, n. 1, p. 95–113, 2009.

MOBOT - Missouri Botanical Garden (2012). Plant Science Database – W3 TRÓPICOS. Disponível em: <http://www.mobot.org>. Acesso em: Maio, 2018.

MORGENROTH, J.; BUCHAN, G.; SCHARENBRUCH, B. C. Belowground effects of porous pavements – Soil moisture and chemical properties. **Ecological Engineering**, v. 51, n. 1, p. 221–228, 2013.

MOSER, A; UHL, E.; RÖTZER, T.; BIBER, P.; DAHLHAUSEN, J.; LEFER, B.; PRETZSCH, H. Effects of climate and the urban heat island effect on urban tree growth in Houston. **Open Journal of Forestry**, v. 7, n. 4, p. 428–445, 2017.

MULLANEY, J.; LUCKE, T.; TRUEMAN, S. J. A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. **Landscape and Urban Planning**, v. 134, n. 1, p. 157–166, 2015.

OLIVEIRA, J. N. B. **Anatomia das plantas superiores**. Coingra Lda. Ponta Delgada, 2011.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; UHL, E.; DAHLHAUSEN, J.; RÖTZER, T.; CALDENTEY, J.; KOIKE, T.; van CON, T.; CHAVANNE, A.; SEIFERT, T.; du TOIT, B.; FARNDEN, C.; PAULEIT, S. Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 14, n. 3, p. 466–479, 2015.

RAHMAN, M. A.; SMITH, J. G.; STRINGER, P.; ENNOS, A. R. Effect of rooting conditions on the growth and cooling ability of *Pyrus calleryana*. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 10, n. 3, p. 185–192, 2011.

ROSSATTO, D. R.; TSUBOY, M. S. F.; FREI, F. Arborização urbana na cidade de Assis – SP: Uma abordagem quantitativa. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 3, n. 3, p. 1–16, 2008.

RUST, S. Analysis of regional variation of height growth and slenderness in populations of six urban tree species using a quantile regression approach. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 13, n. 2, p. 336–343, 2014.

SEFCIK, L. T.; ZAK, D. R.; ELLSWORTH, D. S. Seedling survival in a northern temperate forest understory is increased by elevated atmospheric carbon dioxide and atmospheric nitrogen deposition. **Global Change Biology**, v. 13, n. 1, p. 132–146, 2007.

SEMENZATO, P.; CATTANEO, D.; DAINESE, M. Growth prediction for five tree species in an Italian urban forest. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 10, n. 3, p. 169–176, 2011.

SOUZA, C. R. DE; LIMA, R. M. B. de; AZEVEDO, C. P. de; ROSSI, L. M. B. Desempenho de espécies florestais para uso múltiplo na Amazônia. **Scientia Forestalis**, v. 36, n. 77, p. 7–14, 2008.

UFV. **Boletim meteorológico 2018**. Disponível em: <<http://www.bibliotekevirtual.org/index.php/2013-02-07-03-02-35/2013-02-07-03-03-11/169-rcm/v04n01/632-v04n01a01.html>>. Acesso em: Julho, 2018.

VISWANATHAN, B.; VOLDER, A.; WATSON, W. T.; AITKENHEAD-PETERSON, J. A. Impervious and pervious pavements increase soil CO<sub>2</sub> concentrations and reduce root production of American sweetgum (*Liquidambar styraciflua*). **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 10, n. 2, p. 133–139, 2011.

VOGT, J. M.; WATKINS, S. L.; MINCEY, S. K.; PATTERSON, M. S. FISCHER, B. C. Explaining planted-tree survival and growth in urban neighborhoods: A social-ecological approach to studying recently-planted trees in Indianapolis. **Landscape and Urban Planning**, v. 136, n. 1, p. 130–143, 2015.

## CAPÍTULO 2

### ESPÉCIES POTENCIAIS PARA A NEUTRALIZAÇÃO DE CARBONO EM ÁREAS URBANAS

#### RESUMO

SILVA, Valéria de Fatima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2019. **Espécies potenciais para a neutralização de carbono em áreas urbanas.** Orientador: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine. Coorientadores: Angeline Martini e Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.

A preocupação mundial com os efeitos, adaptação e mitigação das mudanças climáticas é crescente e as florestas desempenham um importante papel, devido à sua capacidade de serem armazenadoras bióticas de carbono. Essa característica não é restrita apenas às áreas florestais rurais, sendo válida também para áreas urbanas, em função das árvores que compõem a arborização local. Mesmo se desenvolvendo em condições adversas, árvores no ambiente urbano fornecem uma série de benefícios ecossistêmicos à população, tornando crescente a necessidade de valoração, gestão e potencialização. Dessa forma, o objetivo foi identificar espécies potenciais para a neutralização de carbono em área urbanas. O incremento anual de carbono foi obtido pela razão entre o produto da densidade básica da madeira específica de cada espécie, teor de carbono e volume de cada indivíduo, dividida pela idade de cada um. O estado fitossanitário de todos os indivíduos arbóreos nas áreas urbanas do *campus*-sede da Universidade Federal de Viçosa foram avaliados, sendo atribuído a cada um, classificação Boa, Satisfatória ou Ruim. A adaptabilidade de cada espécie foi calculada por meio do Índice de Performance adaptado, dividindo a proporção de árvores em condições boas e satisfatórias de cada espécie, pelo número total de indivíduos com a mesma classificação na área total avaliada. As espécies lenhosas neutralizam, em média,  $32,565 \pm 33,090$  kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, ao passo que palmeiras,  $28,968 \pm 51,175$  kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Indivíduos de espécies de palmeiras apresentaram o maior potencial de neutralização até os 20 anos, ao passo que os lenhosos se destacaram entre 61 e 80 anos. *Bombacopsis glabra* e *Albizia lebeck* apresentaram o maior valor

para o índice de performance adaptado, ao passo que *Hibiscus rosa-sinensis*, o menor. A análise conjunta da adaptabilidade e neutralização de carbono, gerou um reordenamento das espécies, indicando aquelas melhores adaptadas e que, possivelmente, demandam menos atividades de manejo. Essa análise permitiu identificar *Anadenanthera macrocarpa*, *Albizia lebbbeck* e *Mangifera indica* como potenciais para neutralização de carbono em áreas urbanas. As espécies, mesmo com menor valor de adaptabilidade, podem ser utilizadas em áreas urbanas, desde que sejam inseridas em locais menos estressantes, como parques e gramados, ou locais com maior facilidade de acesso a recursos, como água e nutrientes. Aquelas identificadas como adaptadas possuem maior resistência a esses fatores e podem ser inseridas em locais menos favoráveis. Aliar informações acerca da adaptabilidade das espécies às informações sobre a neutralização de carbono gera um reordenamento daquelas mais indicadas para áreas urbanas. A redução no estoque de carbono em função do estado fitossanitário varia em função da espécie e da idade dos indivíduos avaliados.

**Palavras-chave:** Arborização urbana; mudanças climáticas; gases de efeito estufa; planejamento urbano.

## CHAPTER 2

### POTENTIAL SPECIES FOR CARBON NEUTRALIZATION IN URBAN AREAS

#### ABSTRACT

SILVA, Valéria de Fatima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2019. **Potential species for carbon neutralization in urban areas.** Adviser: Laércio Antônio Gonçalves Jacovine. Co-advisers: Angeline Martini and Carlos Moreira Miquelino Eleto Torres.

Global concern about the effects, adaptation and mitigation of climate change is increasing and forests play an important role because of their ability to be biotic carbon storage. This feature is not only restricted to rural forest areas, but is also valid for urban areas, depending on the trees that make up the local afforestation. Even if developing under adverse conditions, trees in the urban environment provide a series of ecosystemic benefits to the population, increasing the need for valuation, management and potentialization. Thus, the objective was to identify potential species for the neutralization of carbon in urban areas. The increase of carbon was obtained by the ratio between the product of the specific wood density of each species, carbon content and volume of each individual, by the age of each. The phytosanitary status of all arboreal individuals in the urban areas of the campus of the Federal University of Viçosa was evaluated, being assigned to each one, Good, Satisfactory or Bad classification. The adaptability of each species was calculated using the Adapted Performance Index, dividing the proportion of trees in good and satisfactory conditions of each species by the total number of individuals with the same classification in the total area evaluated. The woody species neutralize, on average,  $32,565 \pm 33,090 \text{ kgCO}_2\text{e ind}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , whereas palm trees,  $28,968 \pm 51,175 \text{ kgCO}_2\text{e ind}^{-1} \text{ year}^{-1}$ . Individuals of palm species had the highest potential for neutralization up to 20 years, while woody stood out between 61 and 80 years. *Bombacopsis glabra* and *Albizia lebbeck* presented the highest value for the adapted performance index, while *Hibiscus rosa-sinensis*, the lowest. The joint analysis of the adaptability and neutralization of carbon, generated a reordering of the species, indicating those better adapted and that, possibly, demand less management activities. This analysis allowed to identify *Anadenanthera macrocarpa*, *Albizia lebbeck* and *Mangifera indica* as

potential for carbon neutralization in urban areas. The species, even with less adaptability, can be used in urban areas, provided they are inserted in less stressful places such as parks and lawns, or places with greater access to resources such as water and nutrients. Those identified as adapted have greater resistance to these factors and can be inserted in less favorable places. Alarming information about species adaptability to carbon neutralization information generates a rearrangement of those best suited for urban areas. The reduction in carbon stock due to their phytosanitary status varies according to the species and age of the individuals evaluated.

**Keywords:** Climate changes; greenhouse gases; urban afforestation; urban planning.

## INTRODUÇÃO

O processo de urbanização causa mudanças significativas na superfície e traz diversos impactos, o que torna o ambiente de desenvolvimento estressante para as árvores em comparação a áreas rurais (VAZ; LEVANIĆ; DOICK, 2017). A utilização de árvores para compor o ambiente urbano proporciona um ambiente físico mais saudável (ROSSATTO; TSUBOY; FREI, 2008), devido à diminuição do calor, elevação da umidade, melhoria da qualidade do ar, diminuição do nível de ruídos, preservação ambiental, atração da avifauna (COSTA; MACHADO, 2009; GENGO; HENKES, 2013) e melhoria da paisagem, que funcionam, assim, como facilitadoras para a melhoria da qualidade ambiental.

A mensuração dos benefícios ecossistêmicos gerados por árvores urbanas permanece incerto, porém é crescente a necessidade de valoração, gestão e potencialização destes (PATAKI *et al.*, 2011). O planejamento e manejo efetivo das árvores urbanas visando promover os benefícios depende do conhecimento acerca do crescimento e desenvolvimento delas (PRETZSCH *et al.*, 2015), que embora se desenvolvam em condições adversas, possuem um alto valor ambiental (GILLNER; BRÄUNING; ROLOFF, 2014).

As árvores ornamentais também desempenham um importante papel no ciclo global de carbono, sendo reconhecidas mundialmente como armazenadoras bióticas de carbono de longo prazo através de processos biológicos (DEL CASTILLO *et al.*, 2018). O estoque varia com a idade e crescimento, diversidade, densidade, área basal e cobertura do dossel (AJANI; SHAMS, 2016; MATTSSON *et al.*, 2015; REN *et al.*, 2013). Estima-se que cada árvore urbana, em Beijing, China, possa neutralizar 14,504 kgCO<sub>2e</sub> ao ano (YANG *et al.*, 2004) e, nos Estados Unidos, estes valores podem variar de 16,342 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> à 29,597 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (NOWAK; CRANE, 2002). Elucidar essa contribuição em outros países, incluindo o Brasil, pode incentivar projetos de arborização urbana (REYNOLDS *et al.*, 2017), além de melhorar os inventários do balanço de carbono nacionais (HEATH *et al.*, 2011). Para tal é necessário estimativas confiáveis da neutralização de carbono por árvores

urbanas, o que também melhoraria a incorporação destas nos mercados de carbono e na política climática global (REYNOLDS *et al.*, 2017).

Para que as árvores urbanas consigam se manter nesse ambiente adverso é necessário o fornecimento de condições favoráveis para que os indivíduos atinjam seu potencial (DOBBERTIN, 2005; VISWANATHAN *et al.*, 2011). Boas condições de desenvolvimento pode aumentar as taxas de crescimento das árvores e o fornecimento de benefícios ecossistêmicos em um menor espaço de tempo (RAHMAN; ARMSON; ENNOS, 2015).

A saúde dos indivíduos arbóreos é uma ótima métrica do desempenho da espécie no ambiente urbano, pois afeta a longevidade de cada indivíduos e esta deve ser um objetivo primordial aos gestores urbanos (SCHARENBRUCH *et al.*, 2017). O Índice de Performance é uma ferramenta indicada para avaliar a adaptabilidade das espécies às condições urbanas, bem como seu desempenho, sendo calculado por meio da proporção de indivíduos em condições boas ou satisfatórias de cada espécie em relação ao número total de indivíduos nessas condições, na área avaliada (MCPHERSON *et al.*, 2003; PEPER *et al.*, 2004).

Frente a isso, o objetivo é identificar espécies potenciais para a neutralização de carbono em áreas urbanas.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no *campus* da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, Minas Gerais, Brasil (20°45'14" S e 42°45'53" W). A vegetação da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012). O clima local é Cwa (Köppen) com a precipitação concentrada entre outubro e março. Entre 2000 e 2017, a temperatura máxima e mínima diária e a precipitação anual média foi de 27,2°C, 16°C e 1184,9 mm, respectivamente (UFV, 2018).

O estado fitossanitário de todos os indivíduos foi realizado para avaliar a adaptabilidade das espécies no ambiente urbano. A avaliação levou em consideração o estado fitossanitário dos indivíduos, sendo considerados: a) Bom – a ausência de sinais de danos; b) Satisfatório – presença de pequenos problemas e vigor mediano; c) Ruins – presença de severos danos e estado geral de declínio.

Para a estimativa de neutralização de carbono das espécies avaliadas, as árvores presentes nos gramados, vias de acesso e estacionamentos foram avaliadas, sendo analisados, posteriormente, apenas aqueles que tinham informações referentes à idade.

A idade dos indivíduos foi estimada a partir de ortofotocartas, imagens disponibilizadas no Google Earth Pro® e em materiais de divulgação da própria instituição. A idade ( $I_{Ind}$ ) atribuída aos indivíduos foi obtida por  $I_{Ind} = 2018 - (A_P + A_A)/2$ , sendo  $A_P$ : ano da ortofotocarta/imagem onde o indivíduo foi identificado e;  $A_A$ : ano da ortofotocarta/imagem imediatamente anterior (Tabela 1).

Tabela 1. Ano e escala (Esc) das ortofotocartas e imagens analisadas

Ano	Esc	Fonte
1958	1:25000	Ortofotocartas
1963	1:25000	Ortofotocartas
1974	1:30000	Ortofotocartas
1987	1:8000	Ortofotocartas
1994	1:15000	Ortofotocartas

Continua

Ano	Esc	Fonte
2002	-	Google Earth
2003	-	Google Earth
2011	-	Google Earth
2013	-	Google Earth
2014	-	Google Earth
2015	-	Google Earth
2016	-	Google Earth

Os indivíduos com idade estimada e Circunferência à Altura do Peito (CAP) de, no mínimo, 5 centímetros foram inventariados em 2018. A CAP, em centímetros, medido com fita métrica, foi posteriormente convertido em Diâmetro à Altura do Peito (DAP) pela expressão  $DAP = CAP/\pi$ . A altura total (Ht), em metros, foi obtida com o auxílio do Hipsômetro Vertex Laser 5.

A identificação botânica foi realizada através de observações *in loco*, de características intrínsecas às espécies, como exsudação, odor, estípulas, registros fotográficos e coleta de material vegetativo para análise em herbário. A nomenclatura científica foi obtida na base Reflora e, quando ausente nessa base, foi realizada consulta ao Mobot.

Os indivíduos estudados foram agrupados em Palmeiras ou Lenhosos, em função de diferenças morfológicas e fisiológicas entre eles, por exemplo sistema radicular, desenvolvimento monopodial ou simpodial e crescimento secundário. O volume de cada indivíduo foi calculado por  $V_i = 0,00006067 \cdot (DAP_i)^{1,953} \cdot (Ht_i)^{1,006}$  ( $R^2 = 99,17\%$ ) e  $V_i = 0,0005425 \cdot (DAP_i)^{1,6152524} \cdot (Ht_i)^{0,7395611}$  ( $R^2 = 79,40\%$ ), sendo  $V_i$ : o volume do *i-ésimo* indivíduo, em m<sup>3</sup>;  $DAP_i$ : diâmetro à altura do peito do *i-ésimo* indivíduo, em centímetros, e;  $Ht_i$ : altura total do *i-ésimo* indivíduo, em metros, para o grupo Palmeiras e Lenhosas, respectivamente.

A densidade básica da madeira e casca e estipe foi obtida através de consulta a estudo realizado na mesma área (BRIANÉZI, 2012) e o valor adotado para cada espécie é apresentado na Tabela 2. A quantidade de carbono estocado no fuste, galho e estipe de cada indivíduo foi estimado por  $C_i = d_i \cdot V_i \cdot TC$ , sendo  $C_i$ : carbono do fuste, galho e estipe do indivíduo da *i-ésimo* espécie, em kg;  $d_i$ : densidade básica de madeira e casca da *i-ésima* espécie, em kg m<sup>-3</sup>;

$V_i$ : volume total do indivíduo da  $i$ -ésima espécie, em  $m^3$  e; TC: teor médio de carbono (50%).

Tabela 2. Densidade básica ( $d_i$ ) da madeira e casca e estipe, em  $g\ cm^{-3}$ , das espécies estudadas

Espécie	$d_i$
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	0,258
<i>Albizia lebeck</i> (L.) Benth.	0,611
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	0,860
<i>Araucaria columnaris</i> (JR Forst.) Hook.	0,481
<i>Archontophoenix alexandrae</i> (F. Muell.) H. Wendl. e Drude	0,100
<i>Bauhinia forficata</i> Link	0,660
<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) A. Robyns	0,307
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	0,467
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	0,734
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	0,478
<i>Filicium decipiens</i> (Wight and Arn.) Thwaites	0,780
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	0,744
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	0,705
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	0,703
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	0,813
<i>Lagerstroemia indica</i> L.	0,515
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	0,540
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	0,705
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	0,555
<i>Litchi chinensis</i> Sonn.	0,725
<i>Mangifera indica</i> L.	0,570
<i>Michelia champaca</i> L.	0,566
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	0,770
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C. Lima and G.P. Lewis	0,823
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	0,744
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O. F. Cook	0,296
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	0,387
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0,370
<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sandwith	0,509
<i>Terminalia catappa</i> L.	0,468
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn	0,499

O incremento médio anual em carbono foi obtido pela razão entre o estoque estimado de carbono e a idade atribuída a cada indivíduo, pela equação  $IMA_{C_i} = C_i / I_{Ind_i}$ , sendo  $IMA_{C_i}$ : incremento médio anual em carbono do  $i$ -ésimo indivíduo, em  $kgC\ ano^{-1}$ ;  $C_i$ : estoque de carbono do  $i$ -ésimo indivíduo, em kg, e;  $I_{Ind_i}$ : idade (anos) do  $i$ -ésimo indivíduo, em anos. O  $IMA_C$  foi transformado em

incremento médio anual de dióxido de carbono equivalente (IMA-CO<sub>2e</sub>, em kgCO<sub>2e</sub> ano<sup>-1</sup>), por meio da equação  $IMA-CO_{2e} = (IMA_C * 44/12)$ , sendo IMA-CO<sub>2e</sub>: incremento médio anual de dióxido de carbono equivalente do *i-ésimo* indivíduo, em kgCO<sub>2e</sub> ano<sup>-1</sup>; 44, a massa específica do dióxido de carbono equivalente e; 12, a massa específica do elemento químico carbono.

Análise de agrupamento foi realizada no software Minitab®, utilizando o valor médio de remoção de dióxido de carbono atmosférico de cada espécie e a distância euclidiana.

O Índice de Performance (IP) expressa a adequação de cada espécie às condições locais de crescimento, a partir da análise fitossanitária dos indivíduos (BOBROWSKI; CARACIOLO FERREIRA; BIONDI, 2016). O IP adaptado foi obtido por:  $IP = ((1*(n_iB)+0,5*(n_iS))/n_i)*100/((1*(NB)+0,5*(NS))/N*100)$ , sendo: n<sub>i</sub>B = número de indivíduos amostrados da *i-ésima* espécie que estão na classe fitossanitária Boa; n<sub>i</sub>S = número de indivíduos amostrados da *i-ésima* espécie que estão na classe fitossanitária Satisfatória; n<sub>i</sub> = número de indivíduos amostrados da *i-ésima* espécie; NB = número de total de indivíduos amostrados que estão na classe fitossanitária Boa; NS = número de total de indivíduos amostrados que estão na classe fitossanitária Satisfatória e N = número total de indivíduos amostrados. As espécies foram classificadas em função da performance, sendo ao maior índice atribuído o valor 1 (um) e aos demais, o valor proporcional em relação à este.

As espécies estudadas foram avaliadas através da representatividade obtida em relação à neutralização de carbono e ao índice performance, pela expressão  $NF_j = (Rep_{C_j} + Rep_{IP_j})/2$ , sendo NF: nota final da *j-ésima* espécie; Rep<sub>C</sub>, a representatividade em relação à neutralização de carbono da *j-ésima* espécie e, Rep<sub>IP</sub>: a representatividade em relação à adaptabilidade da *j-ésima* espécie. Comparou-se o ordenamento das espécies em relação à neutralização de carbono ao se incluir informações sobre adaptabilidade às condições urbanas.

## RESULTADOS

Indivíduos palmeiras, em média, neutralizam anualmente  $28,968 \pm 51,175 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , sendo que àqueles com idade até 20 anos apresentam o maior IMA- $\text{CO}_{2e}$ ,  $75,559 \pm 84,637 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Figura 1). Indivíduos lenhosos, em média, neutralizam  $32,565 \pm 33,090 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e a maior neutralização anual é por aqueles com idade entre 61 e 80 anos,  $60,918 \pm 23,526 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , seguido por aqueles com idade entre 21 e 40 anos,  $36,829 \pm 37,785 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Figura 1).

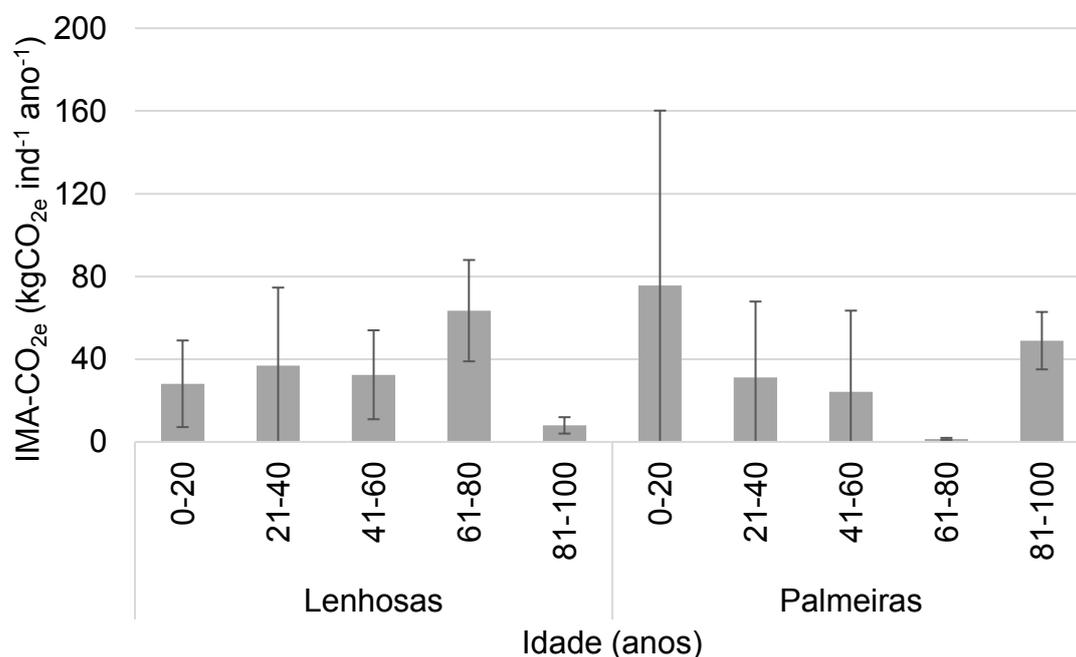


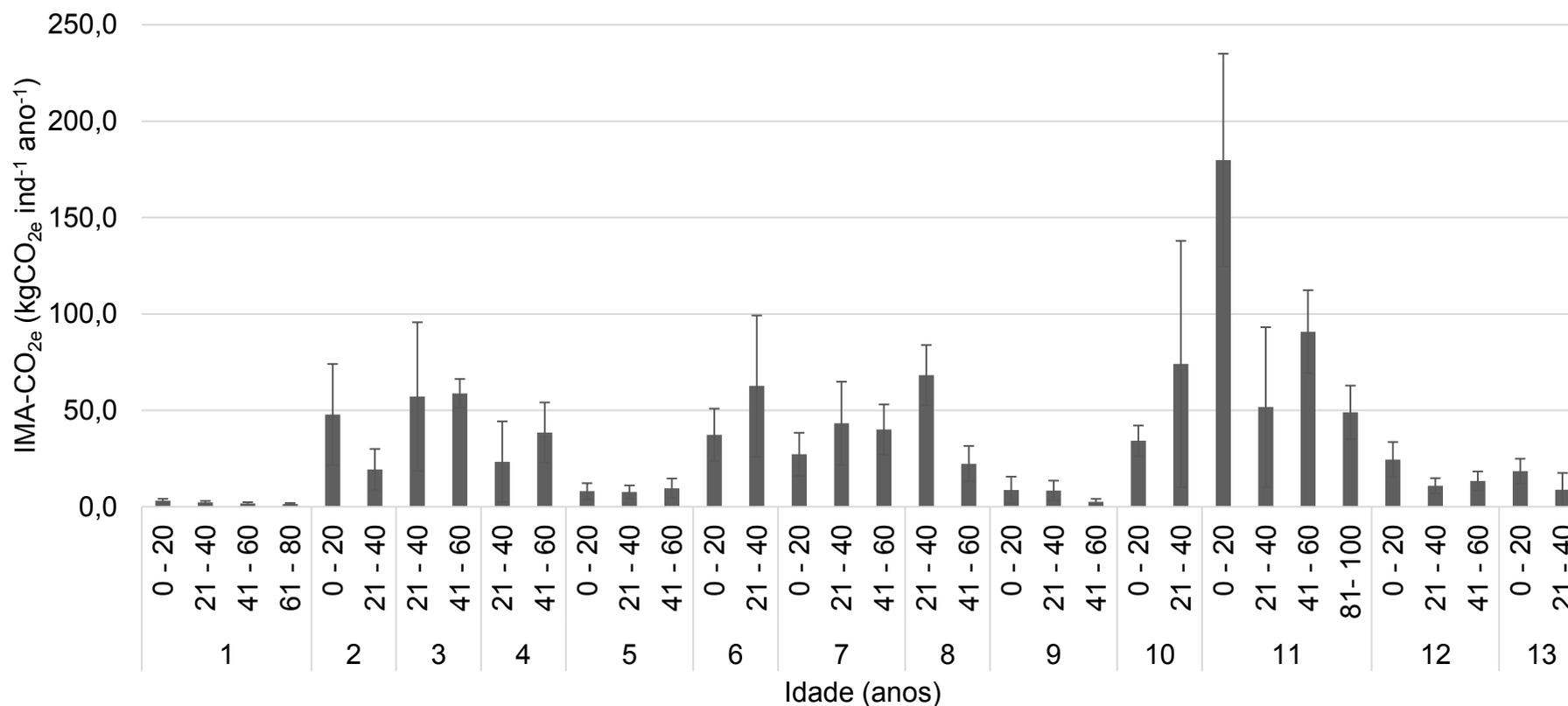
Figura 1. Incremento médio anual em dióxido de carbono equivalente (IMA- $\text{CO}_{2e}$ ), em  $\text{KgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de indivíduos lenhosos e palmeiras avaliadas em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018.

A neutralização anual de carbono variou em função da espécie, e *Anadenanthera macrocarpa*, *Mangifera indica*, *Roystonea oleracea* e *Albizia lebbek* apresentaram os maiores valores (Tabela 2). Para as espécies estudadas em diferentes faixas de idade, *Archontophoenix alexandrae*, *Filicium decipiens*, *Murraya paniculata*, *Roystonea oleracea*, *Syagrus romanzoffiana* e *Tibouchina granulosa* tiveram os maiores valores de neutralização até os 20 anos e, *Handroanthus impetiginosus*, *Lagerstroemia speciosa*, *Licania tomentosa*, *Ligustrum lucidum* e *Poincianella pluviosa*, entre 21 e 40 anos (Figura

2). *Handroanthus serratifolius* e *Lagerstroemia indica* apresentaram valores máximos próximos entre as diferentes idades estudadas.

Tabela 2. Incremento médio anual em dióxido de carbono equivalente (IMA-CO<sub>2e</sub>), em KgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, e desvio-padrão (s), em KgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, por espécies avaliadas em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018

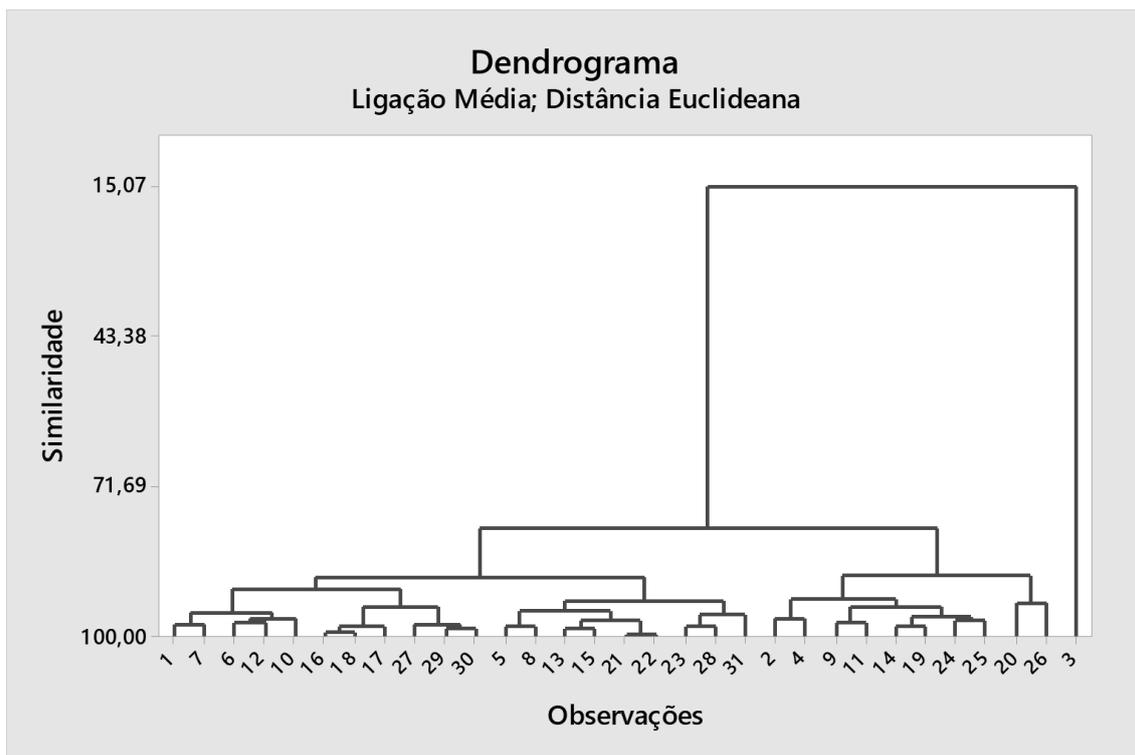
Espécie	IMA-CO <sub>2e</sub>	s
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	250,365	79,498
<i>Mangifera indica</i>	100,244	60,979
<i>Roystonea oleracea</i>	85,188	66,063
<i>Albizia lebbek</i>	77,898	20,242
<i>Litchi chinensis</i>	70,621	17,437
<i>Poincianella pluviosa</i>	70,278	61,905
<i>Holocalyx balansae</i>	69,528	37,283
<i>Araucaria columnaris</i>	69,111	15,885
<i>Delonix regia</i>	63,456	24,506
<i>Peltophorum dubium</i>	62,815	37,624
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	57,206	37,698
<i>Lagerstroemia speciosa</i>	46,575	27,079
<i>Ligustrum lucidum</i>	45,293	26,708
<i>Licania tomentosa</i>	40,959	19,543
<i>Spathodea campanulata</i>	40,513	24,193
<i>Tabebuia roseoalba</i>	36,874	14,691
<i>Filicium decipiens</i>	36,125	25,420
<i>Terminalia catappa</i>	33,325	21,635
<i>Bauhinia forficata</i>	29,267	14,548
<i>Handroanthus serratifolius</i>	25,964	20,845
<i>Acrocomia aculeata</i>	21,090	2,637
<i>Bombacopsis glabra</i>	20,441	7,180
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	19,192	9,874
<i>Paubrasilia echinata</i>	18,155	16,026
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	11,380	4,891
<i>Tibouchina granulosa</i>	10,472	9,080
<i>Lagerstroemia indica</i>	8,101	3,892
<i>Michelia champaca</i>	7,984	3,965
<i>Murraya paniculata</i>	6,818	5,525
<i>Bougainvillea glabra</i>	5,631	4,089
<i>Archontophoenix alexandrae</i>	1,636	0,740



Sendo: 1 – *Archontophoenix alexandrae*; 2 – *Filicium decipiens*; 3 – *Handroanthus impetiginosus*; 4 – *Handroanthus serratifolius*; 5 – *Lagerstroemia indica*; 6 – *Lagerstroemia speciosa*; 7 – *Licania tomentosa*; 8 – *Ligustrum lucidum*; 9 – *Murraya paniculata*; 10 – *Poincianella pluviosa*; 11 – *Roystonea oleracea*; 12 – *Syagrus romanzoffiana* e; 13 – *Tibouchina granulosa*

Figura 2. Incremento médio anual em dióxido de carbono equivalente (IMA-CO<sub>2e</sub>), em KgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, por espécie e idade avaliadas em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018.

A análise de agrupamento mostrou que *Anadenanthera macrocarpa* apresenta baixa similaridade com a neutralização de carbono das demais espécies (Figura 3), neutralizando cerca de 250,365 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. As demais espécies foram agrupadas em quatro grupos distintos. O primeiro, composto por *Mangifera indica* e *Roystonea oleracea*, apresenta similaridade de 93,48% (Figura 3) e neutralizam em média 86,032 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. O segundo, com neutralização geral média de 64,761 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, é composto por *Albizia lebbek*, *Araucaria columnaris*, *Delonix regia*, *Handroanthus impetiginosus*, *Holocalyx balansae*, *Litchi chinensis*, *Peltophorum dubium* e *Poincianella pluviosa* apresentam similaridade de 92,93% (Figura 3). O terceiro grupo, com similaridade em torno de 90%, composto por *Acrocomia aculeata*, *Bombacopsis glabra*, *Bauhinia forficata*, *Handroanthus serratifolius*, *Filicium decipiens*, *Lagerstroemia speciosa*, *Ligustrum lucidum*, *Licania tomentosa*, *Spathodea campanulata*, *Tabebuia roseo-alba* e *Terminalia catappa* (Figura 3), neutralizam cerca de 37,350 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Por fim, com a menor neutralização média, 7,485 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o quarto grupo, composto por *Archontophoenix alexandrae*, *Boungainville glabra*, *Hibiscus rosa-simens*, *Lagerstroemia indica*, *Michelia champaca*, *Murraya paniculata*, *Paubrasilia echinata*, *Syagrus romanzoffiana* e *Tibouchina granulosa*, apresentou similaridade de 93,08% (Figura 3).



Sendo: 1 – *Acrocomia aculeata*; 2 – *Albizia lebbeck*; 3 – *Anadenanthera macrocarpa*; 4 – *Araucaria columnaris*; 5 – *Archontophoenix alexandrae*; 6 – *Bauhinia forficata*; 7 – *Bombacopsis glabra*; 8 – *Boungainville glabra*; 9 – *Delonix regia*; 10 – *Filicium decipiens*; 11 – *Handroanthus impetiginosus*; 12 – *Handroanthus serratifolius*; 13 – *Hibiscus rosa-sinensis*; 14 – *Holocalyx balansae*; 15 – *Lagerstroemia indica*; 16 – *Lagerstroemia speciosa*; 17 – *Licania tomentosa*; 18 – *Ligustrum lucidum*; 19 – *Litchi chinensis*; 20 – *Mangifera indica*; 21 – *Michelia champaca*; 22 – *Murraya paniculata*; 23 – *Paubrasilia echinata*; 24 – *Peltophorum dubium*; 25 – *Poincianella pluviosa*; 26 – *Roystonea oleracea*; 27 – *Spathodea campanulata*; 28 – *Syagrus romanzoffiana*; 29 – *Tabebuia roseoalba*; 30 – *Terminalia catappa*; 31 – *Tibouchina granulosa*.

Figura 3. Análise de agrupamento entre as espécies avaliadas em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018.

O Índice de Performance obtidos para as espécies avaliadas variou de 1,789 a 0,268, sendo *Bombacopsis glabra* e *Albizia lebbeck* as que apresentaram os maiores índices e *Hibiscus rosa-sinensis*, o menor (Tabela 4).

Tabela 4. Índice de Performance adaptado (IP) e representatividade (Rep<sub>IP</sub>) das espécies estudadas em Viçosa, Minas Gerais, Brasil, em 2018

Espécie	IP	Rep <sub>IP</sub>
<i>Bombacopsis glabra</i>	1,789	1
<i>Albizia lebbeck</i>	1,789	1
<i>Mangifera indica</i>	1,578	0,88235
<i>Filicium decipiens</i>	1,535	0,85811
<i>Paubrasilia echinata</i>	1,504	0,84091
Continua		
<i>Acrocomia aculeata</i>	1,342	0,75000

Espécie	IP	Rep <sub>IP</sub>
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	1,314	0,73438
<i>Peltophorium dubium</i>	1,273	0,71154
<i>Ligustrum lucidum</i>	1,260	0,70455
<i>Araucaria columnaris</i>	1,230	0,68750
<i>Holocalyx balansae</i>	1,214	0,67857
<i>Poincianella pluviosa</i>	1,113	0,62195
<i>Boungainvillea glabra</i>	1,107	0,61905
<i>Bauhinia forficata</i>	1,095	0,61225
<i>Michelia champaca</i>	1,079	0,60333
<i>Archontophoenix alexandrae</i>	1,079	0,60314
<i>Lagerstroemia speciosa</i>	1,050	0,58696
<i>Roystonea oleracea</i>	1,041	0,58197
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,994	0,55556
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,971	0,54301
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,894	0,50000
<i>Licania tomentosa</i>	0,887	0,49573
<i>Spathodea campanulata</i>	0,852	0,47642
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,846	0,47321
<i>Lagerstroemia indica</i>	0,728	0,40672
<i>Murraya paniculata</i>	0,645	0,36047
<i>Terminalia catappa</i>	0,596	0,33333
<i>Litchi chinensis</i>	0,596	0,33333
<i>Tibouchina granulosa</i>	0,549	0,30682
<i>Delonix regia</i>	0,533	0,29787
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	0,268	0,15000

A análise conjunta da adaptabilidade e neutralização de carbono gerou um reordenamento das espécies (Tabela 5), sendo possível identificar aquelas que apresentam melhores condições fitossanitárias, sendo mais viáveis para o ambiente urbano. *Anadenanthera macrocarpa* e *Albizia lebbek* se destacam positivamente, ao passo que *Tibouchina granulosa* e *Hibiscus rosa-sinensis*, negativamente. *Bombacopsis glabra*, *Paubrasilia echinata*, *Filicium decipiens* e *Boungainvillea glabra* foram as que mais subiram posições, 18, 14, 12 e 11, respectivamente. Em contrapartida, *Terminalia catappa*, *Delonix regia* e *Litchi chinensis*, as que mais caíram posições, 9, 17 e 18, respectivamente.

Tabela 5. Nota das espécies em função da neutralização de carbono (N<sub>NC</sub>), Índice de Performance adaptado (N<sub>IP</sub>) e nota final (NF) na área urbana e mudança de posição (MP) em relação à C<sub>NC</sub>

Espécie	N <sub>NC</sub>	N <sub>IP</sub>	NF	MP
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	1,00000	0,73438	0,86719	0
<i>Albizia lebbek</i>	0,31114	1,00000	0,65557	2
<i>Mangifera indica</i>	0,40039	0,88235	0,64137	-1
<i>Bombacopsis glabra</i>	0,08164	1,00000	0,54082	18
<i>Filicium decipiens</i>	0,14429	0,85811	0,50120	12
<i>Araucaria columnaris</i>	0,27604	0,68750	0,48177	2
<i>Peltophorum dubium</i>	0,25089	0,71154	0,48122	3
<i>Holocalyx balansae</i>	0,27771	0,67857	0,47814	-1
<i>Roystonea oleracea</i>	0,34026	0,58197	0,46111	-6
<i>Paubrasilia echinata</i>	0,07251	0,84091	0,45671	14
<i>Poincianella pluviosa</i>	0,28070	0,62195	0,45133	-5
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,18091	0,70455	0,44273	1
<i>Acrocomia aculeata</i>	0,08424	0,75000	0,41712	8
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0,22849	0,55556	0,39202	-3
<i>Lagerstroemia speciosa</i>	0,18603	0,58696	0,38649	-3
<i>Bauhinia forficata</i>	0,11690	0,61225	0,36457	3
<i>Licania tomentosa</i>	0,16360	0,49573	0,32966	-3
<i>Tabebuia roseoalba</i>	0,14728	0,50000	0,32364	-2
<i>Bougainvillea glabra</i>	0,02249	0,61905	0,32077	11
<i>Spathodea campanulata</i>	0,16182	0,47642	0,31912	-5
<i>Michelia champaca</i>	0,03189	0,60333	0,31761	7
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,07666	0,54301	0,30983	1
<i>Litchi chinensis</i>	0,28207	0,33333	0,30770	-18
<i>Archontophoenix alexandrae</i>	0,00653	0,60314	0,30484	7
<i>Handroanthus serratifolius</i>	0,10370	0,47321	0,28846	-5
<i>Delonix regia</i>	0,25345	0,29787	0,27566	-17
<i>Terminalia catappa</i>	0,13311	0,33333	0,23322	-9
<i>Lagerstroemia indica</i>	0,03236	0,40672	0,21954	-1
<i>Murraya paniculata</i>	0,02723	0,36047	0,19385	0
<i>Tibouchina granulosa</i>	0,04183	0,30682	0,17432	-4
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	0,04545	0,15000	0,09773	-6

## DISCUSSÃO

Diversos fatores influenciam as taxas de neutralização de carbono em áreas urbanas, entre elas, características dos indivíduos, como altura, diâmetro e idade, tipo de plantas, lenhosas, palmeiras ou arbustos, a quantidade de indivíduos, bem como a distribuição da área verde e o projeto de arborização (NOWAK *et al.*, 2016; OTHMAN; ZUBAIDAH. KASIN, 2016). Outro fator importante é o estado fitossanitário dos indivíduos, pois quando eles estão saudáveis e vigorosos, neutralizam mais dióxido de carbono que àqueles doentes ou se desenvolvendo em ambientes estressantes (McPHERSON; SIMPSON, 1999; WEISSERT; SALMOND; SCHWENDENMANN, 2017).

A remoção anual de dióxido de carbono da atmosfera foi superior em indivíduos lenhosos, sendo estes um reservatório considerável de estocagem de carbono (McHALE *et al.*, 2009), e sua relevância é maior com o amadurecimento das árvores (GOLUBIEWSKI, 2006; KAYE; McCULLEY; BURKE, 2005). *Roystonea oleracea* apresentou altas taxas de remoção de gás carbônico, sendo a responsável pelo alto valor encontrado para as espécies palmeiras neste estudo. Tal resultado contraria o exposto por Velasco *et al.* (2016), pois estes afirmam que a contribuição de espécies não lenhosas na neutralização de carbono é insignificante, o que pode ser influenciada pela menor densidade específica da madeira. De fato, entre as palmeiras estudadas, a densidade básica variou entre 0,100 g cm<sup>-3</sup> e 0,370 g cm<sup>-1</sup>, valores inferiores aos utilizados para espécies lenhosas, entre 0,307 g cm<sup>-3</sup> e 0,860 g cm<sup>-1</sup>. Porém, o porte da espécie *Roystonea oleracea* corrobora para os valores encontrados, uma vez que os incrementos de carbono são decorrentes da combinação entre o diâmetro, altura e densidade da madeira/estipe ( HUTYRA; YOON; ALBERTI, 2011; HORN *et al.*, 2015).

A taxa média de neutralização de dióxido de carbono equivalente dos indivíduos lenhosos avaliados nesse estudo, 31,263 ± 31,766 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, foi superior às taxas de neutralização de dióxido de carbono por restauração florestal estudadas por MELO e CURIGAN (2006), OLIVEIRA *et al.* (2013) e BRITTEZ *et al.* (2006), demonstrando a relevância das árvores no ambiente urbano para a mitigação de GEE. A taxa de neutralização de carbono em áreas

urbanas por unidade de área são tipicamente inferiores àquelas obtidas para fragmentos florestais (NOWAK; CRANE, 2002). Porém, a baixa densidade de árvores nesses locais, reduz a competição por luz e outros recursos, e com isso é comum a ocorrência de taxas individuais de neutralização mais altas que nas florestas (MCHALE *et al.*, 2009). Estima-se que em áreas urbanas, as árvores possam conter até quatro vezes mais carbono estocado por indivíduo do que árvores individuais em fragmentos florestais (NOWAK; CRANE, 2002).

Os valores obtidos também são superiores àqueles em Melaka, Malásia, onde indivíduos lenhosos neutralizam  $8,94 \pm 10,724 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e, os de palmeiras,  $11,476 \pm 1,970 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (OTHMAN; ZUBAIDAH; KASIM, 2016), em Beijing, China,  $17,505 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (YANG *et al.*, 2004) e em diversas cidades americanas, Atlanta, Baltimore, Syracuse, Boston, New York, Philadelphia e Jersey City, com neutralização variando entre  $16,342 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $29,539 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (NOWAK; CRANE, 2002). As diferenças observadas podem ser decorrentes da metodologia utilizada, as espécies estudadas e a idade dos indivíduos (TANG; CHEN; ZHAO, 2016), além do tamanho, em termos de DAP e altura total, além de influências edafoclimáticas.

Para as espécies de lenhosas, a faixa de idade com maior neutralização é composta apenas por indivíduos de *Delonix regia*, o que pode ter influenciado no resultado encontrado. Uma vez que, quanto mais jovens, maiores são as taxas de crescimento diamétrico (LACY; SHACKLETON, 2014), até um pico e, a partir daí, ocorre um declínio gradual e pronunciado no crescimento com diâmetro crescente (CANHAM; MURPHY, 2016), esperava-se que os indivíduos mais jovens apresentasse as maiores taxas de neutralização, como ocorreu com os indivíduos de espécies de palmeiras. No Novo México, EUA, por exemplo, o tamanho da árvore apresentou o efeito mais forte sobre o crescimento diamétrico, apontando um decréscimo no incremento em função do tamanho da árvore (EVANS *et al.*, 2017). Em Indiana, USA, a idade das árvores também afetou negativamente as taxas de crescimento, indicando que os indivíduos mais velhos, crescem a taxas médias mais baixas (VOGT *et al.*, 2015). Na Floresta Estacional Semidecidual no sul do Brasil, árvores com maiores diâmetros também apresentaram menores taxas de crescimento (BLAGITZ *et al.*, 2016).

A análise de agrupamento indicou as espécies que mais se assemelham em relação à neutralização anual média de carbono e aquelas com as maiores

contribuições anuais. *Anadenanthera macrocarpa*, que apresenta a maior neutralização anual, é recomendada para áreas com maior área livre, como praças e parques (MEUNIER; ALEIXO, 2006). *Mangifera indica* e *Roystonea oleracea* também se destacam na neutralização de carbono, porém é registrado comportamento invasivo da mangueira (SILVA *et al.*, 2007), sendo necessário atenção na sua utilização. As escolhas dentro de cada subgrupo encontrado podem ser feitas mediante as análises de outras características intrínsecas das espécies, como o potencial de causar danos em outros componentes urbanos, caducifolia, desenvolvimento em áreas pavimentadas, riscos para a população, a adaptabilidade às condições adversas do ambiente urbano. No grupo de espécies capaz de neutralizar 64,761 kgCO<sub>2e</sub> ind<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, por exemplo, *Albizia lebeck* é recomendada tanto ruas como praças e devido a sua plasticidade se adaptou bem as trópicos (DUTRA; FILHO, 2009). Em contrapartida, *Poincianella pluviosa* e *Delonix regia* podem causar problemas como quebra de calçadas, entupimento de guias e calhas e conflito com a rede de distribuição de energia (ROSSATTO; TSUBOY; FREI, 2008; LIMA NETO; MELO E SOUZA, 2011). A sibipiruna, devido ao seu potencial de sombreamento, não deve ser retirada das áreas urbanas, porém seu plantio deve ser realizado em áreas amplas, como praças ou parques públicos, e principalmente, onde não há rede elétrica (ROSSATTO; TSUBOY; FREI, 2008).

As espécies que apresentaram os maiores índices de performance, *Bombacopsis glabra* e *Albizia lebeck* são utilizadas em diversas cidades com fins paisagísticos. *Bombacopsis glabra*, conhecida popularmente como Castanha-do-maranhão, ocorre naturalmente na fitofisionomia Estacional Semidecidual (SCOLFORO; MELLO; SILVA, 2008), o que reduz o estresse sentido pelos indivíduos. Conflitos entre a espécie e a fiação elétrica, assim como danos a calçada são relatos, o que limita sua utilização próximo à superfícies pavimentadas e redes de distribuição de energia (CAMARA; SOUZA; PEREIRA, 2007). *Albizia lebeck* é nativa da Ásia Tropical e sua adaptabilidade a diferentes condições edafoclimáticas lhe permite alta plasticidade e distribuição, principalmente nos trópicos e subtropicais (DUTRA; FILHO, 2009). Em Fortaleza – CE, foi observado que ela tem invadido fragmentos florestais, devido à dispersão de sementes oriundas das áreas urbanas (MORO; CASTRO; ARAÚJO, 2011), sendo necessário cautela na sua utilização visando evitar que

isso ocorra. *Hibiscus rosa-sinensis* apresentou baixa adaptabilidade na área urbana estudada, mas é comum encontrar a espécie em várias cidades brasileira, tendo alta adaptabilidade a diversas regiões brasileiras. A baixa adaptabilidade na área estudada pode ter sido decorrente de práticas silviculturais adotadas, como poda, que quando realizadas de forma incorreta, pode prejudicar a sanidade dos indivíduos.

A baixa adaptabilidade às condições ambientais urbanas diminuem a saúde e o tempo de vida dos indivíduos arbóreos, além de gerar maior dispêndio de recursos financeiros para o manejo, pois estima-se que 64% do custo anual por cada árvore urbana é utilizado com tratamentos silviculturais, como plantio, poda, controle de pragas e doenças e remoção (SOARES *et al.*, 2011). Dessa forma, inserir no ambiente urbano espécie bem adaptadas às condições locais, além de potencializar o fornecimento de serviços ecossistêmicos, pode diminuir a demanda de recursos financeiros para o manejo das mesmas. As espécies identificadas como adaptadas às condições urbanas podem ser plantadas em locais que possivelmente causaram mais estresse aos indivíduos, ao passo que, recomenda-se o plantio de espécie com baixa adaptabilidade em locais com melhor qualidade, onde elas terão mais chance de se estabelecerem (SCHARENBRUCH *et al.*, 2017).

A inclusão de informações sobre a adaptabilidade das espécies às informações sobre neutralização de carbono previamente conhecidas, gerou um reordenamento das espécies potenciais para o ambiente urbano, com fins de neutralização de carbono. As práticas de manejo adotadas na área estudada podem estar influenciando esse reordenamento. A exposição das raízes, por exemplo, propicia a ocorrência de ferimentos mecânicos por equipamentos de manutenção de gramados (MORGENROTH; SANTOS; CADWALLADER, 2015), que se tornam porta de entrada para patógenos (SCHWARZE *et al.*, 2007; TSIORAS; LIAMAS, 2015). Esses ferimentos afetam a fisiologia, o crescimento e a vitalidade dos indivíduos (ARBELLAY; FONTI; STOFFEL, 2012; MORGENROTH; SANTOS; CADWALLADER, 2015; SMITH, 2006) além de reduzir os serviços ecossistêmicos prestados (NOWAK *et al.*, 2016). Propiciar melhores condições de desenvolvimento para as espécies que não se apresentaram bem adaptadas às condições urbanas pode aumentar a

neutralização de carbono das mesmas, uma vez que elas podem, assim, se desenvolver melhor.

A neutralização de carbono pelas espécies no ambiente urbano foi alterada em função do estado fitossanitário, em diferentes proporções para indivíduos em condições satisfatórias e ruins. A presença de doenças e ataque de insetos são fatores importantes que afetam o crescimento das árvores, assim como as lesões mecânicas que podem ser portas de entrada para patógenos (IAKOVOGLOU *et al.*, 2001). Ao reduzir o crescimento uma menor quantidade de carbono é removido da atmosfera. Espera-se que indivíduos em boas condições, cresçam em maiores taxas. Aqueles com 26-50% comprometido, possuem taxas equivalentes a 62% do potencial; àqueles com 51-75% comprometidos, possuem taxas equivalentes a 37% do potencial, e aqueles com 76-99%, apenas 13% (NOWAK *et al.*, 2008, 2013). As taxas de crescimento dos indivíduos podem ser potencializadas através de práticas silviculturais que busquem limitar o estresse sofrido pelas árvores e controlar o ataque de patógenos (IAKOVOGLOU *et al.*, 2001).

## CONCLUSÃO

A contribuição dos indivíduos lenhosos e palmeiras na neutralização de carbono em ambiente urbano,  $32,565 \pm 33,090 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $28,968 \pm 51,175 \text{ kgCO}_{2e} \text{ ind}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente, é significativa e, por isso, deve ser considerada nos inventários de balanço de carbono municipais, estaduais e nacionais.

A idade de máxima neutralização anual de carbono varia em função da espécie. Em média, a neutralização de carbono de espécies de lenhosas é maior em indivíduos com idade entre 61 e 80 anos, devido ao comportamento de *Delonix regia*, sendo que, entre palmeiras, indivíduos com até 20 anos se destacam.

As espécies estudadas apresentam cinco padrões distintos de similaridade na neutralização média anual de carbono, sendo um subsídio para a escolha de espécies em projetos de arborização urbana com fins de neutralização de gases de efeito estufa.

*Anadenanthera macrocarpa*, *Albizia lebeck* e *Mangifera indica* possuem maior potencial de uso na neutralização de carbono, dada a sua adaptabilidade e taxa de remoção de carbono em áreas urbanas.

*Hibiscus rosa-sinensis* apresentou baixa adaptabilidade na área estudada, porém sua utilização é bem aceita e difundida no Brasil. Práticas silviculturais ou características específicas dos locais de plantio no local em estudo podem ter influenciado esse resultado.

A análise conjunta da adaptabilidade e neutralização de carbono fornece subsídio para a escolha adequada de espécies para o ambiente urbano, contribuindo, sobremaneira para a neutralização de gases de efeito estufa a menor custo de manutenção. *Anadenanthera macrocarpa* e *Albizia lebeck* são as mais bem classificadas neste estudo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AJANI, A.; SHAMS, Z. I. Comparative status of sequestered carbon stock of *Azadirachta indica* and *Conocarpus erectus* at the University of Karachi Campus, Pakistan. **International Journal of Environment**, v. 5, n. 2, p. 89–97, 2016.

ARBELLAY, E.; FONTI, P.; STOFFEL, M. Duration and extension of anatomical changes in wood structure after cambial injury. **Journal of Experimental Botany**, v. 63, n. 8, p. 3271–3277, 2012.

BLAGITZ, M.; BOTOSSO, P.; BIANCHINI, E.; MEDRI, M. E. Periodicidade do crescimento de espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual no Sul do Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 4, n. 109, p. 163–173, 2016.

BOBROWSKI, R.; CARACIOLO FERREIRA, R. L.; BIONDI, D. Descrição fitossociológica da arborização de ruas por meio de diferentes formas de expressão da dominância e da densidade. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1167–1178, 2016.

BRIANÉZI, D. **Estocagem e compensação de carbono pelas árvores do campus-sede da Universidade Federal de Viçosa**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais.

BRITEZ, R. M. de; BORGIO, M.; TIEPOLO, G.; FERRETTI, A.; CALMON, M. HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do sul do Brasil**. Colombo, Embrapa Floresta, 2006.

CAMARA, R.; SOUZA, D.; PEREIRA, D. Arborização viária e conflitos com equipamentos urbanos no bairro da Taquara, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 14, n. 1, p. 25–33, 2007.

CANHAM, C. D.; MURPHY, L. The demography of tree species response to climate: sapling and canopy tree growth. **Ecosphere**, v. 7, n. 1, p. 1–17, 2016.

COSTA, I. S.; MACHADO, R. R. B. A arborização do campus da UESP- Poeta Torquato Neto em Teresina - PI: diagnóstico e monitoramento. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 4, p. 32–46, 2009.

DEL CASTILLO, E. M.; TEJEDOR, E.; SERRANO-NOTIVOLI, R.; NOVAK, K.; SAZ, M. Á.; LONGARES, L. A.; LUIS, M. de. Contrasting patterns of tree growth of Mediterranean pine species in the Iberian Peninsula. **Forests**, v. 9, n. 7, p. 1–15, 2018.

DOBBERTIN, M. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: A review. **European Journal of Forest Research**, v. 124, n. 4, p. 319–333, 2005.

DUTRA, A. S.; FILHO, S. M. Dormência e germinação de sementes de albizia (*Albizia lebbek* (L.) Benth). **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 3, p. 427–432, 2009.

EVANS, M. E. K.; FALK, D. A.; ARIZPE, A.; SWETNAM, T. L.; BABST, F.; HOLSINGER, K. E. Fusing tree-ring and forest inventory data to infer influences on tree growth. **Ecosphere**, v. 8, n. 7, p. 1–20, 2017.

**Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 07 Abr. 2019

GENGO, R. DE C.; HENKES, J. A. A utilização do paisagismo como ferramenta na preservação e melhoria ambiental em área urbana. **Revista Gestão and Sustentabilidade Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 55–81, 2013.

GILLNER, S.; BRÄUNING, A.; ROLOFF, A. Dendrochronological analysis of urban trees: climatic response and impact of drought on frequently used tree species. **Trees**, v. 28, n. 4, p. 1079–1093, 2014.

GOLUBIEWSKI, N. E. Urbanization increases grassland carbon pools: effects of landscaping in Colorado's front range. **Ecological Applications**, v. 16, n. 2, p. 555–571, 2006.

HORN, J.; ESCOBEDO, F. J.; HOSTETLER, M. TIMILSINA, N. The role of composition, invasives, and maintenance emissions on urban forest carbon stocks. **Environmental Management**, v. 55, n. 2, p. 431–442, 2015.

IAKOVGLOU, V.; JANETTE, T.; BURRAS, L.; KIPPER, R. Factors related to tree growth across urban-rural gradients in the Midwest, USA. **Urban Ecosystems**, v. 5, n. 1, p. 71–85, 2001.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª ed. Rio de Janeiro: 275p. 2012.

KAYE, J. P. .; McCULLEY, R. L.; BURKE, C. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems. **Global Change Biology**, v. 11, n. 4, p. 575–587, 2005.

LACY, P. DE; SHACKLETON, C. M. The comparative growth rates of indigenous street and garden trees in Grahamstown, South Africa. **South African Journal of Botany**, v. 92, n. 1, p. 94–96, 2014.

MATTSSON, E.; OSTWALD, M.; NISSANKA, S. P.; PUSHPAKUMARA, D. K. G. Quantification of carbon stock and tree diversity of homegardens in a dry zone area of Moneragala district, Sri Lanka. **Agroforestry Systems**, v. 89, n. 3, p. 435–445, 2015.

McHALE, M. R.; BURKE, I. C.; LEFSKY, M. A.; PEPPER, P. J. Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed

specifically for urban trees? **Urban Ecosyst**, v. 12, n. 1, p. 95–113, 2009.

McPHERSON, E. G.; SIMPSON, J. R. **Carbon dioxide reduction Through Urban Forestry: Guidelines for Professional and Volunteer Tree Planters**. General Technical Report PSW-171. Albany, CA: USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 1999.

McPHERSON, E. G.; SIMPSON, J. R.; PEPPER, P. J.; MACO, S. E.; XIAO, Q. **Benefit-cost analysis of Fort Collins' municipal forest**. Center of Urban Forest Research. Albany, CA: USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 2003.

MELO, A. C. G. DE; CURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Parapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 71, n. 1, p. 149–154, 2006.

MEUNIER, I. M. J.; ALEIXO, J. Árvores nativas para a arborização de Teresina, Piauí. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 1, n. 1, p. 10–18, 2006.

MOBOT - Missouri Botanical Garden (2012). Plant Science Database – W3 TRÓPICOS. Disponível em: <http://www.mobot.org>. Acesso em: Maio, 2018.

MORGENROTH, J.; SANTOS, B.; CADWALLADER, B. Conflicts between landscape trees and lawn maintenance equipment – The first look at an urban epidemic. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 14, n. 4, p. 1054–1058, 2015.

MORO, M. F.; CASTRO, A. S. F.; ARAÚJO, F. S. DE. Composição florística e estrutura de um fragmento de vegetação savânica sobre os tabuleiros pré-litorâneos na zona urbana de Fortaleza, Ceará. **Rodriguésia**, v. 62, n. 2, p. 407–423, 2011.

NOWAK, D. J.; CRANE, D. E. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. **Environmental Pollution**, v. 116, n. 3, p. 381–389, 2002.

NOWAK, D. J.; CRANE, D. E.; STEVENS, J. C.; HOEHN, R. E.; WALTON, J. T. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. **Arboriculture and Urban Forestry**, v. 34, n. 6, p. 347–358, 2008.

NOWAK, D. J.; GREENFIELD, E. J.; HOEHN, R. E.; LAPOINT, E. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. **Environmental Pollution**, v. 178, n. 1, p. 229–236, 2013.

NOWAK, D. J.; HOEHN, R. E.; BODINE, A. R.; GREENFIELD, E. J.; O'NEIL-DUNNE, J. Urban forest structure, ecosystem services and change in Syracuse, NY. **Urban Ecosystems**, v. 19, n. 4, p. 1455–1477, 2016.

OLIVEIRA, T. C.; OLIVEIRA, M. M. C. A.; NETO, A. M.; LOPES, F. C. Neutralização dos gases do efeito estufa (GEE): estudo de caso de uma

microempresa do ramo alimentício. **Revista Agrogeoambiental**, Edição especial, n. 1, p. 43–46, 2013.

OTHMAN, R.; ZUBAIDAH, S.; KASIM, A. Assessment of plant materials carbon sequestration rate for horizontal and vertical landscape design. **International Journal of Environment Science and Development**, v. 7, n. 6, p. 410–414, 2016.

PATAKI, D. E.; CARREIRO, M. M.; CHERRIER, J.; GRULKE, N. E.; JENNINGS, V.; PINCETL, S.; POUYAT, R. V.; WHITLOW, T. H.; ZIPPERER, W. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: Ecosystem services, green solutions, and misconceptions. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 1, p. 27–36, 2011.

PEPER, P. J.; MACO, S. E.; XIAO, Q.; SIMPSON, J. R.; PEPER, P. J.; McPHERSON, E. G. **City of Bismarck, North Dakota Street Tree Resource Analysis**. Center of Urban Forest Research. Albany, CA: USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 2004.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; UHL, E.; DAHLHAUSEN, J.; RÖTZER, T.; CALDENTY, J.; KOIKE, T.; van CON, T.; CHAVANNE, A.; SEIFERT, T.; du TOIT, B.; FARNDEN, C.; PAULEIT, S. Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 14, n. 3, p. 466–479, 2015.

RAHMAN, M. A.; ARMSON, D.; ENNOS, A. R. A comparison of the growth and cooling effectiveness of five commonly planted urban tree species. **Urban Ecosystems**, v. 18, n. 2, p. 371–389, 2015.

REN, Y.; WEI, X.; WANG, D.; LUO, Y.; SONG, X.; WANG, Y.; YANG, Y.; HUA, L. Linking landscape patterns with ecological functions: A case study examining the interaction between landscape heterogeneity and carbon stock of urban forests in Xiamen, China. **Forest Ecology and Management**, v. 293, n. 1, p. 122–131, 2013.

REYNOLDS, C. C.; ESCOBEDO, F. J.; CLERICI, N.; ZEA-CAMAÑO. Does “greening” of neotropical cities considerably mitigate carbon dioxide emissions? The case of Medellin, Colombia. **Sustainability**, v. 9, n. 5, p. 785–800, 2017.

ROSSATTO, D. R.; TSUBOY, M. S. F.; FREI, F. Arborização urbana na cidade de Assis-SP : Uma abordagem quantitativa. **Revista da sociedade brasileira de arborização urbana**, v. 3, n. 3, p. 1–16, 2008.

SCHARENBRUCH, B. C.; CARTER, D.; BIALECKI, M.; FAHEY, R.; SCHEBERL, L.; CATANIA, M.; ROMAN, L. A.; BASSUK, N.; HARPER, R. W.; WERNER, L.; SIEWERT, A.; MILLER, S.; HUTYRA, L.; RACITI, S. A rapid urban site index for assessing the quality of street tree planting sites. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 27, n. 1, p. 279–286, 2017.

SCHWARZE, F. W. M. R.; GRÜNER, J.; SCHUBERT, M.; FINK, S. Defence reactions and fungal colonisation in *Fraxinus excelsior* and *Tilia platyphyllos* after stem wounding. **Arboricultural Journal**, v. 30, n. 1, p. 61–82, 2007.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. **Inventário florestal de Minas Gerais: floresta estacional semidecidual e ombrófila: florística, estrutura, diversidade, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e áreas aptas para manejo florestal**. Lavras: UFLA, 2008. 1029 p.

SILVA, L. M.; HASSE, I.; MOCCELIN, R.; ZBORALSKI, A. R. Arborização de vias públicas e a utilização de espécies exóticas: O caso do Bairro Centro de Pato Branco/PR. **Scientia Agraria**, v. 8, n. 1, p. 47–53, 2007.

SMITH, K. T. Compartmentalization today. **Arboricultural Journal**, v. 29, n. 3, p. 173–184, 2006.

SOARES, A. L.; REGO, F. C.; McPHERSON, E. G.; SIMPSON, J. R.; PEPER, P. J.; XIAO, Q. Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 10, n. 2, p. 69–78, 2011.

TANG, Y.; CHEN, A.; ZHAO, S. Carbon storage and sequestration of urban street trees in Beijing, China. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 1, p. 1–8, 2016.

TSIORAS, P. A.; LIAMAS, D. K. Residual tree damage along skidding trails in beech stands in Greece. **Journal of Forestry Research**, v. 26, n. 2, p. 523–531, 2015.

UFV. **Boletim meteorológico 2018**. Disponível em: <<http://www.bibliotekevirtual.org/index.php/2013-02-07-03-02-35/2013-02-07-03-03-11/169-rcm/v04n01/632-v04n01a01.html>>. Acesso em: Julho, 2018.

VAZ, M.; LEVANIČ, T.; DOICK, K. J. Growth rates of common urban trees in five cities in Great Britain: A dendrochronological evaluation with an emphasis on the impact of climate. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 22, n. 1, p. 11–23, 2017.

VELASCO, E.; ROTH, M.; NORFORD, L.; MOLINA, L. T. Does urban vegetation enhance carbon sequestration? **Landscape and Urban Planning**, v. 148, n. 1, p. 99–107, 2016.

VISWANATHAN, B.; VOLDER, A.; WATSON, W. T.; AITKENHEAD-PETERSON, J. A. Impervious and pervious pavements increase soil CO<sub>2</sub> concentrations and reduce root production of American sweetgum (*Liquidambar styraciflua*). **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 10, n. 2, p. 133–139, 2011.

VOGT, J. M.; WATKINS, S. L.; MINCEY, S. K.; PATTERSON, M. S. FISCHER, B. C. Explaining planted-tree survival and growth in urban neighborhoods: A social-ecological approach to studying recently-planted trees in Indianapolis.

**Landscape and Urban Planning**, v. 136, n. 1, p. 130–143, 2015.

WEISSERT, L. F.; SALMOND, J. A.; SCHWENDENMANN, L. Photosynthetic CO<sub>2</sub> uptake and carbon sequestration potential of deciduous and evergreen tree species in an urban environment. **Urban Ecosystems**, v. 20, n. 3, p. 663–674, 2017.

YANG, J.; McBRIDE, J.; ZHOU, J.; SUN, Z. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 3, n. 2, p. 65–78, 2004.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As taxas de crescimento obtidas fornecem subsídio para a gestão da arborização urbana, podendo ser usadas, por exemplo, dimensionar a demanda por espaço futuro, o início da senescência e o intervalo de tempo entre os plantios dos indivíduos.

As árvores no ambiente urbano devem ser incluídas nas estratégias nacionais de mitigação de gases de efeito estufa, em face do seu potencial anual de neutralização superior aos encontrados para áreas em recomposição vegetal e em sucessão natural.

A ordem de importância das espécies em relação ao incremento médio anual de carbono é alterada ao analisar a adaptabilidade das mesmas à condição urbana de desenvolvimento dos indivíduos.