

# AVALIAÇÃO DE METAIS TÓXICOS DE ALFACES CULTIVADAS EM HORTA URBANA NA CIDADE DE SÃO PAULO, SÃO PAULO

EVALUATION OF TOXIC METALS IN LETTUICES GROWN OF AN URBAN GARDEN IN THE CITY OF SÃO PAULO, STATE OF SÃO PAULO, BRAZIL

**Luiz Alberto Bortoletto** 

Engenheiro Mecânico, Mestrando do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental do Centro Universitário das Faculdades Metropolitanas Unidas (FMU), São Paulo, Brasil

**Erico da Silva Lima** 

Doutor em Zootecnia. Professor do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental do Centro Universitário das Faculdades Metropolitanas Unidas (FMU) – São Paulo (SP), Brasil.

**Deborah Inês Teixeira Fávoro** 

Doutora em Tecnologia Nuclear. Pesquisadora do IPEN – CNEN, São Paulo (SP), Brasil.

**João Cristiano Ulrich** 

Doutor em Tecnologia Nuclear – Materiais. Técnico pesquisador do Centro de Química e Meio Ambiente do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Comissão Nacional de Energia Nuclear (IPEN-CNEN) – São Paulo (SP), Brasil.

**Vanessa Aparecida Feijó de Souza** 

Doutora em Ciências. Professora do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental do Centro Universitário das FMU – São Paulo (SP), Brasil.

**Marycel Elena Barboza Cotrim** 

Doutora em Tecnologia Nuclear. Pesquisadora do IPEN-CNEN – São Paulo (SP), Brasil.

**Fernanda de Campos Bezerra** 

Mestranda em Saúde Ambiental do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental das FMU – São Paulo (SP), Brasil.

## Endereço para correspondência:

Erico da Silva Lima – Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental, Centro Universitário das Faculdades Metropolitanas Unidas – Rua Ministro Nelson Hungria, 541 – Vila Tramontano – CEP: 05690-050 – São Paulo (SP), Brasil – E-mail: erico.lima@fmu.br

**Recebido em:** 10/04/2019

**Aceito em:** 29/07/2019

## RESUMO

As hortas urbanas trazem benefícios alimentares e sociais, mas os poluentes atmosféricos são nocivos à saúde. Então, surge a questão: os alimentos das hortas urbanas são seguros? Para investigar, neste estudo utilizou-se a alface crespa, a mais consumida em São Paulo e bioindicadora de metais tóxicos. A pesquisa ocorreu de agosto a outubro de 2018, em horta urbana no telhado de um grande *shopping* da cidade de São Paulo, cercado de intenso tráfego de veículos. Utilizaram-se dois tratamentos, cultivo a céu aberto (T1) e cultivo em estufa com controle de ar (T2), com nove repetições cada. Após 60 dias, quantificaram-se as concentrações médias, nas amostras, dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb) e zinco (Zn), que não ultrapassaram os limites máximos preconizados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Concluiu-se que as alfaces não oferecem riscos à saúde humana, e o tratamento T2 reduziu o teor de Zn na alface ( $p < 0,05$ ).

**Palavras-chave:** fazenda urbana; hortaliças; elementos-traço; saúde humana; sustentabilidade.

## ABSTRACT

Urban gardens bring social and food benefits, but air pollutants are harmful to health. So the question arises: Are garden foods safe? To this end, this study analyzed the green-leaf lettuce, the most consumed one in the state of São Paulo and a bioindicator of toxic metals. The study was conducted from August to October 2018, in an urban garden on the roof of a large shopping mall in the city of São Paulo, surrounded by heavy vehicular traffic. Two treatments were used: open-air cultivation (T1) and cultivation in a greenhouse with air control (T2), with 9 replicates each. After 60 days, the mean concentrations of As, Cd, Cr, Pb and Zn in the samples were quantified, which did not exceed the maximum limits recommended by ANVISA. From the results of the present study, it was concluded that lettuces grown in an urban garden presented no risk to human health and the greenhouse with air control (T2) reduced the Zn content in lettuces.

**Keywords:** urban farm; greenery; trace elements; human health; sustainability.

## INTRODUÇÃO

As condições alimentares e ambientais estão diretamente ligadas à saúde, retratando os métodos de organização de sua produção, do trabalho e da sociedade em certo contexto histórico, no entanto evidencia-se que algumas comunidades se apresentam em situação de vulnerabilidade social e de insegurança alimentar e nutricional (RIBEIRO; BÓGUS; WATANABE, 2015). Como alternativa para essa problemática, a agricultura urbana (AU) tornou-se parte da solução das graves crises humanitárias causadas pelas duas grandes guerras e pela depressão de 1929 (GONÇALVES, 2014; HEIMER, 2008; LAWSON, 2009; LINDEMANN-MATTHIES & BRIEGER, 2016).

Em 2005, a população urbana superou a rural em uma curva crescente, e estima-se que, em 2050, a população urbana supere os seis bilhões de pessoas (UNITED NATIONS, 2014) e a AU se destaque como uma possível fonte de alimentos para essa população, além de contribuir em outros aspectos no bem-estar e na qualidade de vida, como a redução do estresse, por meio do cultivo das hortaliças e da interação social entre os indivíduos. A atividade também modifica o ecossistema e oferece subsídios para o esclarecimento da população quanto à importância da valorização das hortas urbanas; entretanto, o grande desafio será produzir alimentos saudáveis ao consumo humano nesse ambiente com grande potencial poluidor (SCHRAM-BIJKERK *et al.*, 2018; LUCKE; MAMO; KOENIGSTORFER, 2019).

A AU no Brasil teve destaque a partir dos anos 1990 com a criação da agenda de Segurança Alimentar e Nutricional (SAN) (BRASIL, 2014). Ela integra, nos dias atuais, um cenário de mudanças da sociedade brasileira contemporânea, caracterizando a globalização, o avanço tecnológico à informação, estando ligada também ao crescimento demográfico e econômico dos centros urbanos, o que contribui para a reestruturação dos seus espaços por meio do uso do solo, o que contribui para práticas sociais (RIBEIRO; BÓGUS; WATANABE, 2015). No entanto, essa alimentação pode ser perigosa, pois sendo produzida dentro ou nos arredores dos grandes centros urbanos, onde os níveis de poluição são muito elevados, pode ocorrer a contaminação dos frutos, dos legumes e das hortaliças (ANTONIADIS *et al.*, 2019; SURUCHI & KHANNA, 2011). O controle do nível de contaminação desses alimentos é fundamental para segurança dos consumidores dos produtos ad-

vindos da AU, pois esses metabólitos são acumulativos no organismo e contribuem para a morbidade e até mesmo a mortalidade do indivíduo (RAI *et al.*, 2019; AL-SALEH *et al.*, 2017). Embora o corpo humano necessite de alguns desses elementos, como cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn) e zinco (Zn), para suas diferentes funções metabólicas, como atividades enzimáticas, funções hormonais e transportes de nutrientes e proteínas, em altas concentrações podem ser tóxicos, assim como o arsênio (As), o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), elementos não essenciais e que, portanto, não possuem benefícios (KHAN *et al.*, 2015).

A poluição atmosférica é reconhecida pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como um dos problemas ambientais globais que mais ameaçam a saúde. Cerca de 3,7 milhões de pessoas morrem de exposição ao ar contaminado em áreas urbanas (RIOJAS-RODRÍGUEZ *et al.*, 2016).

Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o mais crítico dos poluentes ambientais é a poluição atmosférica, sendo o intenso tráfego de veículos o principal fator gerador (AMATO-LOURENCO *et al.*, 2016; CETESB, 2017; RIOJAS-RODRÍGUEZ *et al.*, 2016).

O solo é a principal fonte de nutrientes dos vegetais e é por meio dele que a contaminação por metais acontece, mas também pode ocorrer pela água usada para irrigação, nos processos de colheita e armazenamento e até mesmo nos locais de venda (FRANÇA *et al.*, 2017). Há diversos trabalhos sobre a contaminação dos vegetais produzidos em AU, mas não diferenciam a contaminação advinda do solo e do ar atmosférico (AMATO-LOURENCO *et al.*, 2016; ANTONIADIS *et al.*, 2017; MAO *et al.*, 2019).

O presente estudo teve como objetivo avaliar a contaminação de uma espécie de hortaliça pelos contaminantes As, Cd, Cr, Pb e Zn, fazendo uso da AU. A espécie escolhida para plantio foi a alface crespa (*Lactuca saltiva L.*), uma das hortaliças mais cultivadas e consumidas no estado de São Paulo, sendo boa fonte de fibras, ferro, ácido fólico, vitamina C e sais minerais e com baixo valor calórico (HERNANDEZ, 2014; KIM *et al.*, 2016), amplamente utilizada como bioindicadora de contaminação (DALA-PAULA, 2012; ZHENG *et al.*, 2018). Além disso, objetivou-se avaliar a segurança dos ali-

mentos produzidos na AU, e se o sistema de cobertura utilizado, como controle de entrada de ar, foi eficiente na redução dos poluentes atmosféricos no ambiente de cultivo. Consequentemente, avaliou-se se esse sis-

tema conseguiu reduzir as concentrações dos elementos As, Cd, Cr, Pb e Zn nas hortaliças e contribuir para um cultivo sustentável ambiental e socialmente, além de colaborar para uma alimentação segura.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Descrição do local e da pesquisa

O experimento ocorreu na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil (Figura 1A), no telhado verde de um grande *shopping center*, ao redor de 25 m de altura (Figuras 1B e 1C), localizado na região sudoeste da cidade, com coordenadas geográficas 24°31'12" S e 48°06'29"

### Estufa

A estufa foi construída com as dimensões externas 125 × 140 × 185 cm (frontal × lateral × altura), com estrutura formada por tubos de PVC e reforçada com barras roscas de ferro (Figura 2A). Na cobertura, foi utilizado plástico transparente de 150 micras (EM-

BRAPA, 2005) (Figura 2B), cortado e costurado no tamanho específico, e fixada por cordões. O sistema de acesso foi projetado com sobreposição de camadas, para maior controle da entrada de ar e fechamento com velcros na lateral frontal (Figura 2C). A entrada

W, cercado de intenso tráfego de veículos leves e pesados (Figura 1D). Foram utilizados dois tratamentos experimentais, sendo cultivo a céu aberto (T1) e cultivo em estufa com controle de entrada de ar e filtragem padrão G3 (T2) (Figuras 1E e 1F).

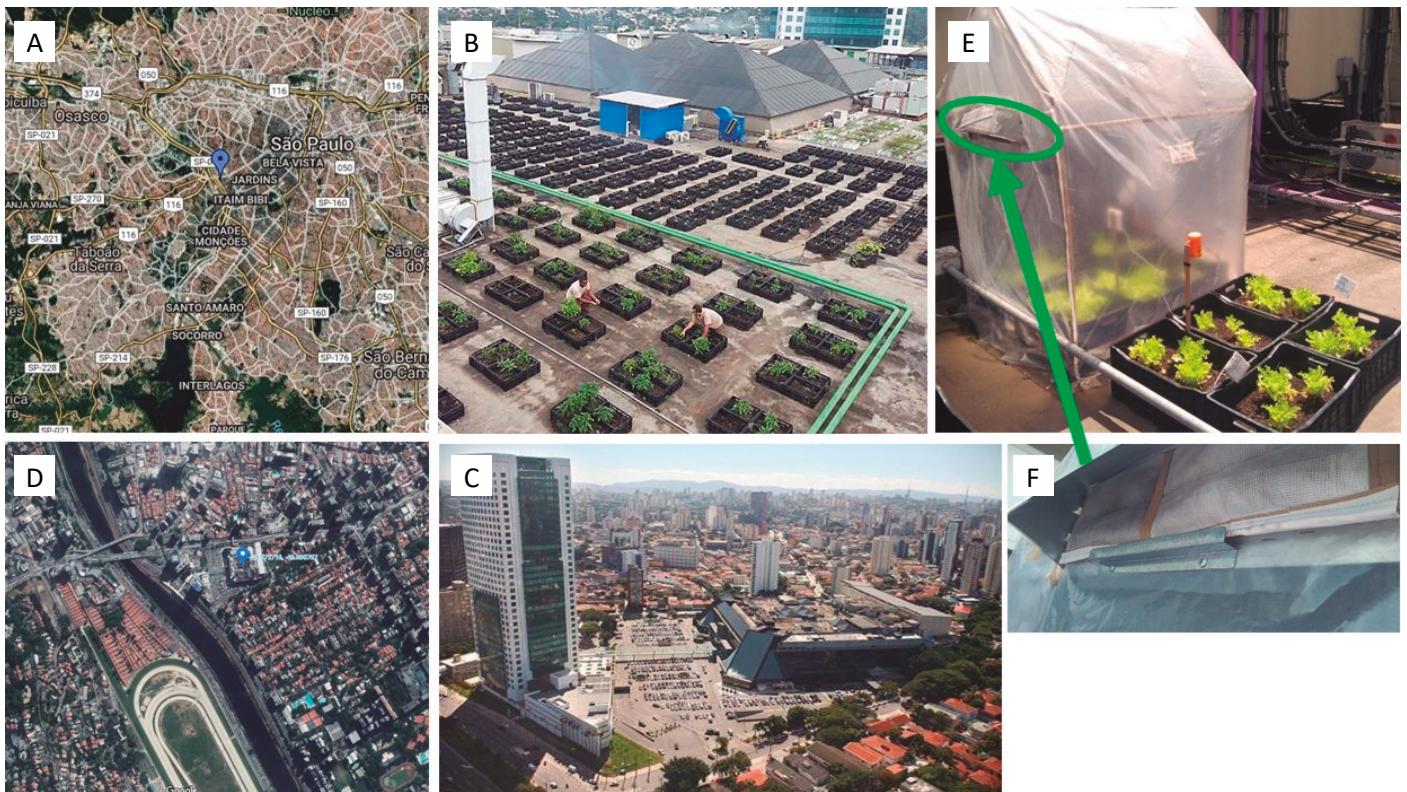


Figura 1 – (A) Imagem aérea da cidade de São Paulo; (B) e (C) imagens da horta urbana no telhado verde do *shopping*; (D) imagem das vias de grande tráfego de veículos e localização da horta; (E) cultivo a céu aberto (T1) e em estufa com controle de ar (T2); (F) sistema de controle de entrada de ar com filtragem.

de ar na estufa é feita por um sistema de circulação forçada, confeccionado com quatro ventoinhas (*coolers* de computador) de 15 × 15 × 3 cm, com sistema elétrico de 12V (Figura 2D) e um elemento filtran-

### Experimento e amostragem

Foram preparadas dez caixas plásticas de polipropileno com dimensões 40 × 60 × 25 cm (cinco de cada tratamento), com aproximadamente 25 kg de substrato cada uma. Esse substrato era composto de dois terços de terra vegetal adubada oriunda da zona rural de Suzano, São Paulo, fornecida pela empresa Suzan Humus, e um terço de adubo orgânico Organomix, comercializado pela empresa Art Viva.

### Preparo das amostras

#### Alface

Após cultivo das dez amostras de cada tratamento, foram colhidas nove amostras de cada tratamento, embaladas em sacos plásticos limpos, lacradas,

te construído, artesanalmente, com manta filtrante G3 e moldura de papelão nas dimensões 52 × 15 × 1,0 cm (Figura 2E), que foi substituído semanalmente (Figura 2F).

Foram transplantadas, em cada caixa, duas mudas de alface do tipo crespa, adquiridas de um produtor de mudas na área rural de Ibiúna, São Paulo, com aproximadamente 30 dias de idade.

As mudas, após transplantadas, foram cultivadas por 60 dias, no período de agosto a outubro, inverno e início da primavera de 2018, com irrigação manual duas vezes ao dia, quando não chovia.

identificadas, acondicionadas em caixa térmica com gelo e transportadas para o laboratório (EMBRAPA, 1998).

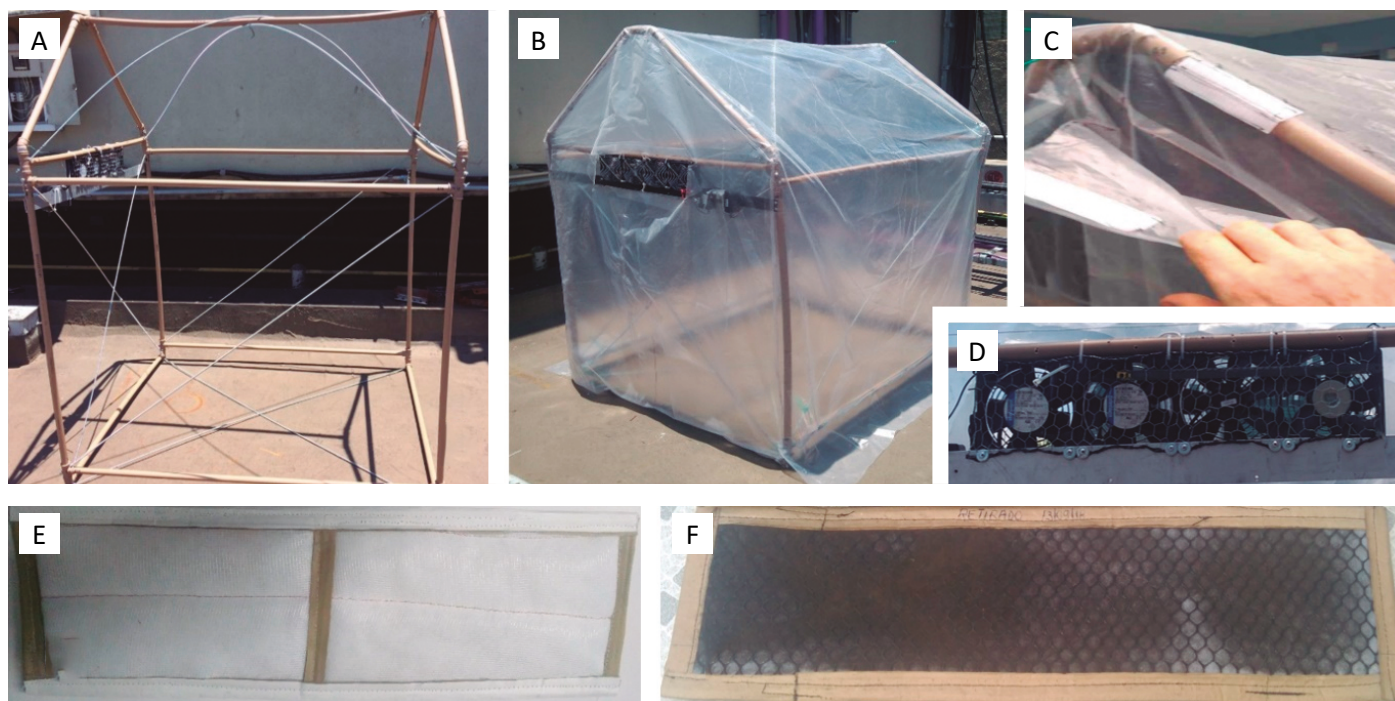


Figura 2 – (A) e (B) Estrutura da estufa e cobertura; (C) sistema de fechamento com velcros; (D) sistema de entrada de ar; (E) e (F) elemento filtrante G3.

### *Higienização, secagem, moagem e peneiramento da alface*

No laboratório, lavaram-se as folhas das 18 amostras de alface com água deionizada e secou-se o excesso de umidade com papel toalha. Em seguida, as amostras foram colocadas em estufa de circulação forçada a 50°C, até peso constante (EMBRAPA, 1998). O teor médio de perda de água para as amo-

#### *Substrato*

Foram coletadas três amostras de cada substrato (inicial, T1 e T2), coletando-se em três pontos distintos de cada caixa, variando-se a profundidade e reunindo-se, aproximadamente, 500 g de cada, que fo-

#### *Secagem, moagem e peneiramento do substrato*

No laboratório, foi usado o procedimento de quarteramento para reduzir o tamanho de cada amostra até aproximadamente 50 g. Em seguida, as amostras foram secas em estufa de circulação forçada a 50°C até peso constante. A porcentagem média de

### **Métodos analíticos**

As amostras foram analisadas no Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Comissão Nacional de Energia Nuclear de São Paulo (IPEN-CNEN/SP), no Laboratório de Análise por Ativação com Nêutrons (LAN (CRPq)) e no Laboratório de Análises Química e Ambiental (LAQA (CQMA)). Foram usadas duas técnicas analíticas: análise por ativação com nêutrons instrumental (INAA), que quantificou os metais, Cr e Zn, e análise por espectrometria de

#### *Técnica analítica: INAA*

Cerca de 150 mg de cada amostra e dos materiais de referência foram submetidos à irradiação no reator nuclear de pesquisa IEA-R1 do IPEN-CNEN/SP, sob um fluxo de nêutrons térmicos de  $1 \text{ a } 5 \times 10^{12} \text{ n cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , por um ciclo diário (6–7 horas), e foram realizadas duas séries de contagem. A primeira foi feita após um tempo de decaimento de cinco a sete dias, e a segunda, de 15 a 20 dias. Nessas condições, a quantificação dos metais Cr e Zn foi feita por meio da espectrometria gama dos radioisótopos  $^{51}\text{Cr}$  e  $^{65}\text{Zn}$ .

A espectrometria gama foi realizada em um espectrômetro da CANBERRA com um detector de Ge hiperpuro

tras de alface foi de  $94,8\% \pm 0,8$ , no processo de secagem. Com almofariz e pistilo se macerou a matéria seca e, posteriormente, peneirou-se em peneira de nylon com granulometria de 45 mesh (EMBRAPA, 1998). Nessas condições, as amostras estavam prontas para as análises químicas.

ram posteriormente embalados em sacos plásticos, lacrados, identificados, acondicionados em caixa térmica com gelo e transportados para o laboratório (EMBRAPA, 1998).

perda de água para as amostras de substrato foi de  $37,2\% \pm 1,0$  no processo de secagem. Com almofariz e pistilo, macerou-se a matéria seca e peneirou-se em peneira de náilon com granulometria de 45 mesh (EMBRAPA, 1998).

emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), o semimetal As e os metais Cd e Pb. Esses elementos foram escolhidos pela sua relevância e toxicidade, e os resultados obtidos para os dois métodos de cultivo, T1 e T2, foram comparados com os limites máximos permitidos para contaminantes inorgânicos para o grupo das hortaliças, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (BRASIL, 1998, 2013).

e eletrônica associada, com resolução de 1,21 keV no pico de 121,97 keV do  $^{57}\text{Co}$  e de 2,23 keV para o pico de 1332,49 keV do  $^{60}\text{Co}$ , respectivamente.

Os materiais de referência certificados (MRC) utilizados para verificação da confiabilidade dos resultados das amostras de alface, em termos de exatidão e precisão, foram *Apple Leaves* (NIST SRM 1515), *Peach Leaves* (NIST SRM 1547) e *Trace Elements in Spinach Leaves* (NIST SRM 1570<sup>a</sup>), que possuem valores certificados de concentração para diversos elementos, incluindo os metais de interesse Cr e Zn.

Os MRC utilizados para verificação da confiabilidade dos resultados para as amostras de substrato, em termos de exatidão e precisão, foram *Lake Sediment* (IAEA-SL-3), *Lake Sediment* (IAEA-

-SL-1) e *BEN Basalt* (CNRS, França), que possuem valores certificados de concentração para diversos elementos, mesmo os metais de interesse Cr e Zn.

### Técnica analítica: ICP-OES

Cerca de 0,450 g de cada amostra e dos materiais de referência foram pesados em balança analítica e transferidos para tubos de teflon; em seguida, foram adicionados 4 mL de ácido nítrico concentrado e 0,3 mL de água oxigenada a 30% v/v, e depois de fechados, os tubos com as amostras foram submetidos ao processo de digestão por micro-ondas. Após resfriamento, os tubos foram abertos e a amostra digerida foi transferida para tubos plásticos, tipo Falcon, com capacidade de 15 mL; foi adicionada água ultrapurificada até volume final igual a 10 mL.

Para realizar a medição dos elementos de interesse no equipamento espectrômetro de emissão óp-

tica com plasma de argônio (Espectro Arcos, Spectro), as linhas espectrais iguais a 189,042 nm (As), 214,438 nm (Cd) e 220,353 nm (Pb) foram selecionadas e utilizadas. O método de adição padrão foi utilizado nas amostras para melhorar o processo de medição.

Os MRC utilizados para a garantia da validade dos resultados das amostras de alface, em termos de exatidão e precisão, foram *Apple Leaves* (NIST SRM 1515), *Peach Leaves* (NIST SRM 1547) e *Trace Elements in Spinach Leaves* (NIST SRM 1570a), que possuem valores certificados de concentração para diversos elementos, incluindo os de interesse As, Cd e Pb.

### Análise estatística

Na análise estatística para as mensurações realizadas em folhas de alface, o teste U de Mann-Whitney foi conduzido a fim de comparar os resultados obtidos para os grupos classificados como T1 e T2 ( $\alpha = 0,05$ ).

Os resultados para as amostras de substrato foram comparados segundo as categorias inicial (momento antes de iniciar a pesquisa), T1 e T2, ambos logo depois

da colheita das alfaves. Para tanto, o teste de Kruskal-Wallis foi adotado a 0,05 de significância.

Apesar de as distribuições das variáveis de estudo apresentarem aderência à distribuição normal, segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov ( $\alpha = 0,05$ ;  $p > 0,05$ ), optou-se por provas não paramétricas, uma vez que o número amostral foi baixo. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do pacote estatístico SPSS v.23.

### Controle de umidade e temperatura dos ambientes de cultivo

Foi utilizado um termo hidrômetro para controle de umidade e temperatura da marca INCOTERM mod. 7664.01, que controlou diariamente os va-

lores máximos e mínimos de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e umidade relativa (%) em T1 e T2, durante o período de cultivo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises dos MRC se apresentaram adequados: para a técnica INAA, os desvios padrões relativos e erros relativos foram inferiores a 10 % e para

a técnica de ICP OES, as recuperações foram de 83,6 a 102,4%, comprovando a precisão e a exatidão das técnicas analíticas.

### Alface

Os resultados das concentrações dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn das amostras de hortaliças em peso

úmido nos dois tratamentos (T1 e T2) estão apresentados na Tabela 1.

Os resultados das concentrações médias dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn das amostras de alface, em peso úmido, nos dois tratamentos (T1 e T2) estão apresentados na Tabela 2.

Comparando os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Cr em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o limite máximo tolerável (LMT) da ANVISA na base úmida (0,1 mg kg<sup>-1</sup>), verificou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 15%

do LMT, para contaminantes inorgânicos em hortaliças, da ANVISA, para o cultivo T2 (0,015 ± 0,013 mg kg<sup>-1</sup>), e 10% para o tratamento T1 (0,010 ± 0,006 mg kg<sup>-1</sup>), valores muito abaixo do LMT para Cr, para o grupo das hortaliças. Contudo, é importante verificar que muitas amostras apresentaram valores de concentração muito baixos, ou seja, abaixo do limite de quantificação (n.d.) da técnica analítica para esse elemento, o que resultou em um desvio padrão da média bastante alto, principal-

**Tabela 1 – Concentrações dos elementos (base úmida) arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco, das amostras de alface nas diferentes formas de cultivo.**

Tratamentos	Repetições	Técnica: INAA (mg kg <sup>-1</sup> )		Técnica: ICP-OES (mg kg <sup>-1</sup> )		
		Cr	Zn	As	Cd	Pb
Estufa com controle de ar (T2)	1	0,021	2,55	0,014	0,021	0,109
	2	n.d.	2,65	0,032	0,017	0,121
	3	0,005	2,50	0,018	n.d.	0,100
	4	0,002	2,90	0,005	0,002	0,093
	5	0,035	2,75	0,015	n.d.	0,058
	6	n.d.	2,70	0,004	n.d.	0,094
	7	n.d.	2,70	n.d.	0,005	0,075
	8	0,012	2,40	0,018	0,009	0,084
	9	n.d.	2,85	0,001	0,018	0,078
Média		0,015	2,67	0,013	0,012	0,090
Céu aberto (T1)	1	0,016	3,20	0,012	0,011	0,116
	2	0,005	3,70	0,039	0,014	0,088
	3	n.d.	3,85	0,040	n.d.	0,088
	4	n.d.	3,55	0,016	n.d.	0,104
	5	n.d.	3,15	0,037	0,062	0,125
	6	n.d.	4,10	0,002	0,004	0,102
	7	n.d.	2,95	n.d.	n.d.	0,087
	8	n.d.	2,65	n.d.	n.d.	0,026
	9	0,010	3,20	n.d.	n.d.	0,060
Média		0,010	3,37	0,024	0,023	0,088

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado; Cr: cromo; Zn: zinco; As: arsênio; Cd: cádmio; Pb: chumbo; n.d.: não determinado.

mente no caso das hortaliças cultivadas sob tratamento T2 ( $0,015 \pm 0,013 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

No ser humano, o Cr é essencial para metabolizar os açúcares. Sua deficiência pode causar diabetes, fadiga, ansiedade e problemas de crescimento. Em excesso causa dermatites, úlcera, problemas renais e hepáticos, hemólise e hemorragia gastrointestinal (MERLINO *et al.*, 2010; RAI *et al.*, 2019).

O Cr existe no ambiente em três estados: Cr elementar (0); Cr trivalente ( $\text{Cr}^{3+}$ ), considerado mais “natural”; e Cr hexavalente ( $\text{Cr}^{6+}$  + 150). O estado elementar e  $\text{Cr}^{6+}$  + 150 são tipicamente gerados pela indústria, em que são usados, por exemplo, na galvanoplastia, na proteção contra corrosão e no curtimento de couro, na fabricação de aço inoxidável e na produção de ligas. A forma hexavalente é usada como medida anti-corrosiva na fabricação de corantes têxteis e na proteção da madeira (EL-KADY; ABDEL-WAHAB, 2018).

Em Barcelona, Espanha, alfaces foram cultivadas em quatro zonas periurbanas no período de inverno (MARGENAT *et al.*, 2018). As amostras dessas hortaliças apresentaram variação de Cr de 0,08 a 0,54 mg/kg (base úmida), valores esses inferiores aos observados

na presente pesquisa, em que os vegetais foram cultivados em um telhado verde da capital de São Paulo.

Comparando os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Zn em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o LMT da ANVISA ( $50 \text{ mg kg}^{-1}$ ), verificou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 5% dos LMT da ANVISA para o cultivo T2 ( $2,67 \pm 0,16 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e 7% para o tratamento T1 ( $3,37 \pm 0,46 \text{ mg kg}^{-1}$ ), valores muito abaixo do LMT para Zn, para o grupo das hortaliças. Os resultados demonstram que o ambiente estufa (T2) foi significativamente eficiente ( $p < 0,05$ ) na redução da concentração do elemento Zn, poluente associado ao desgaste dos componentes veiculares (MOREIRA *et al.*, 2016).

Analisando os resultados do presente estudo com os encontrados por França *et al.* (2017), em duas espécies de alface, em dois sítios no entroncamento das rodovias federais BR-101 e BR-232, em Recife, Pernambuco, o teor da amostra de Zn (base úmida) da alface *capitata* site A ( $83,1 \pm 13,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ) foi 24 vezes maior que o do presente estudo no T1.

No corpo humano, o Zn é o segundo elemento mais abundante, essencial para a realização das reações químicas

**Tabela 2 – Concentrações médias ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos elementos-traço, em base úmida, das amostras de alface pelas técnicas de análise por ativação com nêutrons instrumental e análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado.**

Amostra	Técnica	Elemento	Tratamento	n	LMT	Média	DP	Valor p
Folhas	INAA	Cr	T2	5	0,1	0,015	0,013	0,764
			T1	3		0,010	0,006	
		Zn	T2	9	50	2,67	0,16	0,002
			T1	9		3,37	0,46	
	ICP-OES	As	T2	8	0,3	0,013	0,010	0,245
			T1	6		0,024	0,016	
		Cd	T2	6	0,2	0,012	0,008	0,831
			T1	4		0,023	0,027	
		Pb	T2	9	0,3	0,090	0,019	0,757
			T1	9		0,088	0,030	

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado; Cr: cromo; Zn: zinco; As: arsênio; Cd: cádmio; Pb: chumbo; T2: estufa com controle de ar; T1: céu aberto; n: número de amostras; LMT: limite máximo tolerável; DP: desvio padrão da média.



micas de mais de cem enzimas; é fundamental para as funções do sistema nervoso central e necessário para o desenvolvimento neurológico. A deficiência de Zn traz déficit de crescimento, perda de apetite, alteração de paladar e atraso na maturidade sexual (AMBRÓGI; AVEGLIANO; MAIHARA, 2016).

Os valores encontrados por Margenat *et al.* (2018) nas amostras de alface (base úmida), para Zn, em quatro locais periurbanos de Barcelona, variaram de 1,47 a 3,41 mg/kg<sup>-1</sup>. O valor máximo obtido esteve mais próximo ao T1, enquanto o mínimo encontrado foi inferior ao comparar com os tratamentos deste estudo (Tabela 2).

As atividades humanas têm colaborado para um aumento de Zn na atmosfera por meio da produção de fertilizantes e lodo de esgoto (ALLOWAY, 2012). Além do mais, a proximidade de intenso tráfego de veículos pode levar a uma exposição considerável de Zn por meio do desgaste de freios e pneus, das emissões de óleo do motor e aditivos antidesgaste do escapamento de veículos (LOUGH *et al.*, 2005), características essas verificadas na região do presente estudo. No entanto, o T2 foi eficiente em reduzir as partículas do elemento Zn nas alfaces por meio da cobertura e do controle de ar dos vegetais cultivados em comparação ao T1.

A absorção excessiva do Zn ao organismo pode levar a um quadro de intoxicação, resultando em sintomas como vômitos, diarreias e cólicas. A inalação de vapores de Zn produzidos nos processos de solda e fabricação de ligas de Zn causa grande irritabilidade e lesões ao sistema respiratório (BRITO FILHO, 1988).

Ao verificar os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento As em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o LMT da ANVISA (0,3 mg kg<sup>-1</sup>), constatou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 10% dos LMT da ANVISA para o cultivo T1 (0,024 ± 0,016 mg kg<sup>-1</sup>) e 5% para o tratamento T2 (0,013 ± 0,010 mg kg<sup>-1</sup>), valores muito abaixo do LMT para As, para o grupo das hortaliças. Contudo, é importante averiguar que 22% do total das amostras apresentou valores de concentração muito baixos, ou seja, abaixo do limite de quantificação (n.d.) da técnica analítica para esse elemento, o que resultou em um desvio padrão da média bastante alto, principalmente no caso das hortaliças cultivadas sob tratamento T1 (0,024 ± 0,016 mg kg<sup>-1</sup>). A exposição crônica a pe-

quenas doses resulta em fraqueza, prostração e dores musculares contínuas (MAIHARA; FAVARO; BARBOSA JR., 2012). Além do mais, estudos dos acontecimentos em Taiwan levaram a Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) a mudar a classificação do As para cancerígeno de classe I (RIBEIRO, 2016).

De Oliveira *et al.* (2017) mencionaram que, nos Estados Unidos, não há limites específicos sobre a concentração de As em vegetais. Entretanto, Khan *et al.* (2015) relataram que em alguns países como a Polônia o limite seria de 0,2 mg kg<sup>-1</sup> para vegetais frescos; na China, 0,5 mg kg<sup>-1</sup>, tanto para arroz, feijão e vegetais; e no Japão, 1,0 mg kg<sup>-1</sup> para espinafre, tomate e pepino (DE OLIVEIRA *et al.*, 2017). Todos os valores observados no presente estudo estão de acordo ou dentro dos limites dos autores mencionados nos respectivos países.

Margenat *et al.* (2018) encontraram variação de 2,16 x 10<sup>-4</sup> a 9,36 x 10<sup>-4</sup> mg/kg de As (base úmida) em alfaces cultivadas no perímetro urbano, em Barcelona, no período de inverno. Ambos os valores foram bem inferiores aos encontrados nos tratamentos do presente estudo, em que as diferenças dos resultados podem estar relacionadas às características dos locais de amostragem, de São Paulo e Barcelona.

Comparando os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Cd em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o LMT da ANVISA (0,2 mg kg<sup>-1</sup>), constatou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 6% dos LMT da ANVISA para o cultivo T2 (0,012 ± 0,08 mg kg<sup>-1</sup>) e 11% para o tratamento T1 (0,023 ± 0,027 mg kg<sup>-1</sup>), ou seja, valores muito abaixo do LMT para Cd, para o grupo das hortaliças. Contudo, é importante ressaltar que 39% do total das amostras apresentou valores de concentração muito baixos, ou seja, abaixo do limite de quantificação (n.d.) da técnica analítica para esse elemento, o que resultou em um desvio padrão da média bastante alto, principalmente no caso das hortaliças cultivadas sob tratamento T1 (0,023 ± 0,027 mg kg<sup>-1</sup>).

Valores de Cd em alfaces cultivadas no inverno em áreas periurbanas de Barcelona, variaram na ordem de 0,01 a 0,04 mg kg<sup>-1</sup> na base úmida (MARGENAT *et al.*, 2018), sendo o valor mínimo encontrado igual ao tratamento T2 verificado no presente estudo. Esse resultado passa a ser importante, pois a proximidade desse valor com o cultivado na Europa pode ser vista como

aspecto positivo, já que os europeus tendem a ser mais exigentes em todos os elos da cadeia produtiva e preocupados com aspectos ambientais.

Resultados de Cd na base úmida, muito próximos aos obtidos com o tratamento T1, foram encontrados por Dala-Paula (2012), que estudou três hortas urbanas e três espécies de alface no município de Contagem, Minas Gerais, no Centro Municipal de Agricultura Urbana e Familiar (CMAUF), para a espécie Romana Branca de Paris ( $0,0234 \pm 0,0005 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e Regina de Verão ( $0,0202 \pm 0,0007 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

O Cd é um metal cancerígeno e, no ambiente, a maior parte dele é considerada como subproduto. Não é encontrado como um metal puro em altas concentrações; é facilmente encontrado em associação com Pb, Zn e níquel (Ni), por exemplo, nas baterias recarregáveis (níquel-cádmio) ou como agentes pigmentantes e anticorrosivos, também como estabilizantes para PVC e até mesmo no tabaco (EL-KADY; ABDEL-WAHHAB, 2018).

As principais enfermidades causadas pela absorção de Cd acontecem nos rins, no fígado, no trato digestivo, no coração, nos ossos e nos vasos sanguíneos. A exposição crônica alimentar caracteriza-se pela perda das funções renais, que podem se tornar irreversíveis, pelo distúrbio no metabolismo do cálcio, pela osteoporose e pela osteomalácia (MAIHARA; FAVARO; BARBOSA JR., 2012).

Ao comparar os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Pb obtidos no presente estudo com o LMT da ANVISA ( $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ), constatou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 30% dos LMT da ANVISA para o cultivo T2 ( $0,090 \pm 0,019 \text{ mg kg}^{-1}$ ) e o T1 ( $0,088 \pm 0,030 \text{ mg kg}^{-1}$ ), ou seja, valores muito abaixo do LMT para Pb. Nota-se que não houve praticamente diferença da concentração média de Pb das amostras cultivadas sob o T1 e o T2. Apesar de a época de cultivo ser no inverno, em que se tem menos chuvas, as alfaces de ambos os tratamentos foram irrigadas periodicamente durante o cultivo, o que pode ter lixiviado os metais das folhas, especialmente o Pb depositado em folhas com poeira (VOUTSA; GRIMANIS; SAMARA, 1996; KIM *et al.*, 2015). Diante disso, tanto T1 como T2 tiveram suas alfaces lavadas, o que pode ter contribuído para a não diferença ( $p > 0,05$ ) entre tratamentos e valores abaixo do limite preconizado pela ANVISA e pela União Europeia (EU, 2011).

No estudo desenvolvido por Dala-Paula (2012), um único resultado de Pb ( $0,109 \pm 0,062 \text{ mg kg}^{-1}$ ) na base úmida, no local CMAUF, para a espécie Baba de Verão, foi superior ao valor médio encontrado no presente estudo ( $0,090 \pm 0,019 \text{ mg kg}^{-1}$ ). As amostras dos demais locais analisados apontaram valores de concentração inferiores aos do presente estudo.

Os valores encontrados por Margenat *et al.* (2018) nas amostras de alface (base úmida), para Pb, em quatro locais periurbanos de Barcelona variam de  $0,08$  a  $0,22 \text{ mg/kg}^{-1}$ , e de acordo com os autores, uma amostra da estação de verão não esteve dentro dos padrões alimentares humanos ao apresentar  $0,45 \text{ mg/kg}^{-1}$  de Pb. No presente estudo, o Pb nas alfaces, além de estar dentro dos limites da ANVISA, os valores foram praticamente similares aos teores mínimos encontrados pelos autores supracitados para uma agricultura saudável para o consumo humano.

Seres humanos expostos ao Pb têm diversas alterações: no desenvolvimento neurológico, na fertilidade, na mortalidade, no sistema renal e na pressão arterial (FAO/WHO, 2010). O Pb é cumulativo nos tecidos humanos com a idade, nos ossos, na artéria aorta, no rim, no fígado, no pulmão e no baço. A principal concentração corpórea ocorre nos ossos, entre 9 e 94% do total; o restante concentra-se no sangue e nos tecidos moles (MAIHARA; FAVARO; BARBOSA JR., 2012).

Constatou-se, a partir dos resultados no presente estudo, que os níveis de concentração para os elementos As, Cd, Cr, Pb e Zn estiveram sempre muito abaixo dos LMT da ANVISA, podendo-se concluir que as hortaliças cultivadas nessa horta urbana em plena capital de São Paulo não apresentam riscos à população que as consome — para os elementos analisados, que são considerados como principais elementos tóxicos para a saúde ambiental e humana.

Dado o risco associado ao consumo de vegetais frescos, a EU estabeleceu níveis máximos de Pb e Cd que podem ser encontrados em vegetais ( $0,20$  e  $0,05 \text{ mg/kg}$ , respectivamente, ambos na base úmida) (EU, 2011). Esses dados ratificam aqueles mencionados anteriormente neste estudo, em que os produtos agrícolas urbanos do telhado verde de um *shopping* da cidade de São Paulo não oferecem risco de saúde à população.

Amato-Lourenco *et al.* (2016) e Antisari *et al.* (2015) demonstraram que há forte correlação entre as concentrações elementares nas hortaliças produzidas em hortas urbanas e a poluição atmosférica, e que o tipo de hortaliça, a proximidade às grandes vias de tráfego de veículos, o período de exposição, as condições climáticas e os obstáculos verticais afetam com significância essas concentrações. Portanto, a distância vertical (aproximadamente 25 m) das vias de tráfego até a horta localizada no teto do *shopping* é uma possível explicação para a menor concentração dos elementos tóxicos nas amostras de alface, o que corrobora com as análises feitas por França *et al.* (2017), que afirmaram que a quantidade de Pb presente nas amostras de solo coletadas perto das zonas de tráfego eram 1000% maiores que as coletadas em área mais afastada. Os autores ressaltaram que a concentração de Pb no solo brasileiro ainda é grande, mesmo depois de o uso da gasolina aditivada com Pb ter sido proibido no Brasil, em 1993. Antisari *et al.* (2015) afirmaram que cultivares plantados próximos de fontes de poluição (por exemplo, estradas principais) são mais propícios ao acúmulo de metais tóxicos, aumentando cerca de 1,5 vez quando os vegetais são cultivados a 10 m da estrada em comparação aos cultivados a 60 m de distância.

Na Europa, os autores Ercilla-Montserrat *et al.* (2018) encontraram valores de metais tóxicos (As, Cd e Pb) bem menores que o deste estudo (Tabela 2) na cidade de Barcelona e seus arredores, em áreas de alto tráfego de veículos. Nesse caso, foi utilizado um sistema alternativo de cultivo, sem solo, em quatro tratamentos, sendo alfaces cultivadas em estufa periurbana no telhado a 16 m do solo, cultivo em telhado urbano a 24 m do solo, cultivo em telhado periurbano a 20 m do solo e cultivo em pátio urbano a 4 m do solo. Os resultados mostraram que a concentração de metais tóxicos nas folhas de alface está abaixo do limite da legislação da EU em todos os casos (tratamentos) estudados. As concentrações obtidas foram abaixo dos valores analíticos detectáveis para As (< 0,005 mg/kg) e Cd (<

0,005 mg/kg) em todos os tratamentos. A concentração de Pb variou de 0,0060 a 0,0244 mg/kg, sendo esse último valor de uma amostra não lavada, o que gerou aumento no teor de Pb em razão do aumento da poeira na amostra. Como dito, nos três elementos determinados pelos autores nas amostras de alface, os valores se apresentaram bem inferiores a este trabalho (Tabela 2). É bem provável que as condições atmosféricas de Barcelona, que apresentaram os elementos tóxicos dentro dos limites adequados, somadas à ausência de solo ou substrato (possíveis contaminantes) no cultivo das alfaces, tenham levado a um cultivo mais limpo, que pode ser observado pelos valores bastante baixos dos metais em questão.

As Figuras 3 e 4 representam graficamente as concentrações médias (mg kg<sup>-1</sup>) e o DP dos elementos As, Cd, Pb e Cr e Zn nas hortaliças, nos experimentos T1 e T2.

A Figura 3 mostra os dados obtidos para as concentrações médias dos elementos As, Cd, Cr e Pb na aplicação do teste estatístico entre as médias para os cultivos. No ambiente T2, não houve diferença ( $p > 0,05$ ), mas constatou-se redução numérica da concentração média dos elementos As e Cd e menor dispersão dos resultados.

A Figura 4 apresenta os dados obtidos para o elemento Zn na aplicação do teste estatístico entre as médias para os dois cultivos. Observou-se diferença significativa entre as médias, bem como valores inferiores no T2 e com menor dispersão dos resultados para esse elemento ao comparar com o T1.

Esses resultados parecem indicativos de que o ambiente T2 foi eficaz na redução dos níveis de concentração do elemento Zn (poluente) com significância e dos elementos As e Cd numericamente, nas amostras de alface. O elemento filtrante padrão G3 é um filtro de uso geral, do grupo grossos. Há filtros do grupo médios e finos, com maior capacidade de retenção, podendo melhorar a eficiência do sistema.

Os resultados das concentrações médias dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn das amostras de substrato, em peso seco, nos dois tratamentos (T1 e T2) estão apresentados na Tabela 4.

## Substrato

Os resultados das concentrações dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn para as amostras de substrato, sendo o substrato inicial, e nos dois tratamentos (T1 e T2) após o término do cultivo estão apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3 – Concentrações dos elementos arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco nas amostras de substrato (inicial, céu aberto (T1) e estufa com controle de ar (T2)), com base no peso seco, e nas duas técnicas analíticas (análise por ativação com nêutrons instrumental e análise por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado).**

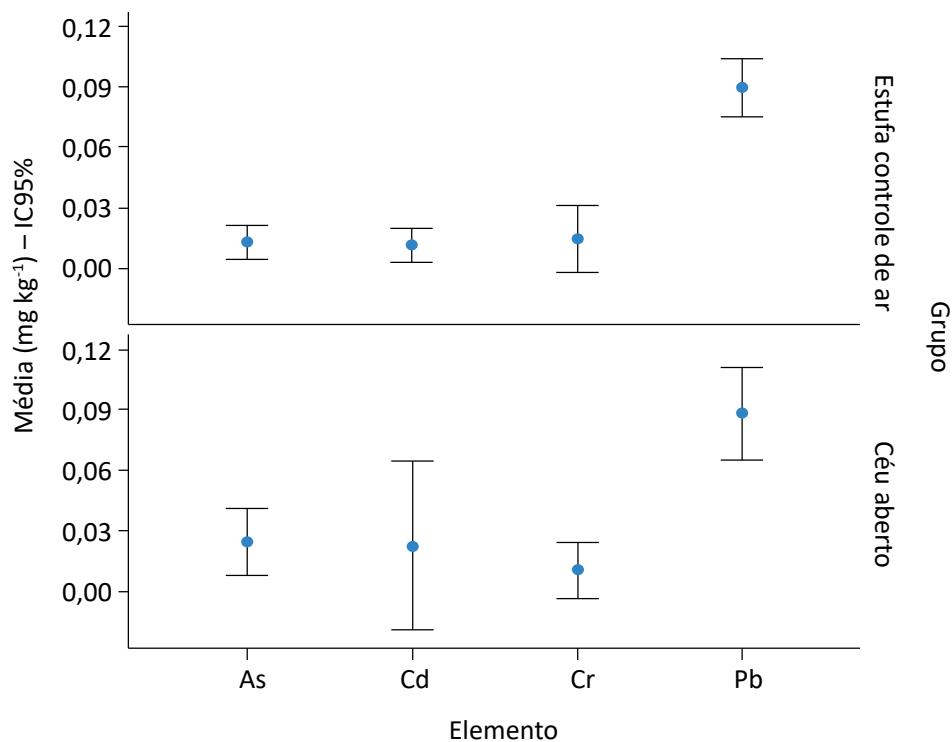
Amostra*	repetição	Técnica: INAA (mg kg <sup>-1</sup> )		Técnica: ICP-OES (mg kg <sup>-1</sup> )		
		Cr	Zn	As	Cd	Pb
Inicial	1	53,6	55	1,880	1,322	18,322
	2	56,5	60	1,315	1,053	21,670
	3	63,9	60	1,695	1,254	22,403
Média		58,0	58,3	1,630	1,210	20,798
Estufa com controle de ar (T2)	1	58,6	67	2,51	1,675	18,020
	2	56,2	59	2,55	2,100	20,522
	3	52,7	57	2,19	1,827	23,200
Média		55,8	61,0	2,417	1,867	20,581
Céu aberto (T1)	1	58,3	59	1,452	1,438	15,207
	2	58,5	56	2,840	1,791	10,350
	3	55,5	55	3,190	2,423	25,762
Média		57,4	56,7	2,494	1,884	17,106

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado; \*amostras inicial (pré-plantio), T2 (estufa com controle de ar) e T1 (cultivo a céu aberto) depois de 60 dias de cultivo.

**Tabela 4 – Concentrações médias (mg kg<sup>-1</sup>) dos elementos arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco nas amostras de substrato (peso seco), nas duas técnicas analíticas (análise por ativação com nêutrons instrumental e análise por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado).**

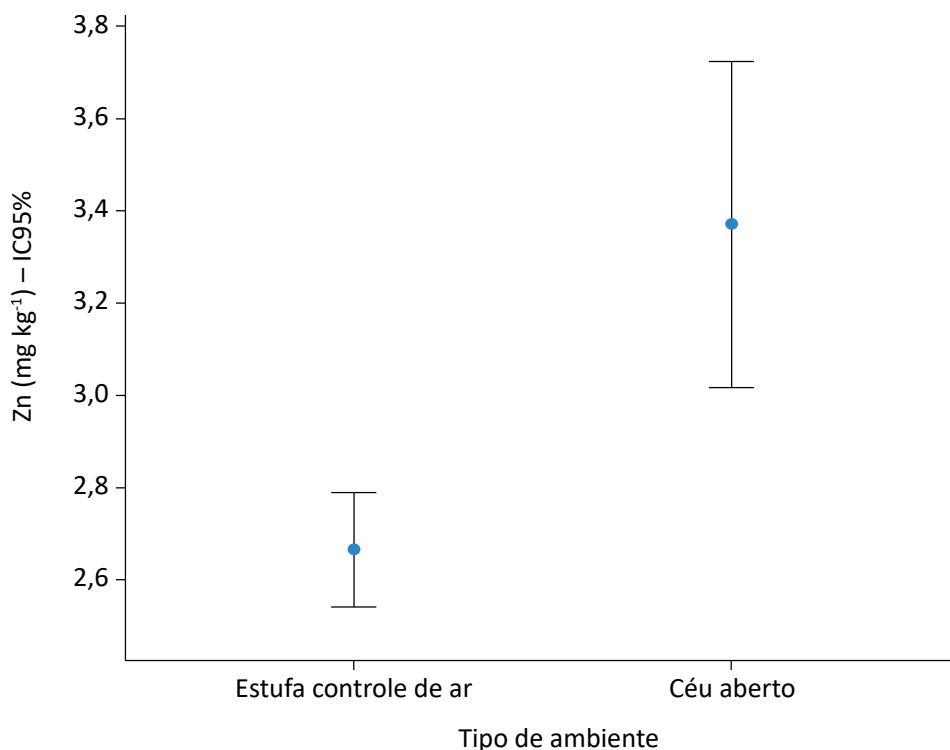
Amostra	Técnica	Elemento	Tratamento	n	LMT	Média	DP	Valor p
Substrato	INAA	Cr	Inicial	3	75	58,0	5,3	0,875
			T2	3		55,8	3,0	
			T1	3		57,4	1,7	
		Zn	Inicial	3	300	58,3	2,9	0,406
			T2	3		61,0	5,3	
			T1	3		56,7	2,1	
	ICP-OES	As	Inicial	3	15	1,63	0,29	0,193
			T2	3		2,42	0,20	
			T1	3		2,49	0,92	
		Cd	Inicial	3	1,3	1,21	0,14	0,066
			T2	3		1,87	0,22	
			T1	3		1,88	0,50	
Pb	Inicial	3	72	20,80	2,18	0,733		
	T2	3		20,58	2,59			
	T1	3		17,11	7,88			

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado; T2: estufa com controle de ar; T1: céu aberto; n: número de amostras; LMT: limite máximo tolerável; DP: desvio padrão da média.



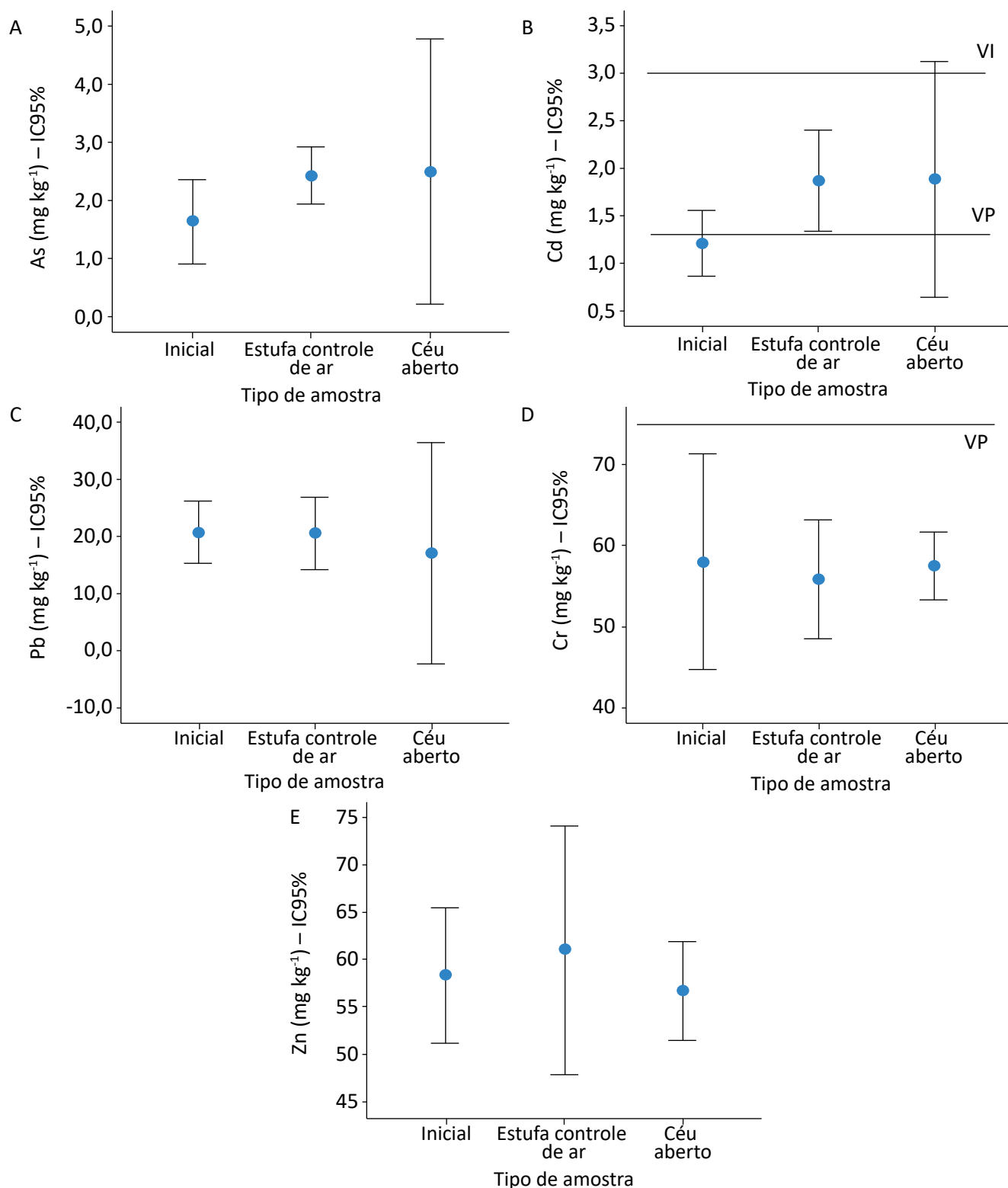
IC95%: intervalo de confiança de 95%.

**Figura 3 – Representação gráfica das concentrações médias (mg kg<sup>-1</sup>), na base úmida, dos elementos arsênio, cádmio, cromo e chumbo nas amostras de alface, nos dois tipos de cultivo: céu aberto (T1) e estufa com controle de entrada de ar (T2).**



IC95%: intervalo de confiança de 95%.

**Figura 4 – Representação gráfica das concentrações médias (mg kg<sup>-1</sup>) do elemento zinco nas amostras de alface cultivadas sob dois tipos de cultivo: céu aberto (T1) e estufa com controle de entrada de ar (T2).**



IC95%: intervalo de confiança de 95%; VP: valor de prevenção – concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais, de acordo com o art. 3º; VI: valor de investigação – concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

**Figura 5 – Representação gráfica das concentrações médias ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), com base no peso seco, dos elementos arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco nas amostras de substrato nos ambientes inicial e pós-colheita (T1 e T2).**

Na comparação de médias para as amostras de substrato não houve variação estatisticamente significativa para as três situações: substrato inicial e substratos pós-colheita (T2 e T1), em IC95% (intervalo de confiança de 95%) ( $p > 0,05$ ).

A Figura 5 apresenta as variações de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Pb e Zn nos substratos coletados nas três situações, inicial e pós-colheita (T1 e T2).

Para o Cd (Figura 5B), os valores médios de concentração para as amostras de substrato foram comparados com os valores de prevenção (VP) e os valores de investigação (VI) do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2009), com base no peso seco para solos usados na agricultura. Observou-se que a concentração de Cd, no substrato inicial, encontrava-se abaixo do VP ( $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ ), e que sob os tratamentos T1 e T2, os valores médios se encontraram entre os valores de VP e o VI ( $3 \text{ mg kg}^{-1}$ ), com uma dispersão maior para as amostras do caso T1, pelos baixos valores de concentração para Cd.

Para os demais elementos analisados, As, Cr, Pb e Zn, os valores médios de concentração estiveram abaixo do VP específico ( $15, 75, 72$  e  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente), não apresentando riscos para o cultivo das hortaliças.

Khan *et al.* (2015) mencionam que os limites de As podem variar de acordo com as características e o tipo de solo, sendo possível variações de  $75, 30$  e  $20 \text{ mg kg}^{-1}$ , segundo a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), a *State Environmental Protection Administration* (SEPA) China e a *Food and Agriculture Organization/World Health Organization* (FAO/WHO), respectivamente. Vale ressaltar que, no presente estudo, foi utilizado substrato apenas no cultivo das alfaces, o qual era composto de terra vegetal adubada oriunda da zona rural e adubo orgânico, o que pode ter contribuído para o menor valor de As encontrado.

Os resultados encontrados por Dala-Paula *et al.* (2018) no estudo com três espécies de alface em três hortas urbanas na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, para o elemento Pb no solo, apresentaram concentrações médias (base

seca) que variaram de  $12,6$  a  $28,3 \text{ mg kg}^{-1}$  em Cafezal e no Centro, respectivamente — valores inferior e superior aos verificados nos substratos do presente estudo, em que houve variação de  $17,11 \text{ mg kg}^{-1}$ , a céu aberto, a  $20,58 \text{ mg kg}^{-1}$ , na estufa.

No estudo de Margenat *et al.* (2018), em solos da Barcelona, em quatro locais periurbanos, os valores de Pb (base seca) variaram de  $77$  a  $216 \text{ mg/kg}$  e excederam as diretrizes de qualidade ambiental, diferentemente do presente estudo, em que os valores pré e pós-cultivo do metal no substrato se encontraram bastante inferiores (Tabela 4). Isso pode estar relacionado à origem do substrato especificado anteriormente, que garante um cultivo mais limpo. Além do mais, os solos estão mais propensos às variações ambientais, o que torna ainda maior o desafio de produzir de forma mais sustentável ambientalmente. Ercilla-Montserrat *et al.* (2018) resolveram essa questão ao adotar o cultivo hidropônico (sem uso de solo) nas zonas urbanas e periurbanas da Europa. Os valores dos metais (As, Cd e Pb) encontrados nas folhas de alface pelos autores foram bastante reduzidos, e o não uso de solo nos cultivos foi uma das principais explicações para garantir esses dados.

Os resultados apontados por Dala-Paula *et al.* (2018), para o elemento Cd, variaram de  $0,14$  a  $0,20 \text{ mg kg}^{-1}$  no jardim e no centro, respectivamente. Valores bem maiores de concentração foram encontrados no presente estudo — de  $1,21 \text{ mg kg}^{-1}$  (inicial) a  $1,88$  (T1)  $\text{mg kg}^{-1}$ . Já os valores apontados por Margenat *et al.* (2018), para o metal em questão, foram menores em relação ao presente estudo.

Somente um local do trabalho de Margenat *et al.* (2018), em zona periurbana, apresentou Cr no solo ( $62 \text{ mg kg}^{-1}$ ) acima dos valores verificados neste estudo (Tabela 4), com base no peso seco. Já em relação ao elemento Zn no solo, todos os valores verificados pelos autores nos quatro locais periurbanos variaram de  $148$  a  $208 \text{ mg kg}^{-1}$ , bastante superiores aos valores deste estudo (Tabela 4).

As Figuras 6 e 7 apresentam, respectivamente, os valores de umidade e temperatura medidos em ambos os cultivos, durante o período de cultivo.

Pelos dados apresentados nas Figuras 6 e 7, parece não ter havido grande diferença nas temperaturas máxima e mínima no T1 e no T2, e na umidade re-

lativa máxima, durante o processo de cultivo. Entretanto, percebe-se pequena diferença com relação à variação da umidade relativa mínima — esta

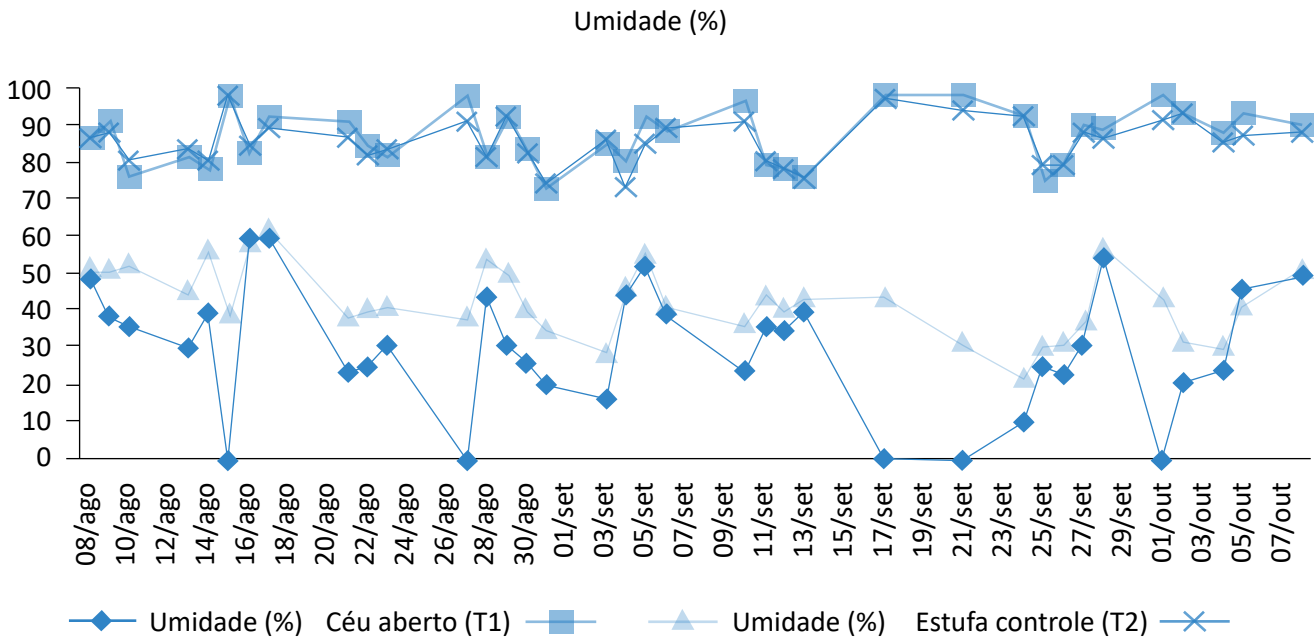


Figura 6 – Representação gráfica da umidade (%) do cultivo a céu aberto (T1) e do cultivo estufa controle (T2).

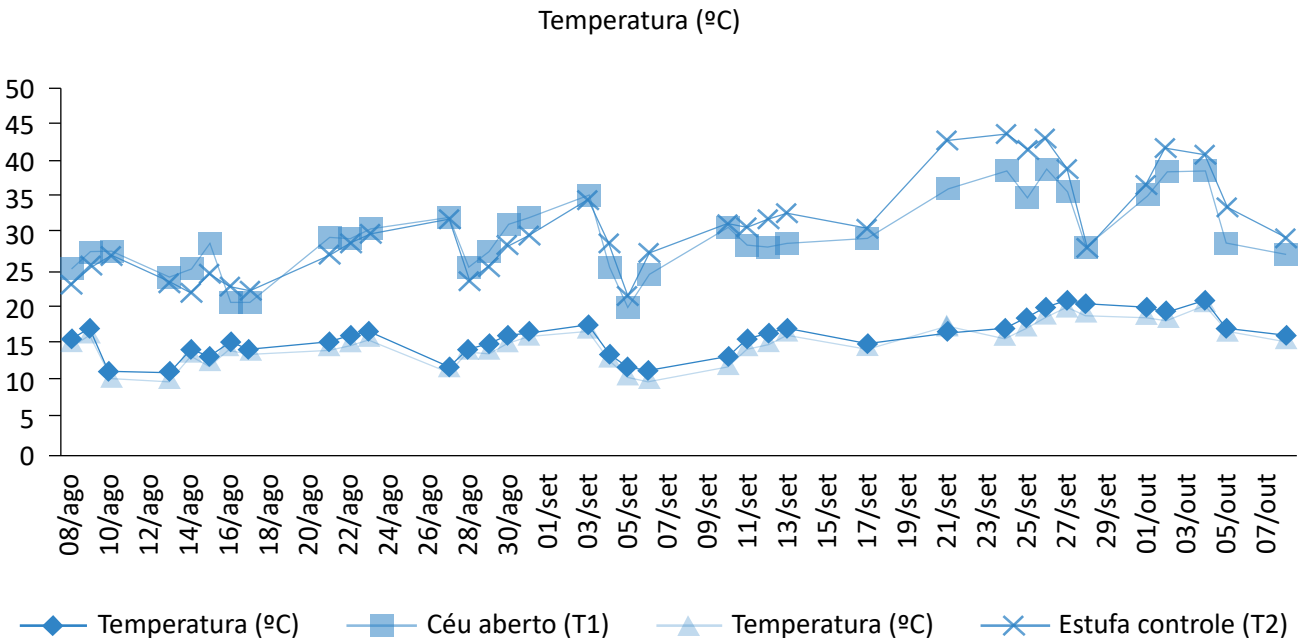


Figura 7 – Representação gráfica da temperatura máxima (°C) e da temperatura mínima (°C) do cultivo a céu aberto (T1) e do cultivo estufa controle (T2).



sempre foi maior no T2 que no T1. Há dias em que a umidade relativa externa chegou a 0%, ampliando a concentração de material particulado em suspensão no ar. Logo, a estufa contribui para melhor controle da umidade relativa do ambiente de culti-

vo, minimizando também a entrada dos poluentes presentes nos materiais particulados em suspensão, com destaque para o Zn, em que houve redução ( $p < 0,05$ ) na sua concentração ao comparar com o tratamento T1 (Tabela 2).

## CONCLUSÕES

O ambiente controlado (T2) foi eficiente em reduzir a concentração de Zn nas alfaces, o que o torna importante em um ambiente de intenso tráfego de veículos, refletindo na exposição desse elemento na atmosfera.

Embora os locais de amostragem estejam próximos a vias de alta densidade de veículos e sejam mais vulneráveis a uma alta concentração de metais, nos dois tratamentos (T1 e T2) a concentração média de metais tóxicos nos vegetais esteve abaixo dos limites estabelecidos na legislação do país, assegurando a segurança

dos alimentos cultivados na zona urbana de um telhado verde da capital paulista.

Constatou-se que o uso da estufa com sistema de controle de ar demonstrou ser eficaz na redução da entrada de materiais particulados em suspensão, em condições de baixa umidade relativa do ar.

Vale ressaltar que foram avaliados um tipo de hortaliça e um período de cultivo específico (inverno). Há a necessidade de novas pesquisas, com diferentes tipos de hortaliça, cultivo ao nível do solo, em diferentes estações do ano e para outros contaminantes inorgânicos importantes.

## REFERÊNCIAS

- ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Environmental Pollution*. 3. ed. Nova York: Springer, 2012. 614 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- AL-SALEH, I.; AL-ROUQI, R.; ELKHATIB, R.; ABDULJABBAR, M.; AL-RAJUDI, T. Risk assessment of environmental exposure to heavy metals in mothers and their respective infants. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 220, n. 8, p. 1252-1278, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.07.010>
- AMATO-LOURENCO, L. F.; MOREIRA, T. C. L.; DE OLIVEIRA SOUZA, V. C.; BARBOSA JR., F.; SAIKI, M.; SALDIVA, P. H. N.; MAUAD, T. The influence of atmospheric particles on the elemental content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil. *Environmental Pollution*, Boulder, v. 216, p. 125-134, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.036>
- AMBRÓGI, J. B.; AVEGLIANO, R. P.; MAIHARA, V. A. Essential element contents in food groups from the second Brazilian total diet study. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 307, n. 3, p. 2209-2216, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10967-015-4591-6>
- ANTISARI, L. V.; ORSINI, F.; MARCHETTI, L.; VIANELLO, G.; GIANQUINTO, G. Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 35, n. 3, p. 1139-1147, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0308-z>
- ANTONIADIS, V.; GOLIA, E. E.; LIU, Y.-T.; WANG, S.-L.; SHAHEEN, S. M.; RINKLEBE, J. Soil and maize contamination by trace elements and associated health risk assessment in the industrial area of Volos, Greece. *Environment International*, v. 124, p. 79-88, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.053>
- ANTONIADIS, V.; SHAHEEN, S. M.; BOERSCH, J.; FROHNE, T.; LAING, G. D.; RINKLEBE, J. Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. *Journal of Environmental Management*, v. 186, part 2, p. 192-200, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.036>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 249, Seção 1, p. 81, 30 dez. 2009. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. *Diário Oficial da União*, Brasília, 27 ago. 1998. Disponível em: <[https://www.univates.br/unianalises/media/imagens/Anexo\\_XI\\_61948\\_11.pdf](https://www.univates.br/unianalises/media/imagens/Anexo_XI_61948_11.pdf)>. Acesso em: 30 jan. 2018.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o regulamento técnico Mercosul sobre limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos. *Diário Oficial da União*, Brasília, 29 ago. 2013. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042\\_29\\_08\\_2013.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html)>. Acesso em: 30 jan. 2018.

\_\_\_\_\_. *Política nacional de agroecologia e produção orgânica*. Subsídio para uma Política Nacional de Agricultura Urbana Periurbana (PNAUP). 2014. Disponível em: <<http://aspta.org.br/wp-content/uploads/2015/04/Subsidio-para-uma-Poli%CC%81tica-Nacional-de-Agricultura-Urbana-Periurbana.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

BRITO FILHO, D. *Toxicologia humana e geral*. 2. ed. Rio de Janeiro: Atheneu, 1988. 678p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. *Qualidade do ar no Estado de São Paulo 2016*. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2017/09/relatorio-ar-2016.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

DALA-PAULA, B. M. *Metais traço e amins bioativas em alface proveniente da Agricultura Urbana*. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Alimentos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

DALA-PAULA, B. M.; CUSTÓDIO, F. B.; KNUPP, E. A. N.; PALMIERI, H. E. L.; SILVA, J. B. B.; GLÓRIA, M. B. A. Cadmium, copper and lead levels in different cultivars of lettuce and soil from urban agriculture. *Environmental Pollution*, Boulder, v. 242, part A, p. 383-389, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.101>

DE OLIVEIRA, L. M.; SUCHISMITA, D.; GRESS, J.; RATHINASABAPATHI, B.; CHEN, Y.; MA, L. Q. Arsenic uptake by lettuce from As-contaminated soil remediated with *Pteris vittata* and organic amendment. *Chemosphere*, v. 176, p. 249-254, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.124>

EL-KADY, A. A.; ABDEL-WAHAB, M. A. Occurrence of trace metals in foodstuffs and their health impact. *Trends in Food Science & Technology*, v. 75, p. 36-45, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.03.001>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Hortalças*. Construção de estufas para produção de hortalças nas Regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste. Brasília: EMBRAPA, 2005. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/documents/1355126/9124396/Constru%C3%A7%C3%A3o+de+estufas.pdf/8bec74eb-2206-44ff-9aad-538141520c4a>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

\_\_\_\_\_. *Manual de laboratórios: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos*. São Carlos: Embrapa, 1998.

ERCILLA-MONTSERRAT, M.; MUÑOZ, P.; MONTERO, J. I.; GABARRELL, X.; RIERADEVALL, J. A study on air quality and heavy metals content of urban food produced in Mediterranean city (Barcelona). *Journal of Cleaner Production*, v. 195, p. 385-395, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.183>

EUROPEAN UNION (EU). Commission Regulation (EU) No. 420/2011 of 29 April 2011 amending Regulation (EC) no 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*, L 111/3, 2011.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO) OF THE UNITED NATIONS. World Health Organization (WHO). Preventing Disease Through Healthy Environments: Actions is needed on chemicals of major public health concern, 2010. Disponível em: <[https://www.who.int/ipcs/features/10chemicals\\_en.pdf](https://www.who.int/ipcs/features/10chemicals_en.pdf)>. Acesso em: 30 ago. 2019.

- FRANÇA, F. C. S. S.; ALBUQUERQUE, A. M. A.; ALMEIDA, A. C.; SILVEIRA, P. B.; A. FILHO, C.; HAZIN, C. A.; HONORATO, E. V. Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. *Food Chemistry*, v. 215, p. 171-176, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.07.168>
- GONÇALVES, R. G. G. (2014) *Hortas urbanas: estudo do caso de Lisboa*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrônômica) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2014. Disponível em: <[https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/6809/1/VERS%C3%83O%20DEFINITIVA\\_Tese%20de%20Mestrado\\_Rita%20Gon%C3%A7alves.pdf](https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/6809/1/VERS%C3%83O%20DEFINITIVA_Tese%20de%20Mestrado_Rita%20Gon%C3%A7alves.pdf)>. Acesso em: 30 jan. 2018.
- HEIMER, L. *Sprouts in the Sidewalk: its all about urban agriculture: potato patches (1890-1930)*. 2008. Disponível em: <<https://sidewalksprouts.wordpress.com/history/pp/>>. Acesso em: 30 jan. 2018.
- HERNANDEZ, Y. T. *Caracterização físico-química de alface crespa (Lactuca sativa L) cultivada em sistema hidropônico – NFT (Nutrient film technique) com água salobra*. Dissertação (Mestrado em Ciência de Alimentos) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.
- KHAN, A.; KHAN, S.; KHAN, M. A.; WAQAS, M. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 18, p. 13772-13799, 2015. <http://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-0>
- KIM, K.-S.; KIM, K.-R.; LIM, G.-H.; KIM, J.-W.; KIM, K. H. Influence of airborne dust on the metal concentrations in crop plants cultivated in a rooftop garden in Seoul. *Soil Science and Plant Nutrition*, v. 61, p. 88-97, 2015. <http://doi.org/10.1080/00380768.2015.1028873>
- KIM, M. J.; MOON, Y.; TOU, J. C.; MOU, B.; WATERLAND, N. L. Nutritional value, bioactive compounds and health benefits of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of Food Composition and Analysis*, v. 49, p. 19-34, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.jfca.2016.03.004>
- LAWSON, L. *A brief history of urban garden programs in the United States*. New Brunswick: New Brunswick University, 2009. Disponível em: <<http://agriurban.rutgers.edu/WhatisUrbanAg.html>>. Acesso em: 29 jan. 2018.
- LINDEMANN-MATTHIES, P.; BRIEGER, H. Indicators to support healthy urban gardening in urban management. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 17, p. 33-41, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.03.010>
- LOUGH, G. C.; SCHAUER, J. J.; PARK, J.-S.; SHAFER, M. M.; DEMINTER, J. T.; WEINSTEIN, J. P. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environmental Science & Technology*, v. 39, n. 3, p. 826-836, 2005. <https://doi.org/10.1021/es048715f>
- LUCKE, S.; MAMO, E.; KOENIGSTORFER, J. Exploring the meaning of growing food in community gardens to South African township residents: A photovoice study. *Health & Place*, v. 55, p. 165-176, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2018.11.009>
- MAIHARA, V. A.; FAVARO, D. I. T.; BARBOSA JR., F. *Biodisponibilidade de Nutrientes*. 5. ed. São Paulo: Manole, 2012.
- MAO, C.; SONG, Y.; CHEN, L.; JI, J.; LI, J.; YUAN, X.; YANG, Z.; AYOKO, G. A.; FROST, R. L.; THEISS, F. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice. *CATENA*, v. 175, p. 339-348, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.029>
- MARGENAT, A.; MATAMOROS, V.; DÍEZ, S.; CAÑAMERAS, N.; COMAS, J.; BAYONA, J. M. Occurrence and bioaccumulation of chemical contaminants in lettuce grown in peri-urban horticulture. *Science of The Total Environment*, v. 637-638, p. 1166-1174, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.035>

- MERLINO, L. C. S.; MELO, W. J.; MACEDO, F. G.; GUEDES, A. C. T. P.; RIBEIRO, M. H.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em Latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 6, p. 2031-2039, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000600027>
- MOREIRA, T. C. L.; CARVALHO-OLIVEIRA, R.; AMATO-LOURENÇO, L. F.; KANG, C.-M.; SALDIVA, P. H. N.; SAIKI, M. Intra-urban biomonitoring: Source apportionment using tree barks to identify air pollution sources. *Environment International*, v. 91, p. 271-275, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.005>
- RAI, P. K.; LEE, S. S.; ZHANG, M.; TSANG, Y. F.; KIM, K.-H. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*, v. 125, p. 365-385, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
- RIBEIRO, R. V. *Desenvolvimento de Metodologias de Extração Arsênio em Grãos Alimentícios e Investigação da Contaminação por Arsênio em grãos Cultivados na Região de Paracatu/MG*. Dissertação. (Mestrado em química) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.
- RIBEIRO, S. M.; BÓGUS, C. M.; WATANABE, H. A. Agricultura urbana agroecológica na perspectiva da promoção da saúde. *Saúde e Sociedade*, v. 24, n. 2, p. 730-743, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-12902015000200026>
- RIOJAS-RODRÍGUEZ, H.; SILVA, A. S.; TEXCALAC-SANGRADOR, J. L.; MORENO-BANDA, G. L. Air pollution management and control in Latin America and the Caribbean: implications for climate change. *Revista Panamericana de Salud Pública*, v. 40, n. 3, p. 150-59, 2016.
- SCHRAM-BIJKERK, D.; OTTE, P.; DIRVEN, L.; BREURE, A. M. Indicators to support healthy urban gardening in urban management. *Science of the Total Environment*, v. 621, p. 863-871, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.160>
- SURUCHI, K.; KHANNA, P. Assessment of Heavy Metal Contamination in Different Vegetables Grown in and Around Urban Areas. *Research Journal of Environmental Toxicology*, Oxford, v. 5, n. 3, p. 162-179, 2011. Disponível em: <<http://docsdrive.com/pdfs/academicjournals/rjet/2011/162-179.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2018. <https://doi.org/10.3923/rjet.2011.162.179>
- UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*. Nova York: United Nations, 2014.
- VOUTSA, D.; GRIMANIS, A.; SAMARA, C. Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. *Environmental Pollution*, v. 94, n. 3, p. 325-335, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00088-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00088-7)
- ZHENG, S.; WU, Z.; CHEN, C.; LIANG, J.; HUANG, H.; ZHENG, X. Evaluation of leafy vegetables as bioindicators of gaseous mercury pollution in sewage-irrigated areas. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 1, p. 413-421, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0438-8>

