Luís Fernando Amato Lourenço

**A influência da poluição atmosférica no conteúdo
elementar e de hidrocarbonetos policíclicos
aromáticos no cultivo de vegetais folhosos nas
hortas urbanas de São Paulo**

Tese apresentada à Faculdade de
Medicina da Universidade de São
Paulo para a obtenção do título de
Doutor em Ciências

Programa de Patologia

Orientadora: Profa. Dra. Thaís Mauad

**São Paulo
2018**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Preparada pela Biblioteca da
Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo

©reprodução autorizada pelo autor

Lourenço, Luís Fernando Amato

A influência da poluição atmosférica no conteúdo
elementar e de hidrocarbonetos policíclicos
aromáticos no cultivo de vegetais folhosos nas
hortas urbanas de São Paulo / Luís Fernando Amato
Lourenço. -- São Paulo, 2018.

Tese(doutorado)--Faculdade de Medicina da
Universidade de São Paulo.

Programa de Patologia.

Orientadora: Thaís Mauad.

Descritores: 1.Hortas comunitárias urbanas
2.Biomonitoramento ambiental 3.Agricultura urbana
4.Inocuidade dos alimentos 5.Poluição do ar

USP/FM/DBD-053/18

Responsável: Kátia Maria Bruno Ferreira - CRB-8/6008

AGRADECIMENTOS

À orientadora profa. Dra. Thais Mauad pelas essenciais horas de dedicação contribuindo à minha formação e pelo constante incentivo profissional.

À minha família pelo incentivo e apoio imensuráveis à minha decisão de trilhar a carreira acadêmica: Sônia Maria Amato Lourenço, Ângelo Lourenço Filho (*In memoriam*), Debora Amato Rossi, Sergio Ricardo Grosse Rossi, Daniela Balbachevsky, Pedro Balbachevsky.

À profa. Dra. Mitiko Saiki pelos ensinamentos e conselhos.

Ao prof. Dr. Paulo H. N. Saldiva pela inspiração acadêmica.

Aos voluntários das hortas: Cláudia Visoni, Carmen Sampaio, Ana Campana, Neide Rigo, Henrique C. Kefalás, Luciano C. Santos, Paloma, Andreia Perez, Dercilio Pupin, Alice Bischof, Sérgio Shigeeda, Lana Lim, Patrícia Kanomata Martins, Rita Cavaliere, Marcos Cavaliere, Jordano Roma, cujo o apoio foi primordial para a realização desta tese.

Ao prof. Dr. Fernando Barbosa Junior e equipe da Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo.

Às queridas pesquisadoras Regiani Carvalho de Oliveira e Mariangela Macchione pela ajuda, companhia e pelas horas de risadas.

Aos colegas de sala e pesquisadores: Profa. Dra. Naomi K. Nakagawa, Juliana Araújo, Geisa Andrade, Kelly Yoshizaki, Daniela Perroni, Michelle Lisidati Franchini, Robson Seriani.

Aos colegas do departamento de patologia e do LIM 05: Kátia Dantas, Sônia Maria Neumayr, Eliane Tigre, Debora-jã Araujo Lobo, Eunilda Cavalcanti, Bianca Bérghamo de Araújo, Thiago Luiz Vieira Rezende.

Aos meus grandes amigos Lucas Campaner Alves e Patrícia Maehata,

Aos amigos do Grupo de Estudo em Agricultura Urbana (GEAU) do Instituto de Estudos Avançados (IEA): profa. Dra. Valéria de Marcos, Guilherme R. Ranieri, Giulia Giacchè, Angélica Nakamura, Gustavo Nagib, Rafael J. Buralli, Lya C. P. de Oliveira e André R. Biazoti.

Aos professores examinadores na banca de qualificação: Dr. Alfésio Luís Ferreira Braga, Dra. Cláudia Maria Bógus e Dra. Mitiko Saiki pelas sugestões para o aprimoramento da tese.

Aos colegas do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN).

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) projeto nº. 2014/19201-9 pelo financiamento necessário ao desenvolvimento desta tese.

À Fundação Faculdade de Medicina pelo financiamento necessário ao desenvolvimento desta tese.

Ao Instituto de Estudos Avançados pelo apoio na publicação da cartilha.

Aos “Hortelões Urbanos” que buscam recuperar o ambiente urbano tornado as cidades mais sustentáveis, resistentes e principalmente, habitáveis.

Cities have the capability of providing something for everybody, only because, and only when, they are created by everybody. **Jane Jacobs**

NORMATIZAÇÃO

Este trabalho segue as normas seguintes, em vigor no momento da publicação:

Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina. Divisão de Biblioteca e Documentação. Guia de apresentação de dissertações, teses e monografias. Elaborado por Annelise Carneiro da Cunha, Maria Julia de A. L. Freddi, Maria F. Crestana, Marinalva de Souza Aragão, Suely Campos Cardoso, Valéria Vilhena. 3ª ed. São Paulo: Divisão de Biblioteca e Documentação; 2011.

Referências: adaptado de International Committee of Medical Journals Editors (Vancouver).

Abreviaturas dos títulos dos periódicos de acordo com List of Journals Indexed in Index Medicus.

Sumário

AGRADECIMENTOS	III
NORMATIZAÇÃO	VI
LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E UNIDADES	X
LISTA DE TABELAS	XV
LISTA DE FIGURAS	XVI
RESUMO.....	XVII
ABSTRACT	XIX
1. INTRODUÇÃO.....	2
CAPÍTULO 1	4
2. A INFLUÊNCIA DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS NO CONTEÚDO ELEMENTAR DE VEGETAIS EM HORTAS URBANAS DE SÃO PAULO, BRASIL5	
2.1 INTRODUÇÃO	5
2.2 MÉTODOS	7
2.2.1 <i>Descrição dos locais de estudo</i>	7
2.2.2 <i>Experimento de exposição e desenho amostral</i>	9
2.2.3 <i>Biomonitoramento utilizando Bromeliaceae</i>	10
2.2.4 <i>Métodos Analíticos</i>	11
2.2.5 <i>Análises Estatísticas</i>	12
2.3 RESULTADOS	13
2.4 DISCUSSÃO	27
2.5 CONCLUSÃO.....	31
REFERÊNCIAS DO CAPÍTULO 1.....	32
MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 1	36
CAPÍTULO 2	40
3. BIOMONITORAMENTO DOS EFEITOS GENOTÓXICOS E A ACUMULAÇÃO ELEMENTAR DERIVADA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM HORTAS URBANAS COMUNITÁRIAS.....	41
3.1 INTRODUÇÃO	41
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.2.1 <i>Biomonitoramento in situ</i>	42
3.2.2 <i>Ensaio Trad-MCN</i>	44

3.2.3	<i>Quantificação dos elementos químicos nas cascas de árvores</i>	45
3.2.4	<i>Caracterização dos ambientes urbanos no entorno das hortas</i>	46
3.2.5	<i>Análises Estatísticas</i>	47
3.3	RESULTADOS	48
3.4	DISCUSSÃO	56
3.5	CONCLUSÃO	59
REFERÊNCIAS DO CAPÍTULO 2		60
MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 2		64
CAPÍTULO 3		65
4.	INFLUÊNCIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E SOLOS CONTAMINADOS NA ABSORÇÃO DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAS) EM VEGETAIS CULTIVADOS EM HORTAS URBANAS DE SÃO PAULO	66
4.1	INTRODUÇÃO	66
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS	68
4.2.1	<i>Descrição dos locais de estudo</i>	68
4.2.2	<i>Exposição e coleta das amostras</i>	69
4.2.3	<i>Quantificação dos HPAs</i>	72
4.2.4	<i>Avaliações de qualidade</i>	74
4.2.5	<i>Caracterização físico-química do solo</i>	74
4.2.6	<i>Análise dos dados</i>	74
4.3	RESULTADOS	75
4.4	DISCUSSÃO	81
4.5	CONCLUSÃO	85
REFERÊNCIAS DO CAPÍTULO 3		85
MATERIAL SUPLEMENTAR DO CAPÍTULO 3		90
CAPÍTULO 4		93
5.	CARTILHA	94
CONCLUSÃO		95
6.	CONCLUSÕES GERAIS	96
REFERÊNCIAS		97
APÊNDICE 1		99
PUBLICAÇÕES		100
APÊNDICE 2		103
FICHA INFORMATIVA PARA AMOSTRAS DE MATERIAL VEGETAL		104

APÊNDICE 3	105
CARTILHA.....	106

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E UNIDADES

<	menor que
=	igual
°	grau
°C	grau Celsius
%	porcentagem
% p/v	porcentagem peso/volume
% v/v	porcentagem em volume
®	registrado
β	coeficiente beta
μg	micrograma
μg g ⁻¹	micrograma por grama
μg kg ⁻¹	micrograma por quilograma
μm	micrometro
ACP	análise de componentes principais
AIC	Critério de Informação de Akaike
Al	alumínio
AN	acenafteno
ANL	acenaftileno
Ant	antraceno
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
As	arsênio
Au	Austrália
Ba	bário
BaA	benzo[a]antraceno
BaP	benz[a]pireno

BbF	benzo[b]fluoranteno
BghiP	benzo[g,h,i]perileno
BkF	benzo[k]fluoranteno
Ca	cálcio
Cd	cadmio
CET	Companhia de Engenharia de Tráfego
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH ₂ Cl ₂	diclorometano
Chr	criseno
Cl	cloro
cm	centímetro
Cr	cromo
Cu	cobre
DAP	diâmetro a altura do peito
DBahA	dibenzo[a,h]antraceno
D.P.	desvio padrão
E.P.	erro padrão
EUA	Estados Unidos da América
eV	elétron-volt
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
Fe	ferro
FE	fluoreno
Flt	fluoranteno
g	grama
GC-MS	cromatografia gasosa com espectrômetro de massa
GIS	Sistema de Informações Geográficas
H	horas

H ₃ BO ₃	ácido bórico
HNO ₃	ácido nítrico
HPA	hidrocarboneto policíclico aromático
ICP-MS	espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente
IP	Indeno[1,2,3-cd]pireno
K	potássio
kg	quilograma
kg cm ⁻³	quilograma por centímetro cúbico
km	quilometro
km h ⁻¹	quilometro por hora
KMO	teste de Kaiser Meyer-Olkin
LoD	limite de detecção
Log	logaritmo
LoQ	Limite de quantificação
m	metro
m ³	metro cúbico
MΩ.cm	megaohms centímetro
MCN	micronúcleos
MEV	microscopia eletrônica de varredura
mg	miligrama
mg kg ⁻¹	miligrama por quilograma
mg L ⁻¹	miligrama por litro
Mg	magnésio
min	minuto
ml	mililitro
MLG	modelo linear generalizado
mm	milimetro

Mn	manganês
m s ⁻¹	metros por segundo
mS cm ⁻¹	milisiemens por centímetro
No.	número
Na	sódio
Na ₂ SO ₄	sulfato de sódio
ng m ⁻³	nanograma por metro cúbico
Ni	níquel
NIST	National Institute of Standards and Technology
NP	naftaleno
Nz	Nova Zelândia
OMS	Organização Mundial da Saúde
OTB	carga de tráfego
OV	obstáculos verticais
P	fósforo
Phe	fenantreno
Pb	chumbo
pH	potencial Hidrogeniônico
PM _{2.5}	material particulado de diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5 micrômetros
PM ₁₀	material particulado de diâmetro aerodinâmico inferior a 10 micrômetros
Pyr	pireno
Rb	rubídio
s	segundos
S	enxofre
Sr	estrôncio
t	toneladas
TAV	Trigger Action Value

Trad	<i>Tradescantia pallida</i> (Rose) Hunt. cv. "Purpurea" Boom
TU	<i>Tillandsia usneoides</i> L. (Bromeliaceae)
UE	União Europeia
var.	variedade
Zn	zinco

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1 – Concentrações elementares no espinafre e couve.....	15
Tabela 2 – Coeficientes estimado pelo modelo linear generalizado (MLG).....	24
Tabela S1 – Concentrações médias dos vegetais e solo não exposto.....	36
Tabela S2 – Valores descritivos de concentrações no solo para o período total de exposição.....	36
Tabela S3 – Valores descritivos das concentrações na <i>Tillandsia usneoides</i> L. durante os períodos de 60 e 90 dias de exposição.....	38

Capítulo 2

Tabela 1 – Frequências de micronúcleos nas inflorescências de <i>Tradescantia pallida</i> var. <i>purpurea</i> (Trad-MCN).....	48
Tabela 2 – Concentração elementar (ppm), variáveis meteorológicas e de tráfego veicular.....	50
Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson.....	54
Tabela 4 – Coeficientes do modelo linear generalizado (MLG).....	56
Tabela S1 – Concentrações médias presentes no solo antes do período de exposição.....	64
Tabela S2 – Valores de incerteza das concentrações nas amostras de cascas de árvores.....	64

Capítulo 3

Tabela 1 – Distâncias entre as HCU e fontes de tráfego/petrogênicas.....	71
Tabela 2 – Propriedades físico-químicas e classificação de carcinogenicidade das 16 HPAs classificadas pela EPA como poluentes prioritários.....	72
Tabela 3 – Limites prático de quantificação (LPQ), detecção e recuperação (<i>R</i>) das HPAs nos solos e vegetais.....	75
Tabela 4 – Estatística descritiva das concentrações de 16 HPAs presentes no solo não controlado.....	76
Tabela 5 – Características físico-químicas dos perfis de solo.....	77

Tabela 6 – Cargas fatoriais da matriz de componentes para o solo não controlado.....	78
Tabela S1 – Concentração dos 16 HPAs presentes nas couves cultivadas no solo controlado e solo não controlado.....	90
Tabela S2 – Concentração dos 16 HPAs presentes nos espinafres cultivados no solo controlado e solo não controlado.....	91
Tabela S3 – Concentração dos 16 HPAs no solo controlado do espinafre e couve após o período de exposição.....	92

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1 – Mapa dos locais de estudo e métodos experimentais.....	8
Figura 2 – Conteúdo elementar acima dos níveis máximos.....	17
Figura 3 – Correlação entre as concentrações elementares nos vegetais e <i>Tillandsia usneoides</i> L.....	20
Figura 4 – Conteúdo elementar na couve.....	26
Figura 5 – Conteúdo elementar no espinafre.....	27
Figura S6 – Valores de pH no solo ao longo do tempo.....	39

Capítulo 2

Figura 1 – Mapa dos locais de estudo e características experimentais.....	43
Figura 2 – Variáveis meteorológicas.....	52
Figura 3 – Curvas de regressão exponencial.....	55

Capítulo 3

Figura 1 – Mapa dos locais de estudo e características experimentais.....	69
Figura 2 – Variáveis meteorológicas.....	80

RESUMO

Lourenço LFA. *A influência da poluição atmosférica no conteúdo elementar e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos no cultivo de vegetais folhosos nas hortas urbanas de São Paulo* [tese]. São Paulo: Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo; 2018.

O crescimento no número de hortas urbanas em todo o mundo tem desempenhado um papel importante no fortalecimento de sistemas alimentares urbanos mais sustentáveis. Embora as hortas urbanas ofereçam múltiplos benefícios à sociedade, ainda não é claro em até que medida os vegetais cultivados são contaminados pela absorção de elementos químicos e compostos orgânicos provenientes de deposições atmosféricas, levantando questões sobre o quão seguro é o cultivo de alimentos em metrópoles superlativas. Esta tese foi elaborada com o objetivo de avaliar a influência da poluição do ar em vegetais folhosos cultivados em hortas urbanas na cidade de São Paulo. Foram quantificadas as concentrações de 17 elementos químicos (relacionados ao tráfego veicular e à biologia vegetal) e 16 hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) absorvidos nas folhas da *Brassica oleracea* var. *acephala* (couve) e *Tetragonia tetragonioides* (Pall.) Kuntze (espinafre). Para verificar a correlação entre os elementos químicos encontrados nos espinafres/couves e os presentes no material particulado atmosférico foram expostos simultaneamente aos vegetais exemplares de *Tillandsia usneoides* L. (Bromeliaceae). Além disso, utilizamos dois métodos de biomonitoramento: as frequências de micronúcleos em tétrades de *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. "Purpurea" Boom (Trad-MCN) como um indicador de curto prazo de resposta genotóxica à poluição atmosférica, e também o uso de cascas de

árvores para quantificar a acumulação de elementos químicos relacionados ao tráfego veicular a longo prazo nas regiões circundantes das hortas. Análises multivariadas foram utilizadas para correlacionar as concentrações elementares, os resultados de biomonitoramento e as características do ambiente urbano local, como variáveis meteorológicas, tráfego e obstáculos verticais adjacentes aos jardins. Encontramos diferenças significativas nas concentrações elementares dos vegetais nas diferentes hortas comunitárias. Essas diferenças foram relacionadas ao tráfego veicular, obstáculos verticais e clima local. As concentrações de Pb e Cd em ambos os vegetais excederam os valores-limite para o consumo após 60 dias de exposição. Observou-se uma forte correlação entre a concentração de elementos relacionados ao tráfego nos vegetais e nos exemplares de *Tillandsia usneoides* L.. A frequência de Trad-MCN apresentou uma correlação significativa com as variáveis de tráfego e elementos químicos relacionados à ressuspensão de poeira (*road dust*) e emissão por escape veicular depositados nas cascas de árvores. Foram observadas associações negativas entre Trad-MCN e a distância de vias de tráfego veicular intenso, bem como a presença de obstáculos verticais no entorno das hortas. As concentrações de Mn/Zn presentes nas cascas de árvores foram associadas com o aumento de Trad-MCN. Os níveis de HPAs em ambos os vegetais nos períodos de 45 dias foram $<1 \mu\text{g kg}^{-1}$. A poluição do ar proveniente do tráfego veicular influencia diretamente a absorção de elementos químicos em vegetais folhosos e as concentrações desses elementos podem exceder os valores recomendados para o consumo humano.

Descritores: hortas comunitárias urbanas; biomonitoramento ambiental; agricultura urbana; segurança alimentar; poluição do ar

ABSTRACT

Lourenço LFA. *The influence of atmospheric pollution on elemental content and polycyclic aromatic hydrocarbons in the cultivation of leafy vegetables in urban gardens of São Paulo* [tese]. São Paulo: “Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo”; 2018.

Urban vegetable gardens have steadily increased worldwide playing a significant role in the strengthening of sustainable urban food systems. Although urban gardens provide multiple benefits to society, the extent to which vegetables are contaminated by the absorption of chemical elements and compounds derived from atmospheric deposition is unclear raising questions about how safe is the cultivation of foods in superlative metropolises. This thesis was designed to evaluate the influence of air pollution on leafy vegetables cultivated in gardens of São Paulo, Brazil. We quantified the concentrations of 17 elements (traffic-related and those essential to plant biology) and 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) absorbed in the edible tissues of *Brassica oleracea* var. *acephala* (collard greens) and *Tetragonia tetragonioides* (Pall.) Kuntze (spinach). In addition, to verify a correlation between the chemical elements found in collard greens/spinach and those from air pollution particles, we simultaneously exposed specimens of the air plant *Tillandsia usneoides* L. (Bromeliaceae). Also, we evaluated the use of two biomonitoring methods: the micronuclei frequencies for early tetrads of *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. “Purpurea” Boom (hereafter, Trad-MCN) as a short-term indicator of genotoxic response and tree barks to quantify the accumulation of traffic-related chemical elements as a long-term biomarker of air pollution in urban gardens. Multivariate analysis was used to correlate the elemental concentrations, biomonitoring results and the characteristics of the local urban environment, such as weather variables, traffic burden and vertical obstacles adjacent to the gardens. We found significant differences in the elemental concentrations of the vegetables in the different community gardens. These differences were related to the vehicular traffic, vertical obstacles and local weather. Pb and Cd concentrations in both vegetables exceeded the limit values for consumption after 60 days of exposure. A strong

correlation was observed between the concentration of traffic-related elements in vegetables and in *Tillandsia usneoides* L. The frequency of Trad-MCN had a significant correlation with traffic variables and chemical elements related to road dust and tailpipe emissions deposited in tree barks. Negative associations between Trad-MCN and both the distance through traffic and the presence of vertical obstacles were observed in the vegetable gardens. The Mn and Zn concentration in tree barks were associated with increased Trad-MCN. The levels of PAHs in both vegetables over 45-day periods were $< 1 \mu\text{g kg}^{-1}$. Air pollution exerts a direct influence in the absorption of urban particles, which may reach levels above the recommended values for consumption.

Descriptors: urban community gardens; environmental biomonitoring; urban agriculture; food safety; air pollution

1. INTRODUÇÃO

O advento de popularização da horticultura comunitária em centros urbanos vem propiciando múltiplos benefícios ambientais, urbanísticos, sociais e de saúde pública à população (Hoffen; Säumel, 2014; Mitchell et al., 2014; Leake et al., 2009) incluindo a realização de atividades de educação ambiental, redução na destinação de resíduos orgânicos à aterros sanitários por sua incorporação como insumo na compostagem para a produção de adubo, a criação de refúgios para microfauna e avifauna, a preservação da biodiversidade vegetal por meio do cultivo de espécies não convencionais, o arrefecimento de zonas de calor geradas por áreas concretadas, o incentivo de alimentação mais saudável, combate ao sedentarismo, maior integração social, oportunidade recreativa e redução do estresse da vida urbana (Bendt et al., 2013; Alaimo et al., 2010; Galluzzi et al., 2010; Wakefield et al., 2007).

Em contraste, a prática de horticultura em regiões urbanas e peri-urbanas pressupõe a possibilidade de contaminação dos alimentos produzidos pela absorção de metais e contaminantes orgânicos provenientes de deposições atmosféricas presentes no ambiente urbano (De Temmerman et al. 2015; Saumel et al. 2012) em contraposição aos benefícios que a horticultura urbana oferece à sociedade.

Inúmeros estudos têm demonstrado a existência de uma relação entre a distância de fontes de poluição atmosférica, como estradas e avenidas de trânsito veicular intenso, e a deposição/absorção de compostos e elementos químicos em plantas, por via foliar (absorção estomatal) ou pelas raízes (Kachenko e Singh 2006;

Nabulo et al. 2012; Saumel et al. 2012; Sharma et al. 2009). Entretanto, estes estudos analisaram vegetais que não foram plantados concomitantemente e que foram cultivados diretamente em solo não padronizado, impossibilitando assim, uma total compreensão do papel da poluição atmosférica na deposição e absorção dos poluentes pelas plantas.

Neste sentido, a possibilidade de contaminação de culturas vegetais como resultado da poluição atmosférica associada ao tráfego veicular suscita questões como: Em até que medida estão os vegetais cultivados em hortas urbanas contaminados pela absorção de elementos químicos e compostos orgânicos (como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)) provenientes de deposições atmosféricas?

CAPÍTULO 1

2. A INFLUÊNCIA DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS NO CONTEÚDO ELEMENTAR DE VEGETAIS EM HORTAS URBANAS DE SÃO PAULO, BRASIL

2.1 Introdução

A popularização de hortas comunitárias para o cultivo de alimentos em centros urbanos tem promovido vários benefícios para a saúde, tais como, melhor integração social, hábitos alimentares e aumento de atividades físicas (George et al., 2015; Guitart et al., 2014; Harris et al., 2014; Nitta et al., 2015; Whatley et al., 2015). Além disso, as hortas urbanas podem, potencialmente, aumentar a resiliência dos sistemas de produção urbana de alimentos, considerando a projeção das Nações Unidas que, em 2050, mais de 6 bilhões de pessoas, ou 65 por cento da população mundial viverá em centros urbanos, gerando uma condição sem precedentes para o desenvolvimento sustentável na produção de alimentos (Nações Unidas, 2014). A *Food and Agriculture Organization* (FAO) estima que a agricultura urbana é praticada atualmente por 800 milhões de pessoas em todo o mundo (FAO, 2016). São Paulo tem vivenciado um enorme crescimento no número de hortas comunitárias nos últimos 5 anos.

Nesta cidade, as fontes de poluição do ar são derivadas principalmente da frota veicular (CETESB, 2015), estando muitas vezes acima aos níveis estabelecidos pelas orientações da Organização Mundial da Saúde (OMS, 2006). Portanto, a prática da horticultura em áreas urbanas deve abordar a problemática dos potenciais riscos de contaminação dos alimentos produzidos pela absorção de elementos químicos derivados de material particulado presente no ambiente urbano

(De Temmerman et al, 2015.; Saumel et al., 2012). Elementos químicos presentes em hortaliças cultivadas em ambientes urbanos são normalmente derivados da contaminação do solo ou de deposições atmosféricas. A absorção de metais pode ocorrer pela raiz ou absorção foliar e é influenciada por vários processos físico-químicos e por condições fisiológicas. Estudos anteriores sobre este tema analisaram os teores de metais de vegetais cultivados no solo local (Peris et al., 2007; Saumel et al., 2012). Nestes estudos, o período de exposição ao ar não foi controlado, não permitindo uma completa compreensão do papel isolado da poluição do ar nas concentrações de metais em vegetais. Portanto, a contaminação de alimentos como resultado da poluição do ar levanta as seguintes questões: Em que medida estão os vegetais contaminado pela absorção de elementos químicos derivados da deposição atmosférica? Qual é a influência do ambiente urbano local na absorção destes elementos?

As espécies *Brassica oleracea* var. *acephala* (couve) e *Tetragonia tetragonioides* (Pall.) Kuntze (espinafre) são frequentemente cultivadas em hortas comunitárias e amplamente consumidas no Brasil (Ministério da Saúde do Brasil, 2014; Tomita e Cardoso, 2002). Estes vegetais tendem a acumular concentrações mais elevadas de metais, em comparação à tubérculos (Umbelliferae e Liliaceae) e leguminosas (Fabaceae) (Alexander et al., 2006; Kachenko e Singh, 2006; Leake et al., 2009; Szolnoki e Farsang, 2013).

No presente estudo foram quantificadas as concentrações de 17 elementos (tráfego-relacionados e os essenciais para biologia vegetal) em espécimes de *Brassica oleracea* var. *acephala* (couve) e *Tetragonia tetragonioides* (Pall.) Kuntze (espinafre) em 10 hortas comunitárias urbanas em São Paulo.

Utilizou-se análise multivariada para correlacionar as concentrações de elementos absorvidos nas hortaliças e as características do ambiente urbano local, tais como variáveis meteorológicas, carga de tráfego e obstáculos verticais adjacente aos jardins. Além disso, para verificar a correlação entre os elementos químicos encontrados na couve e espinafre e as partículas atmosféricas, foram expostos simultaneamente exemplares da planta *Tillandsia usneoides* L. (TU) (Bromeliaceae), amplamente utilizado como biomonitor poluição do ar (Alves et al, 2008; Figueiredo et al., 2007; Martínez-Carrillo et al., 2010).

2.2 Métodos

2.2.1 Descrição dos locais de estudo

Dez hortas comunitárias em diferentes subdistritos da cidade de São Paulo, Brasil (Fig. 1a) e um local controle localizado em uma fazenda orgânica em Piracaia - São Paulo foram selecionados para este estudo. Estes locais foram escolhidos devido às suas diferentes características (presença ou ausência de obstáculos verticais, tais como edifícios ou árvores, proximidade de rodovias/avenidas de grande circulação veicular), distribuição geográfica e disponibilidade dos dados de tráfego circundante.

Um sistema de informação geográfica (GIS) por setor censitário foi utilizado para estabelecer um *buffer* de 500 m em cada horta para localizar estradas, avenidas, árvores e edifícios nas áreas circundantes. Estes dados foram ligados a um banco de dados geocodificados criado no software ArcGIS (versão 10.3 ESRI, Redlands, CA, EUA).

Figura 1 - (a) Visão geral das localizações das hortas urbanas na cidade de São Paulo representadas por códigos alfabéticos; (b) carga de tráfego por dia (linha verde <5.000 e linha amarela 5.001-10.000 veículos por dia) e os obstáculos verticais (árvores representadas como pontos e edificações representadas em branco) a partir da horta comunitária E; (c) configuração experimental na horta F; (d) solo coberto com fibra de coco; e (e) exemplar de *Tillandsia usneoides* L. usada como biomonitor.

A carga de tráfego (OTB) foi calculada conforme proposto por von Hoffen e Saumel (2014) considerando variáveis relacionadas ao trânsito dentro da área do *buffer*, tais como a velocidade média diária (km h^{-1}) durante os períodos manhã/tarde, parcelas de frotas veiculares por dia (ônibus, carros, caminhões, motocicleta), a presença ou ausência de obstáculos verticais, tais como edifícios e árvore, bem como a sua altura média/largura (m), e a distância euclidiana (m) em

relação às hortas e estradas/avenidas mais próximas (Fig. 1b). Os dados de tráfego foram obtidos pela Companhia de Engenharia Tráfego de São Paulo (CET, 2013). Os valores médios diários de temperatura (°C), umidade relativa (%), precipitação (mm) e velocidade do vento (m s^{-1}) na região circundante de cada horta foram obtidos pelo Centro de Gestão de Emergência do Município de São Paulo.

2.2.2 Experimento de exposição e desenho amostral

Mudas orgânicas de *Brassica oleracea* var. *acephala* (couve) e *Tetragonia tetragonioides* (Pall.) Kuntze (espinafre) foram cultivadas por 15 dias em uma área rural não-poluída, sem o uso prévio de fertilizantes ou pesticidas químicos. Após este período, seis repetições de cada espécie foram transplantadas simultaneamente em bombonas de polietileno de alta densidade lavadas descontaminadas (HNO_3 – 20%) (Largura: 50 cm, comprimento: 90 cm e volume: 0,1 m³) usando um substrato padrão não contaminado (densidade de 500 kg cm⁻³; 9% de matéria orgânica, pH de $5,8 \pm 0,5$ e condutividade elétrica $2,5 \pm 0,3 \text{ ms cm}^{-1}$). As mudas e solo foram caracterizados previamente à exposição nas hortas por Espectrometria de Massas com Plasma (ICP-MS) para detectar a concentração de fundo dos elementos químicos. As bombonas foram dispostas em uma área central nas hortas, 1 m acima do nível do solo (Fig. 1c). Para evitar a suspensão de solo por gotas de água, foi utilizada fibra de coco (Fig. 1d). Este material também foi analisado antes da exposição e não mostrou sinais de contaminação por metais.

Os vegetais foram expostos de setembro a novembro de 2014. A cada 30 dias consecutivos de exposição (em três períodos de 30, 60 e 90 dias), as folhas

mais velhas foram colhidas a partir da parte inferior dos vegetais, lavadas durante 3 minutos em água destilada, suavemente escovadas com uma escova dental macia de nylon, congeladas (-20° C) e submetidas à caracterização elementar usando ICP-MS. O solo também foi amostrado a cada 30 dias em oito pontos definidos em profundidade entre 0 e 30 cm, totalizando 500 g, como recomendado por Boulding (1994). Medições de pH foram realizadas de acordo com a metodologia proposta por Van Raij et al. (1987) para verificar a correlação do pH do solo e as concentrações elementar nos vegetais ao longo do tempo. Não foram utilizados fertilizantes ou pesticidas durante todo o período de estudo. Além disso, foram analisadas como um estudo comparativo as amostras dessas duas espécies oferecidas em quatro supermercados locais. Os resultados foram comparados com os valores limite de Pb, Cr e Cd para hortaliças lavadas estabelecidos pela Joint FAO/OMS (*Codex Alimentarius*), ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária), *Standards* da União Europeia (Commission regulation (EC)) e os estabelecidos pela Austrália e Nova Zelândia (*Food Standards Code*). Todas as amostras vegetais analisadas neste estudo são reportadas como peso úmido.

2.2.3 Biomonitoramento utilizando *Bromeliaceae*

Espécimes de *Tillandsia Usneóides* (TU) foram coletados em um local controle não poluído (Mata Atlântica), e o conteúdo elementar determinado antes da exposição para quantificação dos valores de fundo. As TU foram transplantadas ao lado das hortaliças a uma altura de 1,60 m acima do solo em cada horta (Fig. 1e). Fragmentos de 50 g foram coletados após 60 e 90 dias de exposição, congelados e submetidos a caracterização elementar por ICP-MS. Os dados da

exposição de 30 dias não foram utilizados pois o período foi considerado como tempo necessário para aclimatização prévia à exposição nos 11 locais em estudo. A utilização da TU é apropriada para estudos de monitoramento in situ em ambientes urbanos, como a cidade de São Paulo (Figueiredo et al., 2007).

2.2.4 Métodos Analíticos

As amostras foram trituradas, homogeneizadas e colocadas em tubos FALCON® de propileno, livres de metal (Becton Dickinson, Franklin Lakes, NJ, EUA) antes de avaliar a composição dos elementos químicos. Resumidamente, amostras (75 mg) foram dissolvidas em 1 ml de solução de hidróxido de tetrametilamônio (TMAH) 50% (v/v), incubados a temperatura ambiente durante 12 h e levados a um volume de 10 mL com uma solução contendo 0,5% (v/v) de HNO₃ e 0,01% (v/v) de Triton X-100. Foi utilizada em todas as medições água deionizada (resistividade de 18.2MU cm) obtida em um sistema de purificação Milli-Q (Millipore, Bedford, MA, EUA).

As amostras de plantas e solos foram analisadas em triplicata por ICP-MS (ICP-MS - ELAN RDC II, Perkin Elmer SCIEX, Norwalk, CT, EUA) operando com argônio de elevada pureza (99,999%) para determinar as concentrações de 17 elementos (sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), arsênio (As), rubídio (Rb), cádmio (Cd), bário (Ba), e chumbo (Pb)) escolhidos devido a sua relevância para biologia vegetal (Kabata-Pendias, 2011) e devido à sua presença em partículas relacionadas ao tráfego veicular (Moreira et al., 2016). A metodologia de quantificação por ICP-M utilizada neste estudo baseou-se no

ensaio descrito por Batista et al. (2009). Todos os reagentes utilizados possuíam grau analítico de alta pureza, com exceção do HNO_3 , que foi duplamente destilado em sub-ebulição (Kürner Analystechnik - Rosenheim, Alemanha). Soluções multielementares (10 mg L^{-1}) e ródio ($1,000 \text{ mg L}^{-1}$) foram obtidas pela Perkin Elmer (Shelton, CT, EUA). O controle de qualidade analítica dos dados foi estabelecido pela análise de materiais de referência padrão NIST (NIST SRM 1515 Apple Leaves, NIST 1547 Peach Leaves, NIST Tomato Leaves 1573a e NIST 2710 Montana soil I) obtidos pelo *National Institute of Standards and Technology* (NIST, USA). Os limites de detecção dos elementos (LD) e os limites de quantificação (LOQ) são apresentados como material suplementar (Tabela S9).

2.2.5 Análises Estatísticas

Os testes Shapiro-Wilk e Q-Q foram usados para determinar a distribuição dos dados, e o teste de Levene para testar a sua homogeneidade. A análise de variância (*one-way* ANOVA) para medidas repetidas seguido por ajustamento de Bonferroni para comparações múltiplas foi utilizado para testar as diferenças no conteúdo elementar dos vegetais, solos e amostras TU entre as diferentes hortas comunitárias ao longo do tempo. Transformações logarítmicas foram aplicadas quando necessário para cumprir com os pressupostos de normalidade residual e homogeneidade. Modelos de regressão foram gerados para testar a associação entre as concentrações elementares obtidas nas hortaliças e TU após 60 e 90 dias de exposição. A Análise de Componentes Principais (ACP) usando rotação ortogonal varimax com normalização Kaiser foi aplicada para "agrupar" as 17 concentrações elementares de cada vegetal possibilitando estimar suas potenciais

fontes comuns (Wei et al., 2011) além de reduzir o número de variáveis correlacionadas (multicolinearidade) a serem aplicadas nos Modelos Lineares Generalizados (MLG). A ACP foi realizada utilizando os valores médios de concentração para o período total de exposição. A medida de adequação da amostra Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e o teste de esfericidade de Bartlett foram aplicados antes da análise ACP para testar a adequabilidade dos dados. Os MLG (McCullagh, 1984) foram utilizados para avaliar os escores fatoriais de cada componente obtidos na ACP em relação ao clima local, variáveis relacionadas com tráfego, e as variáveis de obstáculos verticais. Os MLG foram ajustados utilizando a função identidade-link e resposta de escala normal. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software IBM SPSS (Versão 22 IBM Corp., Chicago, IL, EUA).

2.3 Resultados

Os resultados descritivos dos elementos químicos presentes nas hortaliças são resumidos na Tabela 1. As concentrações de fundo nos vegetais, amostras de solo e TU são apresentados nas Tabelas S1, S2 e S3 como material suplementar. As concentrações de Na, Mg, Al, P, K, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Rb e P no espinafre para o grupo de 30 dias foram estatisticamente menores ($P < 0,05$) do que os grupos de 60 e 90-dias. As concentrações de Na, Mg, Al, Cd e Pb na couve considerando o grupo de 30 dias foram estatisticamente inferiores ($p < 0,05$) que os dos grupos de 60 e 90 dias. As concentrações de arsênio na couve foram menores no grupo de 30 dias em comparação ao grupo de 60 dias ($p < 0,05$). De forma semelhante, as concentrações de Mn, Ni e Na presentes na couve no grupo de 30 dias foram

estatisticamente inferiores ($p < 0,05$) do que os grupos de 60 e 90 dias. Em todas as amostras das hortas urbanas, após 30 dias de exposição, as concentrações de alumínio ($p=0,02$) e Pb ($p=0,05$) na couve foram menores do que as obtidas em supermercados locais. Em contraste, Cu ($p=0,02$), Mn ($p=0,01$) e Rb ($p=0,02$) as concentrações foram maiores nas hortas comunitárias.

Não houve diferenças significativas para os elementos Na, Mg, P, K, Ca, Cr, Fe Ni, Zn, As, Cd e Ba. As concentrações elementares nos espinafres das hortas foram menores que os obtidos em supermercados locais para os elementos Al ($p=0,04$), Pb ($p=0,006$) e Zn ($p=0,03$), enquanto Cu ($p=0,02$), K ($p=0,04$), Mg ($p=0,01$), Mn ($p=0,03$), P ($p=0,04$) e Rb ($p=0,04$) foram menores nas amostras das hortas. Não foram encontradas diferenças significativas para Na, Ca, Cr, Fe, Ni, As, Cd e Ba ($P > 0,05$) entre hortas e supermercados. O conteúdo elementar de ambos os vegetais foi significativamente menor no local de controle do que nas hortas urbanas ($p < 0,05$), exceto para o Ca, K, Na e P (elementos não relacionados com o tráfego).

As concentrações de cádmio no espinafre excederam os valores regulamentares estabelecidos pela Anvisa, FAO/OMS e da UE ($0,20 \text{ mg g}^{-1}$) em uma horta durante o período de exposição de 60 dias. Considerando os níveis mais restritivos adotados pelos AU/NZ ($0,10 \text{ mg g}^{-1}$), três hortas durante a exposição de 60 dias e uma durante a exposição de 90 dias ultrapassaram os valores máximos admissíveis (Fig. 2).

Tabela 1 – Concentrações elementares no espinafre (ESP) e couve (CV) ($\mu\text{g g}^{-1}$ biomassa – peso úmido). (ⁱnúmero total de amostras por período; ⁱⁱcontrole (CT): N = 6 por período; ⁱⁱⁱsupermercado (SM): N = 4 para ESP e CV. *Concentrações máximas e mínimas no período total de exposição. DP = Desvio Padrão.

Elemento	Espécie	N ⁱ	Média (DP) 30 dias	Média (DP) 60 dias	Média (DP) 90 dias	Mínimo*	Máximo*	CT média (DP) 30 dias ⁱⁱ	CT média (DP) 60 dias ⁱⁱ	CT média (DP) 90 dias ⁱⁱ	SM média ⁱⁱⁱ
Na	CV	66	128,96 (118,3)	260,64 (118,9)	183,22 (85,1)	55,7	412,03	472,40 (118,31)	427,97 (31,16)	156,23 (71,90)	64,08
	ESP	66	275,66 (159)	909,45 (597)	807,01 (383,4)	100,44	2.404,24	443,02 (122,99)	847,70 (102,09)	1.239,54 (15,40)	176,36
Mg	CV	66	501,8 (204,21)	669,77 (122,9)	791,1 (556,5)	323,00	2,235.90	1.064,99 (171,89)	763,42 (38,31)	597,36 (13,59)	402,74
	ESP	66	1.044,68 (876,7)	2.591,8 (1.158,3)	2.443,06 (878,4)	192,19	4.738,09	2.812,59 (657,14)	1.174,28 (85,40)	822,65 (8,74)	384,99
Al	CV	66	4,06 (1,9)	9,02 (4,7)	9,14 (7,2)	1,87	23,04	2,83 (0,6)	4,21 (0,88)	3,28 (0,21)	8,12
	ESP	66	9,24 (9,4)	23,05 (17,6)	29,65 (19,3)	2,22	65,74	2,52 (1,2)	5,55 (1,22)	7,53 (2,54)	16,07
P	CV	66	482,09 (298,4)	596,07 (555,0)	458,74 (243,0)	222,91	2.210,93	1.248,96 (54,09)	505,36 (25,41)	309,40 (40,92)	339,95
	ESP	66	354,92 (355,2)	919,1 (594,9)	803,1 (328,3)	72,17	2.410,34	1.126,13 (239,72)	491,59 (49,51)	507,54 (13,86)	169,75
K	CV	66	1.564,01 (572,3)	2.295,9 (1.537,1)	1.298,87 (389,3)	628,76	5.896,08	2.709,76 (505,17)	3.307,98 (178,26)	1.870,47 (99,92)	1.709,22
	ESP	66	1.523,94 (909,6)	3.860,6 (1.530,0)	3.008,38(1.578,8)	421,91	7.654,81	3.533,67 (870,77)	2.453,16 (281,20)	3.593,85 (74,87)	2.689,25
Ca	CV	66	2.300,52 (660,0)	2.265,66 (963,5)	3.077,60 (1.513,4)	955,87	5.906,46	4.170,78 (546,06)	3.996,04 (209,83)	3.045,65 (138,03)	2.812,65
	ESP	66	1.782,6 (2049,9)	2.415,2 (1.009,6)	2.288,90 (1.578,8)	405,30	7.543,81	2.415,37 (420,12)	2.244,00 (86,15)	2.305,09 (27,05)	1.172,56
Cr	CV	66	0,16 (0,1)	0,28 (0,1)	0,23 (0,1)	0,04	0,48	0,10 (0,002)	0,17 (0,54)	0,10 (0,002)	0,17
	ESP	66	0,17 (0,2)	0,32 (0,1)	0,4 (0,1)	0,07	0,63	0,03 (0,009)	0,02 (0,09)	0,02 (0,01)	0,15
Mn	CV	66	12,16 (5,7)	14,66 (7,3)	27,04 (18,9)	3,33	63,4	8,8 (0,2)	7,68 (1,89)	7,57 (0,27)	4,71
	ESP	66	43,33 (28,7)	151,86 (67,9)	127,1 (52,99)	11,54	317,15	10,75 (2,55)	50,57 (4,88)	50,30 (0,54)	13,41
Fe	CV	66	41,72 (16,9)	56,01 (26,1)	46,19 (26,6)	10,9	111,08	57,51 (9,44)	83,93 (3,36)	55,98 (4,39)	37,35
	ESP	66	31,79 (30,27)	64,67 (32,7)	76,94(40,2)	1,21	151,16	47,32 (9,90)	42,32 (4,73)	36,02 (0,46)	27,49
Ni	CV	66	0,17 (0,05)	0,29 (0,2)	0,44 (0,71)	0,08	2,54	0,12 (0,05)	0,14 (0,01)	0,10 (0,29)	0,25

Elemento	Espécie	Nº	Média (DP) 30 dias	Média (DP) 60 dias	Média (DP) 90 dias	Mínimo*	Máximo*	CT média (DP) 30 dias [†]	CT média (DP) 60 dias [†]	CT média (DP) 90 dias [†]	SM média [‡]
Cu	ESP	66	0,1 (0,1)	0,28 (0,2)	0,29 (0,1)	0,01	0,74	0,008 (0,002)	0,098 (0,023)	0,13 (0,03)	0,12
	CV	66	0,52 (0,2)	0,64 (0,3)	0,52 (0,3)	0,33	1,26	0,10 (0,1)	0,25 (0,12)	0,11 (0,59)	0,35
Zn	ESP	66	0,78 (0,9)	2,31 (1,1)	2,35 (1,0)	0,27	5,57	0,12 (0,07)	1,05 (0,01)	1,03 (0,01)	0,45
	CV	66	9,82 (3,3)	10,77 (5,5)	12,04 (6,9)	4,93	25,36	5,89 (0,25)	4,53 (0,26)	6,55 (0,94)	7,85
As	ESP	66	11,72 (7,8)	31,63 (18,8)	26,86 (13,5)	4,68	58,23	3,57 (0,58)	16,52 (1,59)	12,83 (0,01)	23,52
	CV	66	0,01 (0)	0,03 (0,04)	0,02 (0,01)	0	0,14	0,007 (0,002)	0,01 (0,02)	0,01 (0,002)	0,01
Rb	ESP	66	0,02 (0,01)	0,02 (0,01)	0,02 (0,01)	0	0,05	0,02 (0,006)	0,01 (0,004)	0,01 (0,004)	0,01
	CV	66	3,84 (1,2)	5,58 (3,8)	5,33 (1,9)	2,06	14,04	1,59 (0,58)	1,09 (0,17)	1,55 (0,15)	1,44
Cd	ESP	66	5,12 (3,9)	16,02 (6,2)	12,11 (5,0)	1,82	30,87	1,22 (0,15)	6,89 (1,20)	2,30 (0,8)	1,29
	CV	66	0,01 (0)	0,01 (0)	0,01 (0)	0	0,01	0,006 (0,001)	0,002 (0,001)	0,001 (0,002)	0,02
Ba	ESP	66	0,03(0,02)	0,09 (0,05)	0,07 (0,03)	0,01	0,21	0,009 (0,005)	0,02(0,004)	0,01 (0,002)	0,05
	CV	66	2,37 (0,9)	3,14 (1,2)	4,38 (2,2)	0,76	7,96	1,89 (0,1)	2,10 (0,23)	1,15 (0,99)	3,07
Pb	ESP	66	1,47 (1,9)	1,94 (2,11)	2,08 (1,3)	0,28	7,59	0,80 (0,59)	1,02 (0,08)	1,00 (0,02)	1,58
	CV	66	0,03 (0,003)	0,1 (0,3)	0,09 (0,08)	0	1,03	0,01 (0,01)	0,01 (0,001)	0,02 (0,005)	0,11
	ESP	66	0,06 (0,08)	0,12 (0,1)	0,18 (0,16)	0,01	0,42	0,002 (0,003)	0,052 (0,006)	0,03 (0,002)	0,11

Nenhum destes limites para o cádmio foram excedidos na couve. As concentrações de Pb obtidas no espinafre ultrapassaram os limites da Anvisa e da UE em uma horta durante a exposição de 60 dias e em três hortas durante a exposição de 90 dias. Em contraste, nos espinafres, considerando os limites da AU/NZ, foram superadas em cinco hortas no grupo de exposição de 60 dias e em quatro no grupo de 90 dias, incluindo dois supermercados. Os limites da AU/NZ para couve ($0,30 \text{ mg g}^{-1}$ para *Brassica oleracea* var. *Acephala*) foram ultrapassados em apenas uma horta no grupo de 60 dias. As concentrações de arsênio variaram de 0 a $0,14 \text{ mg g}^{-1}$ nas couves e de 0 a $0,05 \text{ mg g}^{-1}$ nos espinafres durante o período total de exposição. Não há limites de segurança estabelecidos pela OMS/FAO para este elemento. As concentrações de cromo não ultrapassaram os limites em qualquer um dos períodos para ambos os vegetais. Adicionalmente, nenhum valor limite foi excedido para estes quatro elementos (cádmio, chumbo, cromo, arsênio) durante o período de exposição de 30 dias.

Anvisa, FAO/WHO, EU; *AU/NZ (níveis máximos)

*Anvisa, EU; **AU/NZ (níveis máximos). OMS – Não há limiares de segurança para o Pb.

*Anvisa, EU, AU/NZ (níveis máximos). WHO – Não há limiares de segurança para o Pb.

Figura 2 – Conteúdo elementar acima dos níveis máximos considerando os períodos de exposição de 0, 30, 60 e 90 dias e os valores obtidos em supermercados locais ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Todas as concentrações dos elementos no solo das hortas estavam abaixo do *Trigger Action Value* (TAV) para o cultivo agrícola (Kabata-Pendias, 2011), utilizados para indicar a presença e concentração de elementos potencialmente nocivos em locais não contaminados. Após três meses de estudo, não foi observado o enriquecimento elementar significativo nos solos amostrados como mostrado na tabela S2 ($p=0.42$). Além disso, não houve diferenças significativas no teor de metais no solo entre as hortas urbanas comunitárias e no local de controle. Não houve diferenças significativas para todos os elementos nos solos da couve, com exceção do Cr entre 30 e 90 dias ($p=0,007$) e 60 e 90 dias ($p < 0,05$). Os solos do espinafre não apresentaram diferenças para todos os elementos nos três períodos de exposição ($p > 0,05$). Não houve correlação entre as concentrações de solo e hortaliças. O pH dos solos variou de 4,9 a 5,8 (couve) e 4,4 a 5,7 (espinafre). Os resultados das medições de pH mostraram uma tendência decrescente ao longo do período de exposição na couve ($p < 0,001$) e nos espinafres ($p < 0,001$), com exceção do período entre 60 e 90 dias ($p=0,60$) (Fig S5 -. Material suplementar). Não houve relação significativa entre as concentrações elementares nas hortaliças e o pH do solo.

Os modelos de regressão usados para testar a correlação entre as concentrações de TU e couve demonstraram que sete elementos possuíram uma correlação positiva significativa ($p < 0,05$ e um R^2 ajustado $> 0,35$) (Fig. 3a), enquanto que 15 elementos no espinafre obtiveram uma correlação positiva significativa ($p < 0,05$ com um R^2 ajustado $p > 0,39$) (Fig. 3b).

a

b

Figuras 3A e 3B - Correlação entre as concentrações elementares nos vegetais e *Tillandsia usneoides* L. (TU = *Tillandsia usneoides* L.). Concentrações em $\mu\text{g g}^{-1}$.

A análise preliminar para a ACP considerando os resultados do teste de Bartlett ($p < 0,05$) e o critério de Kaiser Meyer-Olkin ($KMO=0,69$ para couve e $KMO= 0,83$ para espinafre) demonstrou a adequação dos dados para este procedimento estatístico. A aplicação da matriz de componentes rodados resultou em cinco componentes para couve (variância total acumulada de 78,9%) e três componentes para o espinafre (variância total acumulada de 81,5%), com autovalores maiores do que um. Cargas fatoriais $<0,3$ foram consideradas insignificantes e foram omitidas - Tabela S8 (material suplementar). O primeiro componente da couve foi responsável por 42,2% da variância e apresentou as maiores cargas para Mn, Ca, Fe, Mg, Zn e P, elementos normalmente associados ao tráfego, bem como nutrientes para as plantas. O segundo componente possuiu cargas mais elevadas para o Pb, Al, Ni e, em menor medida, Ba e Cr, explicando 13,98% da variância total. Estes elementos normalmente indicam contaminação antropogênica. O terceiro componente explicou 8,9% da variância e apresentou alta cargas para os elementos Rb e Cu. O quarto e quinto componentes explicaram 7,5% e 6,3% da variância, respectivamente, sendo compostos por K e Cd, respectivamente. A matriz de componentes rodados para o espinafre resultou em três componentes, com uma variância cumulativa total de 86,9%. O primeiro componente foi responsável por 62,0% da variância e com mais elevadas cargas para Cu, Mn, Cd, Pb, Ni, Zn, Al, Cu e Rb. A maioria destes elementos são altamente correlacionados com fontes veiculares em centros urbanos. O segundo componente foi responsável por 10,2% da variância e com cargas mais elevadas para K, Na, P, e, em menor medida, Mg e Ca. Estes elementos são reportados como micro e

macronutrientes vegetais. O terceiro componente (explicando 9,3% da variância) tiveram altas cargas para Ba, Ca, como e, em menor grau, Fe e Ca.

As análises dos MLG mostraram que os componentes formados por elementos relacionados com as emissões do tráfego veicular foram positivamente associados com OTB e negativamente associados com as variáveis do clima, obstáculos verticais e distância de estradas/avenidas de grande circulação veicular. No entanto, os elementos comumente relacionados como constituintes vegetais foram positivamente associados com variáveis climáticas, como velocidade do vento, temperatura, precipitação e umidade (Tabela 2). Estes resultados sugerem uma relação exposição-resposta entre OTB e elementos relacionados ao tráfego acumulados na couve e espinafre (Fig. 4 e 5). No entanto, não foram verificadas diferenças significativas entre as concentrações de alguns elementos constituintes de tecidos vegetais, tais como P, K, Na, Mg e Ca, em relação às categorias de OTB ($p > 0,05$) (Figs S11 e S12 – material complementar).

Tabela 2 – Coeficientes estimado pelo modelo linear generalizado (MLG) (OTB = carga de tráfego; OV = obstáculos verticais; E.P.= erro padrão, β = coeficiente beta). Preditores com valor $p < 0,05$ são apresentados em negrito.

Hortaliça	Componente ACP	Preditores	β	E.P.	<i>p</i> -value
Couve	Componente 1	Velocidade do Vento	-0,84	0,04	0,03
		OTB	0,12	0,05	0,02
	Componente 2	Temperatura	-0,63	0,17	<0,001
		Umidade	0,06	0,04	0,13
		Pluviosidade	-0,32	0,14	0,02
		OTB	0,45	0,19	0,02
		OV	-0,35	0,15	0,01
		Distância tráfego	-0,3	0,04	<0,001
	Componente 3	OV	-0,09	0,06	0,09
		OTB x VO	0,001	0	0,04

Hortaliça	Componente ACP	Preditores	β	E.P.	<i>p</i>-value
Espinafre	Componente 4	Pluviosidade	0,58	0,05	0,02
		Temperatura	-0,91	0,16	<0,001
	Componente 5	Umidade	-0,19	0,05	0,001
		Pluviosidade	-0,74	0,52	0,15
	Componente 1	Temperatura	-0,33	0,06	0,002
		Pluviosidade	-0,2	0,13	0,01
		OTB	0,23	0,09	0,02
	Componente 2	Temperatura	0,79	0,14	<0,001
		Umidade	0,1	0,03	0,003
		Pluviosidade	0,97	0,33	0,003
		OTB	0,05	0,21	0,8
		Pluviosidade	0,02	0,08	0,75
	Componente 3	Distância tráfego	0,002	0	0,06
		VO	-0,24	0,12	0,05

Figura 4 - Conteúdo elementar na couve ($\mu\text{g g}^{-1}$ biomassa peso úmido) classificados por carga de tráfego (OTB)

Figura 5 - Conteúdo elementar no espinafre ($\mu\text{g g}^{-1}$ biomassa peso úmido) classificados por carga de tráfego

2.4 Discussão

Neste estudo, nós mostramos uma associação significativa entre concentrações elementares derivadas do tráfego, carga de tráfego e variáveis do clima nas espécies *Brassica oleracea* var. *acephala* (couve) e *Tetragonia tetragonioides* (Pall.) Kuntze (espinafre) em dez hortas comunitárias de São Paulo. A acumulação de elementos relacionados ao tráfego aumentou ao longo do tempo. Após 30 dias de exposição, a acumulação de metais estava abaixo dos níveis máximos de consumo recomendados para Cd, Cr e Pb. No entanto, após 60 ou 90

dias de exposição, o conteúdo de alguns desses elementos ultrapassou diferentes normas legais.

Ao nosso conhecimento, este estudo é o primeiro a considerar o papel específico da poluição do ar no conteúdo elementar de vegetais folhosos em hortas comunitárias urbanas. Saumel et al. (2012) encontraram resultados semelhantes entre a acumulação do metal em vegetais e a influência de variáveis de tráfego e obstáculos verticais nas hortas urbanas de Berlim. O estudo, no entanto, não foi concebido para determinar o papel isolado da deposição de atmosféricos pois os vegetais foram coletados em diferentes solos e períodos em Berlim.

A forte correlação entre as concentrações elementares em vegetais folhosos e a *Tillandsia usneoides* L. reforça a hipótese de absorção de partículas atmosféricas derivadas de emissões do tráfego veicular como uma importante fonte de contaminação vegetação. Nossos dados incentivam o uso desta planta como biomonitor da poluição do ar.

A acumulação de metais foi significativamente maior no espinafre em comparação com couve. Para a couve, apenas as concentrações de Pb em 60 dias ultrapassaram os valores de ingestão recomendados, enquanto que para os espinafres, os níveis de Cd e Pb foram maiores do que os valores recomendados após 60 e 90 dias de exposição. As razões para estas diferenças não são claras, mas podem refletir a absorção por diferentes mecanismos nas plantas (Lim e McBride, 2015).

Houve uma variação no teor de metais relacionados ao tráfego nas diferentes hortas estudadas, sendo significativamente relacionada com características do ambiente urbano local, tais como obstáculos verticais, distância das principais

avenidas, características da frota, número de veículos e as condições do clima. As três hortas com valores de concentração mais elevados para quase todos os elementos foram A, C e D, que estão localizadas em áreas classificadas como de alto OTB. A horta A está localizada perto de uma área com alta densidade de tráfego e constantes congestionamentos, além da proximidade de um local de decolagem e pouso de aviões de pequeno porte. A horta C é caracterizada pelo menor número de obstáculos verticais em seu entorno. Nesta área há uma grande circulação de caminhões de carga pesada e uma estrada interestadual. A horta D está localizada em um pequeno jardim público na faixa central de uma das principais avenidas da cidade. A Horta G apresentou os menores valores de concentração para ambos os vegetais. Esta horta está localizada em uma área cercada por muitas árvores agindo como barreiras verticais e maior distância de áreas de alto tráfego em comparação com todas as outras hortas.

Nossos resultados também mostraram a importância dos obstáculos verticais, considerando a relação negativa entre a sua presença e a concentração elementar de contaminantes antrópicos. Em um estudo anterior, von Hoffen e Samuel (2014) demonstrou a eficiência de cercas ou muros atuando como barreiras contra os efeitos de contaminação em áreas de alto tráfego. Em nosso estudo, a horta F, caracterizada por estar localizada a uma curta distância de uma via de tráfego veicular elevado, mas com a presença de obstáculos verticais, não figurou entre as hortas com maiores concentrações de metais. As variáveis do clima exerceram uma influência substancial sobre a absorção elementar para ambos os vegetais. Coeficientes negativos obtidos nos MLG demonstraram que os períodos de baixa humidade relativa do ar, precipitação, velocidade do vento e da

temperatura, quando existe uma grande diminuição na dispersão de poluentes em São Paulo, estão diretamente ligadas a um aumento na absorção de elementos relacionados ao trânsito em ambas as hortaliças

A falta de correlação entre as concentrações de elementos no solo e vegetais pode ser atribuída a complexa relação entre as propriedades do solo, teor de matéria orgânica e pH, afetando a fitodisponibilidade de metais para absorção pelas raízes (Sauvé et al., 2000). McBride et al. (2014) não encontraram correlações entre as concentrações de Ba, Pb e Cd entre solo e vegetais cultivados em hortas urbanas de Nova Iorque. Os resultados relatados por De Temmerman et al. (2015) não revelaram diferenças nas concentrações dos elementos nos solos em diferentes áreas de exposição, indicando as folhas do arbusto feijão como o mecanismo de absorção primária. A deposição atmosférica é a via de contaminação dominante de certos metais, tais como o Pb (Alexander et al., 2006; Nabulo et al., 2006), ao passo que para o Cd a absorção radicular é o mecanismo mais importante (De Temmerman et al., 2015; Smolders, 2001). É possível que o tempo de exposição não foi suficientemente longo para causar contaminação do solo por deposição atmosférica, embora Warming et al. (2015) demonstraram que as altas concentrações elementares no solo não refletem necessariamente um aumento na absorção pela planta.

Este estudo possui algumas limitações pois só considera duas espécies de hortaliças, portanto, nossos resultados não podem ser generalizados para outros vegetais. Nós decidimos estudar vegetais folhosos pois há evidências que partículas atmosféricas acumulam primariamente nas folhas. Nossos dados sugerem que o mecanismo de absorção foliar possui um papel importante na

absorção de metais nestes vegetais pois não detectamos diferenças no enriquecimento dos solos e do seu pH mesmo após 90 dias de exposição. Também não foram encontradas correlações entre o conteúdo elementar nas plantas e solo. Entretanto, não podemos excluir totalmente a contribuição do solo em nossos dados pois o mecanismo de transferência de metais e a sua dinâmica em diferentes espécies vegetais ainda não é claro (Schreck et al., 2012).

2.5 Conclusão

Em resumo, nosso estudo demonstrou que a poluição do ar derivada do tráfego veicular exerce uma influência direta no conteúdo elementar de espinafre e couve cultivados em solo não contaminados. A carga de tráfego veicular está associada com o aumento da absorção elementar, enquanto a presença de obstáculos verticais afeta negativamente a concentração de elementos associados ao tráfego. A acumulação de metais aumenta ao longo do tempo excedendo normas regulamentares para alguns elementos (como Pb e Cd) após 60 dias de exposição.

O número de hortas urbanas comunitárias aumentou significativamente nos últimos anos em várias cidades em todo o mundo, proporcionando indiscutíveis benefícios ambientais, sociais e de saúde pública. Acreditamos que nosso estudo contribui para uma melhor compreensão da complexa relação entre o ambiente urbano e cultivo de vegetais proporcionando bases para uma horticultura urbana mais segura.

Referências do capítulo 1

- Alexander, P.D., Alloway, B.J., Dourado, A.M., 2006. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. *Environ. Pollut.* 144, 736-745.
- Alves, E.S., Moura, B.B., Domingos, M., 2008. Structural analysis of *Tillandsia usneoides* L. Exposed to Air pollutants in São Paulo City–Brazil. *Water Air Soil Pollut.* 189, 61-68.
- Batista, B.L., Grotto, D., Rodrigues, J.L., de Oliveira Souza, V.C., Barbosa Jr, F., 2009. Determination of trace elements in biological samples by inductively coupled plasma mass spectrometry with tetramethylammonium hydroxide solubilization at room temperature. *Anal. Chim. Acta* 646, 23-29.
- Boulding, JR., 1994. Description and Sampling of Contaminated Soils – A Field Guide. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 1-240.
- CET, Traffic Engineering Company, 2013. Pesquisa de Monitoração da Fluidez: Desempenho do Sistema Viário principal; volume e Velocidade, pp. 1-197.
- CETESB, Sao Paulo State Environmental Agency, 2015. Qualidade do ar no estado de São Paulo. Available: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>.
- De Temmerman, L., Waegeneers, N., Ruttens, A., Vandermeiren, K., 2015. Accumulation of atmospheric deposition of As, Cd and Pb by bush bean plants. *Environ. Pollut.* 199, 83-88.
- FAO (Food and Agriculture Organization of United Nations), 2016. Urban Agriculture. Available: <http://www.fao.org/urban-agriculture/en/>.
- Figueiredo, A.M., Nogueira, C.A., Saiki, M., Milian, F.M., Domingos, M., 2007. Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of Sao Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. As biomonitor. *Environ. Pollut.* 145, 279-292.

- George, D.R., Rovniak, L.S., Kraschnewski, J.L., Hanson, R., Sciamanna, C.N., 2015. A growing opportunity: community gardens affiliated with US hospitals and academic health centers. *Prev. Med. Rep.* 2, 35-39.
- Guitart, D.A., Pickering, C.M., Byrne, J.A., 2014. Color me healthy: Food diversity in school community gardens in two rapidly urbanising Australian cities. *Health Place* 26, 110-117.
- Harris, N., Minniss, F.R., Somerset, S., 2014. Refugees connecting with a new country through community food gardening. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 9202-9216.
- Kabata-Pendias, A.T., 2011, *Elements in Soils and Plants*, fourth ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kachenko, A.G., Singh, B., 2006. Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water Air Soil Poll.* 169, 101-123.
- Leake, J.R., Adam-Bradford, A., Rigby, J.E., 2009. Health benefits of 'grow your own' food in urban areas: implications for contaminated land risk assessment and risk management? *Environ Health* 8 (Suppl. 1), S6.
- Lim, M.P., McBride, M.B., 2015. Arsenic and lead uptake by brassicas grown on an old orchard site. *J. Hazard. Mater.* 299, 656-663.
- Martínez-Carrillo, M.A., Solís, C., Andrade, E., Isaac-Olivé, K., Rocha, M., Murillo, G., Beltrán-Hernández, R.I., Lucho-Constantino, C.A., 2010. PIXE analysis of *Tillandsia usneoides* for air pollution studies at an industrial zone in Central Mexico. *Microchem. J.* 96, 386-390.
- McBride, M.B., Shayler, H.A., Spliethoff, H.M., Mitchell, R.G., Marquez-Bravo, L.G., Ferenz, G.S., Russell-Anelli, J.M., Casey, L., Bachman, S., 2014. Concentrations of lead, cadmium and barium in urban garden-grown vegetables: the impact of soil variables. *Environ. Pollut.* 194, 254-261.
- Mccullagh, P., 1984. Generalized linear models. *Eur. J. Oper. Res.* 16, 285-292.

- Ministry of Health of Brazil. Dietary Guidelines for the Brazilian Population, 2014. pp. 1-80. Available: <http://www.fao.org/nutrition/education/food-dietaryguidelines/regions/brazil/en/> (accessed 16 October 2015).
- Moreira, T.C., de Oliveira, R.C., Amato, L.F., Kang, C.-M., Saldiva, P.H., Saiki, M., 2016. Intra-urban biomonitoring: source apportionment using tree barks to identify air pollution sources. *Environ. Int.* 91, 271-275.
- Nabulo, G., Oryem-Origa, H., Diamond, M., 2006. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environ. Res.* 101, 42-52.
- Nitta, M., Tanner, C., Narvarte, K., Luces, P., Silverio, A., Zabala, R., Navasca, D., Sy, A., Palafox, N.A., 2015. Policy, system, and environment strategies to promote physical activity and healthy Food sources to address Guam's disparate non-communicable disease burden. *J. Health Care Poor Underserved* 26, 96-103.
- Peris, M., Micó, C., Recatalá, L., Sánchez, R., Sánchez, J., 2007. Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. *Sci. Total Environ.* 378, 42-48.
- Säumel, I., Kotsyuk, I., Hölscher, M., Lenkerei, C., Weber, F., Kowarik, I., 2012. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environ. Pollut.* 165, 124-132.
- Sauvé, S., Hendershot, W., Allen, H.E., 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1125-1131.
- Schreck, E., Foucault, Y., Sarret, G., Sobanska, S., Cécillon, L., Castrec-Rouelle, M., Uzu, G., Dumat, C., 2012. Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead. *Sci. Total Environ.* 427, 253-262.

- Smolders, E., 2001. Cadmium uptake by plants. *Int. J. Occup. Med. Environ. Health* 14, 177-183.
- Szolnoki, Z., Farsang, A., 2013. Evaluation of metal mobility and Bioaccessibility in soils of urban vegetable gardens using sequential extraction. *Water Air Soil Poll.* 224.
- Tomita, L.Y., Cardoso, M.A., 2002. [Assessment of the food list and serving size of a Food Frequency Questionnaire in an adult population]. *Cad. Saude Publica* 18, 1747-1756.
- United Nations, 2014. World urbanization prospects. The 2014 revision, pp. 1-32. Available: <http://esa.un.org/unpd/wup/Highlights/WUP2014-Highlights.pdf> (accessed 16 October 2015).
- Van Raij, B., Quaggio, J.A., Cantarela, H., 1987, *Análise Química do Solo para Fins de Fertilidade*. Cargill, Campinas.
- von Hoffen, L.P., Säumel, I., 2014. Orchards for edible cities: cadmium and lead content in nuts, berries, pome and stone fruits harvested within the inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 101, 233-239.
- Warming, M., Hansen, M.G., Holm, P.E., Magid, J., Hansen, T.H., Trapp, S., 2015. Does intake of trace elements through urban gardening in Copenhagen pose a risk to human health? *Environ. Pollut.* 202, 17-23.
- Wei, Z.Y., Wang, D.F., Zhou, H.P., Qi, Z.P., 2011. Assessment of Soil heavy metal pollution with principal component analysis and Geoaccumulation index. *Procedia Environ. Sci.* 10, 1946-1952.
- Whatley, E., Fortune, T., Williams, A.E., 2015. Enabling occupational participation and social inclusion for people recovering from mental ill-health through community gardening. *Aust. Occup. Ther. J.* 62, 428-437.
- World Health Organization, 2006. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk assessment. World Health Organization, Geneva.

Material suplementar do capítulo 1

Tabela S1 – As concentrações médias dos vegetais e solo não expostos ($\mu\text{g g}^{-1}$ – peso úmido).

Elemento	Couve	Espinafre	Solo
Al	3,81	6,01	7523,23
Ba	1,60	0,74	52,59
Cd	0,005	0,01	0,01
Cu	0,40	0,48	10,24
Mn	2,73	11,07	45,39
Pb	0,01	0,02	6,89
Rb	4,34	4,45	2,25
Ni	4,85	6,16	22,25
Zn	0,12	0,04	26,40
As	0,01	0,03	1,10
Cr	0,18	0,13	27,68
Fe	11,07	9,44	3042,28
Ca	552,19	369,35	588,18
Mg	116,48	223,17	1788,50
K	1443,87	2311,31	300,96
Na	131,83	308,61	43,38
P	228,61	213,38	675,92

Tabela S2 – Valores descritivos de concentrações no solo para o período total de exposição ($\mu\text{g g}^{-1}$). CV = couve e ESP = espinafre.

	Vegetal	N	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Al	CV	66	9.823,72	1.211,35	6.962,06	12.737,77
	ESP	66	10.011,03	759,96	7.905,53	10.976,98
Ba	CV	66	91,20	15,27	66,09	122,57

	Vegetal	N	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Cd	ESP	66	89,06	10,28	53,06	102,72
	CV	66	0,030	0,000	0,020	0,040
Cu	ESP	66	0,03	0,03	0,01	0,20
	CV	66	17,90	2,79	12,86	24,05
Mn	ESP	66	20,74	3,74	14,82	26,43
	CV	66	59,23	8,71	31,52	72,67
Pb	ESP	66	56,21	12,28	35,52	88,83
	CV	66	10,54	1,92	6,52	15,16
Rb	ESP	66	9,80	1,80	6,22	13,15
	CV	66	2,48	0,52	1,36	3,66
Zn	ESP	66	2,78	0,48	1,81	3,57
	CV	66	23,65	3,75	16,08	31,03
Ni	ESP	66	35,05	9,30	20,68	62,47
	CV	66	9,19	2,33	4,55	13,50
As	ESP	66	11,30	4,03	3,88	18,66
	CV	66	1,11	0,24	0,57	1,68
Cr	ESP	66	1,36	0,39	0,66	2,30
	CV	66	28,86	8,46	12,57	48,77
Fe	ESP	66	31,11	13,64	10,25	70,42
	CV	66	6.236,66	937,66	4.738,18	8.957,68
Ca	ESP	66	6.890,17	1.914,29	5.005,48	11.438,57
	CV	66	3.594,16	2.399,16	2.032,39	13.432,25
Mg	ESP	66	3.558,75	860,33	2.104,63	5.252,88
	CV	66	2.050,70	1.199,76	892,03	6.219,02
K	ESP	66	2.139,00	644,84	1.060,03	4.128,28
	CV	66	191,43	113,76	108,75	681,05
Na	ESP	66	208,46	105,41	35,92	497,74
	CV	66	39,52	19,61	12,13	110,58
P	ESP	66	26,46	10,85	10,84	51,44
	CV	66	606,38	165,79	350,82	1.041,01
	ESP	66	674,82	142,60	405,55	1.093,42

Tabela S3 – Valores descritivos das concentrações na *Tillandsia usneoides* L. durante os períodos de 60 e 90 dias de exposição ($\mu\text{g g}^{-1}$ – peso úmido).

	N	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Al	22	370,43	212,36	120,93	848,08
Ba	22	12,21	7,76	5,07	32,54
Cd	22	0,17	0,13	0,06	0,61
Cu	22	12,43	10,09	3,01	44,89
Mn	22	140,69	76,09	59,45	329,99
Pb	22	5,03	6,98	1,9	34,01
Rb	22	17,45	16,77	3,94	61,76
Zn	22	70,81	55,35	17,46	220,81
Ni	22	4,56	3,36	1,5	14,58
As	22	0,42	0,28	0,11	0,98
Cr	22	3,82	2,11	0,76	10,38
Fe	22	2.105,09	1.332,13	445,38	5.345,32
Ca	22	5.880,88	2.599,99	1.869,79	11.554,4
Mg	22	2.233,47	1.224,35	909,29	5.019,73
K	22	3.009,24	2.588,27	1.087,32	12.644,81
Na	22	1.570,76	1.078,46	217,95	4.528,47
P	22	514,83	365,98	71,07	1.762,68

Figura S6 – Valores de pH no solo ao longo do tempo.

3. BIOMONITORAMENTO DOS EFEITOS GENOTÓXICOS E A ACUMULAÇÃO ELEMENTAR DERIVADA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM HORTAS URBANAS COMUNITÁRIAS

3.1 Introdução

A horticultura urbana é um fenômeno global com impactos positivos na sociedade a partir de diferentes perspectivas econômicas, sociais e ambientais (Cameron et al., 2012; CoDyre et al., 2015; Ernwein, 2014). Apesar dos vários benefícios atribuídos às hortas urbanas (Bendt et al., 2013; Guitart et al., 2014; Tsilini et al., 2015), estudos têm demonstrado uma ligação entre altas concentrações de metais absorvidas em diferentes vegetais e externalidades negativas do ambiente urbano, tais como poluentes relacionados ao tráfego veicular (de Temmerman et al., 2015; Säumel et al., 2012). Um estudo prévio do nosso grupo avaliando hortas comunitárias da cidade de São Paulo (Amato-Lourenço et al., 2016) demonstrou uma exposição-resposta entre características urbanas e elementos relacionados ao tráfego veicular absorvidos em dois vegetais folhosos. Nesta cidade, as concentrações de poluentes atmosféricos frequentemente excedem os níveis estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2005), sendo os poluentes provenientes principalmente da frota de 8 milhões de veículos (CETESB, 2015).

Este problema suscita questões sobre a segurança dos alimentos produzidos em hortas urbanas em áreas de ar poluído. A identificação dos fatores de risco que possam estar associados à efeitos deletérios para a saúde humana é importante pois pode proporcionar uma base mais segura para a agricultura urbana. Portanto,

a utilização de metodologias de biomonitoramento em hortas urbanas pode ser uma ferramenta auxiliar na escolha de espaços urbanos adequados.

Metodologias de biomonitoramento, como as frequências de micronúcleos em tétrades de *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. "Purpurea" Boom (Trad-MCN) têm sido empregadas com sucesso em estudos de poluição do ar como um indicador de resposta genotóxica (Carvalho-Oliveira et al., 2005; Pereira et al., 2013; Spósito et al., 2015). Recentemente, estudos quantificando a concentração de metais acumulados em cascas de árvores urbanas foram utilizados como bioindicador a longo prazo da poluição do ar derivada do tráfego veicular (Catinon et al., 2012; Ejidike e Onianwa, 2015; Moreira et al., 2016). As plantas podem funcionar como sentinelas precoces, uma vez que estão ao lado de pessoas podem fornecer um panorama de exposição realista.

Neste estudo, avaliou-se a utilização destes dois métodos de biomonitoramento em dez hortas comunitárias e um local de controle como indicadores preliminares da contaminação pela poluição do ar e sua relação com o meio ambiente urbano.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Biomonitoramento *in situ*

Dez hortas comunitárias no município de São Paulo foram selecionadas para este estudo (Figura 1a). Todas as hortas estão localizadas em áreas urbanas em que a frota de veículos é a principal fonte de poluição do ar (CETESB, 2015). Esses locais são caracterizados por diferentes volumes de tráfego de veículos (ônibus,

caminhões, carros e motos) e por diferentes distâncias a avenidas de grande circulação e estradas (CET, 2013).

Para o biomonitoramento *in situ*, sete floreiras (largura: 13 cm, comprimento: 45 cm e profundidade: 15 cm) contendo de 4-6 espécimes de *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. "Purpurea" cultivadas em uma mistura de solo e vermiculita padronizados (3:1) (densidade de 500 kg cm^{-3} ; 9% de matéria orgânica, o pH de $5,8 \pm 0,5$ e condutividade eléctrica de $2,5 \pm 0,3 \text{ mS cm}^{-1}$) (Figura 1c).

Figura 1 - (a) Locais de exposição e amostragem no município de São Paulo. (B) Perspectiva da horta urbana "F". (C) Espécimes de *T. pallida* durante a exposição na horta "H". (D) Micronúcleos em destaque nas tétrades de *T. pallida*. (E) Fotomicrografia de uma amostra de casca de árvore na horta "F" obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV).

O conteúdo elementar do substrato de solo foi caracterizado utilizando ICP-MS e espectroscopia fluorescência de raios X por dispersão de energia (utilizado para determinação das concentrações de enxofre) antes da exposição e não apresentaram contaminação por metais (tabela S1 - material suplementar) de acordo com os parâmetros Kabata-Pendias (2011). As plantas foram mantidas ao ar livre e regadas duas vezes por semana de setembro a dezembro de 2014. Uma fazenda orgânica na cidade de Piracaia – área rural com baixas concentrações de poluentes atmosféricos no interior do Estado de São Paulo foi utilizada como controle para o ensaio de micronúcleos.

3.2.2 Ensaio Trad-MCN

O ensaio Trad-MCN foi realizado utilizando um protocolo adaptado como proposto por (Ma, 1981). Inflorescências jovens foram coletadas a cada 30 dias durante o período de três meses (de setembro a dezembro de 2014) e imediatamente fixadas em solução 1:3 de ácido acético e etanol 92% por 24 h. As inflorescências foram dissecadas, e as tétrades jovens esmagadas em coloração aceto-carmim em uma micro lâmina. A contagem foi realizada com ampliação de 400x (Olympus H-2, Japão) em uma série aleatória de 300 tétrades em cada uma das 13 a 21 lâminas por horta. A figura 1d mostra uma micrografia de micronúcleos na tétrade de um exemplar de *T. pallida*. Todas as lâminas foram codificadas para assegurar que a análise foi realizada a cego.

3.2.3 Quantificação dos elementos químicos nas cascas de árvores

Um sistema de informação geográfica (GIS) por setor censitário foi utilizado para estabelecer um buffer de 600 m em cada horta para localizar e selecionar as árvores dentro dessa área. As amostras de cascas de árvores, também foram coletadas em um local controle na reserva florestal "Mata da Câmara" - área rural a 50,2 km do município de São Paulo. As amostras de cascas de árvores das espécies *Tipuana tipu*, *Caesalpinia pluviosa* e *Ligustrum* sp foram coletadas dentro de um raio de 600 m de cada horta. Para padronizar a coleta de amostra de cascas de árvores, selecionamos espécimes com diâmetro à altura do peito (DAP) (Lukaszkiwicz e Kosmala, 2008) entre 30-45 cm, refletindo árvores adultas. Todas as cascas de árvores foram removidas à mão a uma altura de 1,5-2,0 m do solo. A partir de cada árvore selecionada, uma amostra de casca foi coletada de cada quadrante do tronco e analisados em conjunto. No laboratório, todo o material estranho foi removido, e as cascas raladas manualmente com um ralador de titânio até que fosse alcançada uma espessura de aproximadamente 3 mm. Em seguida cada amostra foi moída utilizando um moinho vibratório com almofariz de ágata (Fritsch Pulverisette 0, Fritsch GmbH, Idar-Oberstein, Alemanha). As amostras foram então peneiradas (400 mesh) e a distribuição média do tamanho das partículas determinada usando espalhamento de luz laser de baixo ângulo (Malvern Instruments Ltd., Worcestershire, RU) para assegurar que as partículas fossem menores do que 100 µm. Em seguida, 0,5 g de pó de casca de árvore e 1 g de ácido bórico (H_3BO_3 , puriss p.a. ACS reagente) foram transformados em uma pastilha de 20 mm de diâmetro através da aplicação de pressão de 15 t durante 40 s (Moreira et al., 2016). O conteúdo elementar de 15 não-metais e metais - sódio (Na),

magnésio (Mg), alumínio (Al), fósforo (P), enxofre (S), cloro (Cl), potássio (K), cálcio (Ca), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), rubídio (Rb), estrôncio (Sr), e de bário (Ba) - foram quantificados utilizando um espectrômetro de fluorescência de raios-X por dispersão de energia (EDX 700-HS, Shimadzu Corporation Analytical Division Instruments, Kyoto, Japão) como proposto por Carneiro et al. (2011). O aparelho é composto de um tubo de Rh de baixa energia com tensão de 5 a 50 kV e uma corrente de 1 a 1000 mA. A radiação de raios X característica foi detectada por um detector de Si(Li). Os espectros de emissão da fluorescência de raios-X foram registrados por 400 s para os elementos de Na-Sc e 240 s para os elementos de Ti-U em uma área de superfície de 10 mm em um ambiente de vácuo. Todas as análises foram realizadas em triplicata. As intensidades foram convertidas para concentrações ($\mu\text{g g}^{-1}$) de acordo com as calibrações de parâmetros fundamentais utilizando o padrão *Peach Leaves* NIST Standard SRM 1547 (National Institute of Standards, Gaithersburg, MD, EUA). As incertezas de concentrações foram calculadas considerando os erros nas medições da amostra e do material de referência padrão (Tabela S2 - material suplementar). A Figura 1e mostra uma micrografia de uma amostra de casca de árvore da horta "F" e a presença de material particulado depositado na sua superfície.

3.2.4 Caracterização dos ambientes urbanos no entorno das hortas

Variáveis relacionadas com o tráfego como velocidade média diária (km h^{-1}), distância Euclidiana das hortas em relação a avenidas arteriais ou estradas mais próximas (m) e o número de veículos por dia (ônibus, carros, caminhões e motocicletas) foram obtidas pela Engenharia de Tráfego Empresa de São Paulo

(CET, 2013). Obstáculos verticais entre os hortas e avenidas, tais como edifícios ou vegetação alta (árvores/arbustos), e sua altura média/largura (m) foram quantificados em termos de presença/ausência para avaliar a sua influência sobre as deposições de poluentes nas cascas de árvore e Trad-MCN. Uma carga global de tráfego (OTB) foi calculada conforme proposto por von Hoffen e Säumel (2014), considerando um buffer de 600 m e classificados como baixo, médio ou alto (Amato-Lourenço et al., 2016).

Médias diárias de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa (%), precipitação (mm) e velocidade do vento (m s^{-1}) foram obtidas para cada horta pelo Centro de Gerenciamento de Emergências do Município de São Paulo durante o período de biomonitoramento. Dados das concentrações de material particulado (PM_{10}) das estações de monitoramento mais próximas a cada horta durante os meses de estudo foram obtidos pela Agência Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

Todos os dados foram adicionados a um banco de dados geocodificado criado com o software ArcGIS (versão 10.3 ESRI, Redlands, CA, EUA).

3.2.5 Análises Estatísticas

Previamente à análise dos dados foram realizados os testes de Kolmogorov-Smirnov com correção de Lilliefors e análise residual para verificar a distribuição dos dados e homogeneidade da variância. Dados não-paramétricos foram transformados e reanalisados para verificar se as condições de normalidade foram atendidas. A análise de variância (ANOVA) foi realizado para comparar as frequências Trad-MCN entre as hortas urbanas e o local controle. A matriz de correlação de Pearson foi construída para testar as correlações entre os elementos

químicos, Trad-MCN, PM₁₀, e o OTB. A seguir, regressões exponenciais foram realizadas considerando os elementos químicos quantificados e as frequências Trad-MCN. Modelos lineares generalizados (MLG) foram construídos incluindo como variáveis explicativas a distância do tráfego, obstáculos verticais e os elementos químicos. O Critério de Informação de Akaike (AIC) foi utilizado para indicar o melhor modelo de ajuste.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software IBM SPSS (versão 22 IBM Corp., Chicago, IL, EUA).

3.3 Resultados

Os resultados da análise descritiva referentes a frequência de micronúcleos (Trad-MCN) são apresentadas na Tabela 1. As frequências Trad-MCN no local de controle foram significativamente menores do que a das hortas urbanas "A", "C", "E", "I" e "J" ($p < 0,05$).

Tabela 1 – Frequências de micronúcleos nas inflorescências de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* (Trad-MCN) expostas na cidade de São Paulo (N = 142 lâminas) e local controle (N = 29 lâminas) (DP; desvio padrão, Mín; mínimo, Máx; máximo).

Hortas	Média	DP	Mín	Máx
A	6,2	1,12	3,00	14,46
B	3,8	0,67	2,00	9,67
C	10,6	5,46	2,00	55,67
D	3,8	1,21	1,00	12,33
E	5,6	1,16	2,00	15,69
F	4,8	0,56	1,33	7,69
G	4,8	3,02	0,69	35,00
H	4,4	0,47	2,67	7,67
I	5,6	0,61	2,33	9,67

Hortas	Média	DP	Mín	Máx
J	8,4	1,56	3,00	22,70
Controle	2,4	0,29	1,00	4,00

Um total de 428 fragmentos de cascas de árvores de 107 árvores diferentes foram amostradas e o conteúdo elementar quantificados. Os resultados descritivos das concentrações elementares, dados meteorológicos e variáveis tráfego são resumidos na Tabela 2. Elementos como Al, Fe, Mn, Rb, S, Sr e Zn apresentaram concentrações mais elevadas do que no local controle. As médias diárias de temperatura do ar oscilaram de 17,2°C a 35,2°C durante o período, enquanto que a umidade relativa variou entre 16% a 78%. A precipitação variou de 0,0 mm a 20,4 mm, enquanto que a velocidade do vento variou de 1,0 m s⁻¹ a 4,0 m s⁻¹. Não foram observadas diferenças significativas nas variáveis meteorológicas entre hortas urbanas ($p > 0,05$). Os valores médios das variáveis meteorológicas e Trad-MCN durante os meses em que as inflorescências foram coletadas são apresentados na figura 2.

A matriz de Pearson (Tabela 3) mostrou uma correlação positiva significativa entre a Trad-MCN e o OTB. Da mesma forma, as frequências de micronúcleos foram positivamente correlacionadas com as concentrações dos elementos: Mn, Fe, Zn, Sr e Al presentes nas cascas de árvores. Foi avaliada a associação entre PM₁₀ e os elementos obtidos a partir das cascas de árvores notando-se uma forte correlação entre Mn, Fe, Cu, Zn, Rb, S e Al. Observou-se também uma correlação entre PM₁₀ e Trad-MCN (Tabela 2). Houve uma tendência ($p = 0,058$) entre OTB e PM₁₀.

Tabela 2 – Concentração elementar (ppm), variáveis meteorológicas e de tráfego veicular. Desvio padrão em parêntesis.

	A	B	C	D	E	F
Al	1.234,4 (652,74)	2.075,11 (982,94)	3.074,02 (955,12)	949,43 (522,13)	1,125,25	887,97 (223,52)
Ba	980,49 (124,00)	1.080,24 (586,71)	1.005,10 (402,22)	911,76 (456,32)	628,2 (108,66)	667,96 (124,99)
Ca	26.330,00 (5.854,23)	24.228,00 (12.342,11)	22.888,00 (10.220,18)	27.490,00 (11.565,89)	29.053,00 (15.502,22)	28.341,00 (13.889,44)
Cl	84,44 (12,25)	127,22 (88,44)	165,10 (15,14)	416,63 (102,71)	101,79 (44,12)	138,02 (88,23)
Cu	7,86 (1,17)	7,21 (1,85)	8,36 (3,44)	7,44 (1,08)	7,64 (1,05)	7,3 (0,89)
Fe	2.359,74 (575,20)	1.949,45 (386,23)	2.611,03 (785,00)	1.818,49 (454,45)	1.320,04 (412,23)	1.628,25 (551,08)
K	1.963,00 (256,84)	2.688,00 (1.082,16)	2.195,00 (452,22)	2.013,00 (751,61)	2.007,00 (965,22)	1.507,00 (894,55)
Mg	970,00 (577,05)	1.696,07 (641,20)	1.406,67 (333,43)	1.367,00 (548,22)	799,00 (164,24)	998,00 (444,63)
Mn	66,98 (12,13)	82,63 (10,10)	97,33 (12,09)	63,84 (14,52)	57,77 (19,08)	53,01 (37,55)
Na	15,88 (8,12)	17,83 (2,56)	16,05 (4,55)	13,43 (7,15)	18,55 (1,33)	16,79 (2,54)
P	1.307,00 (323,88)	1.060,00 (316,98)	1.295,00 (325,44)	1.200,00 (481,32)	1.135,00 (222,30)	1.016,00 (697,32)
Rb	18,73 (5,22)	16,45 (4,12)	15,58 (6,22)	15,16 (6,14)	11,65 (3,21)	13,98 (9,88)
Sr	100,22 (36,42)	127,6 (97,97)	162,36 (88,87)	91,62 (11,32)	110,03 (12,11)	146,89 (14,52)
S	5.057,00 (930,44)	3.893,00 (878,55)	4.619,00 (1.002,05)	5.677,00 (2.034,88)	4.005,00 (1.899,00)	3.944,00 (1.112,21)
Zn	195,67 (32,41)	162,95 (20,22)	285,37 (23,19)	141,74 (14,07)	160,48 (45,65)	128,59 (66,60)
Temperatura (°C)	26,7 (0,93)	28,3 (1,04)	27,0 (0,67)	28,3 (0,90)	28,4 (0,52)	28,4 (0,79)
Umidade (%)	48,4 (4,14)	42,1 (3,96)	46,5 (4,10)	41,91 (3,03)	44,7 (3,23)	41,45 (3,37)
Pluviosidade (mm)	2,25 (2,15)	2,94 (3,48)	2,19 (1,73)	3,16 (2,11)	3,49 (2,26)	2,67 (1,00)
Velocidade vento (m s ⁻¹)	2,60 (0,01)	2,05 (0,03)	1,68 (0,04)	2,03 (0,02)	2,03 (0,02)	2,02 (0,02)
Velocidade veicular média (km h ⁻¹)	33,65	30,00	25,23	40,56	27,13	17,8
Volume de tráfego veicular	94,969	45,500	33,916	30,100	28,848	36,110
Distância do tráfego (m)	65,0	5,0	6,0	600,0	475,0	110,0

	G	H	I	J	Controle
Al	318,78 (110,23)	1.936,45 (362,51)	444,78 (89,55)	1.879,63 (400,03)	275,13 (85,88)
Ba	183,09 (95,41)	786,71 (101,12)	89,78 (9,26)	662,84 (96,52)	164,24 (20,36)
Ca	32.982,00 (6.208,24)	26.700,00 (7.523,20)	27.220,00 (6.541,99)	29.314,00 (6.412,50)	19.826,70 (1.241,52)
Cl	88,87 (19,24)	188,04 (24,66)	234,04 (44,09)	374,69 (102,33)	240,44 (20,22)
Cu	4,46 (1,20)	10,14 (2,01)	7,00 (0,64)	7,61 (1,30)	4,00 (0,66)
Fe	1.338,15 (452,22)	1.947,17 (109,55)	2.151,94 (452,82)	1.787,12 (223,14)	405,48 (74,11)
K	825,00 (192,37)	1.942,00 (125,39)	420,00 (82,55)	1.547,00 (352,96)	1.915,33 (321,08)
Mg	2.235,59 (772,34)	1.325,00 (298,11)	3.060,00 (523,93)	1.741,82 (452,69)	258,37 (55,80)
Mn	48,03 (12,14)	66,63 (8,99)	52,20 (8,09)	76,5 (7,23)	42,09 (11,10)
Na	19,44 (6,12)	18,94 (4,66)	14,05 (4,51)	19,08 (3,55)	21,36 (14,36)
P	763,00 (136,02)	1.184,00 (663,55)	990,00 (45,36)	1.106,00 (32,96)	859,33 (105,71)
Rb	10,98 (3,22)	15,27 (3,34)	11,37 (4,44)	14,85 (3,98)	9,37 (2,04)
Sr	97,79 (8,36)	130,34 (18,21)	84,48 (11,30)	152,85 (14,15)	51,66 (10,63)
S	2.332,00 (563,36)	4.387,00 (288,25)	4.400,00 (602,08)	2.627,00 (115,33)	2.098,00 (302,44)
Zn	32,26 (2,95)	216,98 (115,63)	115,67 (41,02)	272,84 (11,11)	27,61 (8,51)
Temperatura (°C)	27,9 (1,04)	27,1 (0,91)	27,1 (1,10)	25,9 (1,06)	27,9 (1,05)
Umidity (%)	52,96 (9,16)	47,38 (4,30)	48,68 (2,96)	54,64 (6,33)	55,21 (6,89)
Pluviosidade (mm)	2,95 (2,84)	3,14 (3,01)	3,08 (2,57)	2,74 (1,60)	3,45 (1,58)
Velocidade vento (m s ⁻¹)	2,02 (0,02)	2,41 (0,06)	2,01 (0,02)	2,90 (0,03)	-
Velocidade veicular média (km h ⁻¹)	60,00	45,00	17,30	25,00	-
Volume de tráfego veicular	1.200	24.600	21.843	22.500	-
Distância do tráfego (m)	30,0	200,0	100,0	105,0	-

Figura 2 – Variáveis Meteorológicas: temperatura, umidade, pluviosidade, velocidade do vento e média da frequência de micronúcleos (Trad-MCN) nas dez hortas urbanas.

Os resultados das regressões exponenciais demonstraram que os elementos relacionados com o tráfego veicular podem estatisticamente prever as frequências de Trad-MCN ($p < 0,05$). Os modelos exibiram um ajuste razoável para a maioria destes elementos (Figura 3). Os resíduos dos modelos de regressão não mostraram um padrão sistemático, e, portanto, não indicaram a presença de heterocedasticidade nos erros. Os valores de Durbin-Watson variaram de 0 a 3.

A Tabela 4 apresenta os resultados dos MLG. O melhor modelo explicativo mostrou uma associação negativa e significativa entre a distância de avenidas ou estradas de alto tráfego ($p < 0,05$) e a presença de obstáculos verticais ($p < 0,001$) com as frequências Trad-MCN. A interação entre os elementos Mn e Zn demonstraram uma associação positiva com as frequências de micronúcleos. As análises dos resíduos contra os valores ajustados sugerem que a função de variância assumida foi apropriada.

Tabela 3 – Matriz de correlação de Pearson. *Correlação foi significativa em $p=0,05$ (bicaudal). **Correlação foi significativa em $p=0,001$ (bicaudal). §Marginalmente significativa ($p=0,058$). Valores significantes são apresentados em negrito.

	PM ₁₀	Trad-MCN	OTB	Mn	Fe	Cu	Zn	Rb	Sr	Ba	Na	Mg	Al	P	Sr	Cl	K	Ca
PM ₁₀	1																	
Trad-MCN	0,59*	1																
OTB	0,60 [§]	0,67*	1															
Mn	0,69*	0,81*	0,66*	1														
Fe	0,80*	0,63*	0,80*	0,73*	1													
Cu	0,82*	0,30	0,25	0,60*	0,71*	1												
Zn	0,86*	0,71*	0,61*	0,88**	0,72*	0,82**	1											
Rb	0,69*	0,40	0,65*	0,71*	0,76*	0,67*	0,70*	1										
Sr	0,35	0,62*	0,20	0,73*	0,58*	0,63*	0,79**	0,53	1									
Ba	0,55	0,41	0,45	0,79**	0,60*	0,69*	0,70*	0,89**	0,59*	1								
Na	-0,29	-0,25	-0,49	-0,24	-0,69*	-0,38	-0,24	-0,42	-0,08	-0,31	1							
Mg	-0,10	0,15	0,13	0,07	0,44	0,03	0,01	-0,06	0,08	-0,29	-0,41	1						
Al	0,72*	0,75*	0,48*	0,96**	0,64*	0,68*	0,88**	0,65*	0,79*	0,76*	-0,08	-0,06	1					
P	0,72	0,50	0,57	0,70*	0,72*	0,82*	0,83*	0,79*	0,46	0,81**	-0,50	-0,22	0,69*	1				
S	0,64*	0,17	0,35	0,38	0,70*	0,67*	0,42	0,62*	0,16	0,61*	-0,85**	0,05	0,31	0,78*	1			
Cl	0,29	0,13	0,43	0,06	-0,06	0,05	0,17	-0,03	-0,07	-0,03	-0,24	0,10	-0,01	0,05	0,08	1		
K	0,46	0,18	0,23	0,57	0,08	0,33	0,40	0,53	0,26	0,80*	0,13	-0,65*	0,60*	0,54	0,26	-0,05	1	
Ca	-0,95	-0,22	-0,62	-0,23	0,09	0,04	-0,06	-0,05	0,19	-0,18	-0,10	0,46	-0,26	-0,20	-0,05	-0,08	-0,53	1

Figura 3 – Curvas de regressão exponencial entre os elementos nas cascas de árvores e Trad-MCN ($p < 0,005$) com respectivo R^2 .

Tabela 4 – Coeficientes do modelo linear generalizado (MLG) (erro padrão em parêntesis).

Critério	Distância do Tráfego	Obstáculos Verticais	Mn * Zn
β_{MLG}	-0,006 ^a (0,002)	-0,532 ^a (0,260)	0,033 [†] (0,052)

Variável dependente: Trad-MCN. ^a: $p < 0,05$; [†]: $p < 0,001$ β_{MLG} : valor beta do MLG

3.4 Discussão

Neste estudo foi avaliada a utilização das frequências de Trad-MCN como biomonitor da poluição do ar a curto prazo e a deposição de elementos químicos relacionados ao tráfego veicular em amostras de cascas de árvores como biomonitor a longo prazo. A frequência de Trad-MCN apresentou correlação significativa com as variáveis de tráfego e elementos químicos relacionados a emissões por escape e ressuspensão de poeira (*road dust*). Estas metodologias podem ser úteis biomonitores para hortas urbanas. O bioensaio Trad-MCN estima a instabilidade genética causada por poluentes veiculares, enquanto cascas de árvores indicam acumulação a longo prazo dos metais. Este estudo é o primeiro a abordar o uso de biomonitores em hortas urbanas.

A Trad-MCN quantifica a taxa de dano cromossômico, que pode ser causada por fatores de estresse, tais como poluentes e variáveis climáticas (Spósito et al., 2015). Durante o período de exposição, a temperatura, umidade relativa, velocidade do vento e precipitação não diferiram estatisticamente entre as hortas. Esta condição minimizou a ocorrência um viés potencial causado por diferentes condições climáticas entre as hortas. Os valores médios obtidos no local de controle foram consistentes com os resultados de estudos anteriores

conduzidos em áreas de baixas concentrações de poluição do ar no Estado de São Paulo (Guimarães et al., 2000; Martinez et al., 2011).

A horta "C" apresentou as maiores frequências de micronúcleos e as maiores concentrações de Al, Fe, Mn, Sr e Zn presentes nas cascas de árvores. Esta área é caracterizada pela proximidade de uma rodovia interestadual, a falta de obstáculos verticais (como árvores ou edifícios) e alta circulação de caminhões de carga pesada. O local controle apresentou as menores concentrações de elementos relacionados com o tráfego veicular nas cascas de árvores, o que demonstra o enriquecimento destes elementos nas hortas urbanas. O bioensaio de micronúcleos apresentou as frequências mais baixas no local controle. Nossos achados referentes à Trad-MCN são semelhantes aos resultados de Klumpp et al. (2006) demonstrando que os efeitos genotóxicos foram maiores nos locais com alta circulação de tráfego. O bioensaio de micronúcleos pode ser uma ferramenta adequada para a detecção de "*hot spots*" de efeitos mutagênicos derivados da poluição do ar em áreas urbanas. Porém deve ser salientado que os efeitos mutagênicos observados nas *T. pallida* não podem ser diretamente associados a carcinogenicidade devido a diferentes padrões metabólicos existentes entre plantas superiores e animais (Ma, 1981).

O modelo multivariado indica uma associação negativa entre as frequências de micronúcleos e a distância do tráfego e obstáculos verticais. Estes resultados demonstram o impacto positivo da presença de barreiras em minimizar a contaminação por poluentes atmosféricos. Säumel et al., (2012) demonstraram a redução de elementos, tais como Cd e Pb, em áreas onde haviam barreiras verticais ao lado das hortas.

Nossos resultados indicam uma correlação positiva entre a OTB e a deposição de elementos sobre cascas de árvores. Um dos importantes serviços ambientais promovidos por árvores é captura de material particulado. Neste sentido, a acumulação de metais em cascas de árvores tem sido amplamente utilizada como indicador da distribuição de possíveis fontes (Guéguen et al., 2011; Sawidis et al., 2011; Faggi et al., 2011; Carneiro et al., 2011; Suzuki et al., 2006). Em nossas amostras, as concentrações de Al, Fe, Mn, S, Rb, Sr e Zn podem ser atribuídas principalmente à ressuspensão de poeira (*road dust*) e a emissões de escapamento (Moreira et al., 2016). de Miranda et al., (2002) demonstraram que os elevados teores de S, Fe e Zn no material particulado da cidade de São Paulo podem ser explicados pelas emissões da frota veicular a diesel. Além disso, o Mn pode ser associado com emissões de veículos leves (Andrade et al., 2012). As concentrações de Sr podem ser atribuídas ao desgaste de freio e materiais de asfalto em áreas urbanas (Shauer, 2006). Também é importante ressaltar que o enxofre é adicionado à gasolina e diesel para melhorar a combustão de combustíveis no Brasil (S10 a S50 em São Paulo), sendo considerado um marcador de emissões de combustíveis fósseis (Andrade et al., 2012). Alguns dos elementos apresentados são parte da superfície da crosta, como Rb, porém, podem também ser derivados a partir da degradação de catalisadores veiculares (Lough et al., 2005).

A relação positiva entre Trad-MCN e as concentrações de Mn e Zn nas cascas de árvores indicam que estes elementos são potenciais agentes aneugênicos e clastogênicos para a *Tradescantia pallida*. Uma hipótese com base em nossos resultados é que as partículas derivadas da poluição do ar foram depositadas e absorvidas pelas folhas ou raízes de *Tradescantia*, além de

depositadas nas cascas de árvores. Estes dois elementos são micronutrientes para as plantas, mas em concentrações elevadas são considerados fitotóxicos (Beyer et al., 2013). No entanto, não foram observados sinais macroscópicos de toxicidade por Mn e Zn durante o período de biomonitoramento.

Não podemos excluir o papel da contribuição do solo na composição elementar das cascas de árvores, mas a metodologia utilizada provavelmente tenha minimizado este efeito. Ao longo do troco das árvores ocorrem diferentes gradientes de concentração elementar, além do intercâmbio destes elementos dentro de tecidos de madeira. No entanto, na cortiça, o transporte é limitado se não totalmente inibido, devido à completa suberização das suas paredes celulares (Wolterbeek; Bode, 1995). Por esta razão, no presente estudo, foram amostrados somente a casca exterior (cortiça) e utilizada a camada mais externa de 3 mm de espessura (De Bruin e Hackenitz, 1986; Sloof e Wolterbeek, 1993).

3.5 Conclusão

Nossos resultados indicam uma associação entre elementos relacionados com o tráfego veicular e a frequência da Trad-MCN, podendo ser utilizado como um biomonitor de genotoxicidade. Além dos serviços ambientais prestados pelas árvores, a quantificação de elementos presentes em suas cascas pode ser uma alternativa para o monitoramento da deposição de poluentes atmosféricos a longo prazo.

Referências do capítulo 2

- Amato-Lourenco, L.F., Moreira, T.C.L., Souza, V.C.dO., Barbosa, F., Saiki, M., Saldiva, P.H.N., Mauad, T., 2016. The influence of atmospheric particles on the elemental content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil. *Environ. Pollut.* 216, 125-134. doi:10.1016/j.envpol.2016.05.036.
- Andrade, M.dF., de Miranda, R.M., Fornaro, A., Kerr, A., Oyama, B., de Andre, P.A., Saldiva, P., 2012. Vehicle emissions and PM2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Qual. Atmos. Health* 5, 79-88. doi:10.1007/s11869-010-0104-5.
- Bendt, P., Barthel, S., Colding, J., 2013. Civic greening and environmental learning in public-access community gardens in Berlin. *Landscape Urban Plan.* 109, 18-30. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.10.003.
- Beyer, W.N., Green, C.E., Beyer, M., Chaney, R.L., 2013. Phytotoxicity of zinc and manganese to seedlings grown in soil contaminated by zinc smelting. *Environ. Pollut.* 179, 167-176. doi:10.1016/j.envpol.2013.04.013.
- Cameron, R.W.F., Blanuša, T., Taylor, J.E., Salisbury, A., Halstead, A.J., Henricot, B., Thompson, K., 2012. The domestic garden - its contribution to urban green infrastructure. *Urban For. Urban Gree.* 11, 129-137. doi:10.1016/j.ufug.2012.01.002.
- Carneiro, M.F.H., Ribeiro, F.Q., Fernandes-Filho, F.N., Lobo, D.J.A., Barbosa, F., Rhoden, C.R., Mauad, T., Saldiva, P.H.N., Carvalho-Oliveira, R., 2011. Pollen abortion rates, nitrogen dioxide by passive diffusive tubes and bioaccumulation in tree barks are effective in the characterization of air pollution. *Environ. Exp. Bot.* 72, 272-277. doi:10.1016/j.envexpbot.2011.04.001.
- Carvalho-Oliveira, R., Pozo, R.M., Lobo, D.J., Lichtenfels, A.J., Martins-Junior, H.A., Bustilho, J.O., Saiki, M., Sato, I.M., Saldiva, P.H., 2005. Diesel emissions significantly influence composition and mutagenicity of ambient

- particles: a case study in Sao Paulo, Brazil. *Environ. Res.* 98, 1-7. doi:10.1016/j.envres.2004.05.007.
- Catinon, M., Ayrault, S., Boudouma, O., Asta, J., Tissut, M., Ravanel, P., 2012. Atmospheric element deposit on tree barks: the opposite effects of rain and transpiration. *Ecol. Indic.* 14, 170-177. doi:10.1016/j.ecolind.2011.07.013.
- CET, Traffic Engineering Company. 2013. Pesquisa de Monitoração da Fluidez: Desempenho do Sistema Viário Principal; Volume e Velocidade. 1-197.
- CETESB, Sao Paulo State Environmental Agency. 2015. Qualidade do ar no estado de São Paulo. Available: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>.
- CoDyre, M., Fraser, E.D.G., Landman, K., 2015. How does your garden grow? An empirical evaluation of the costs and potential of urban gardening. *Urban For. Urban Gree.* 14, 72-79.
- De Temmerman, L., Waegeneers, N., Ruttens, A., Vandermeiren, K., 2015. Accumulation of atmospheric deposition of As, Cd and Pb by bush bean plants. *Environ. Pollut.* 199, 83-88. doi:10.1016/j.envpol.2015.01.014.
- Ejidike, I.P., Onianwa, P.C., 2015. Assessment of trace metals concentration in tree barks as indicator of atmospheric pollution within Ibadan City, South-West, Nigeria. *J. Anal. Methods Chem.* 2015, 243601.
- Ernwein, M., 2014. Framing urban gardening and agriculture: on space, scale and the public. *Geoforum* 56, 77-86. doi:10.1016/j.geoforum.2014.06.016.
- Guimarães, E.T., Domingos, M., Alves, E.S., Caldini, N., Lobo, D.J., Lichtenfels, A.J., Saldiva, P.H., 2000. Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of Sao Paulo (Brazil) with the tradescantia-micronucleus (Trad-MCN) assay. *Environ. Exp. Bot.* 44, 1-8. doi:10.1016/S0098-8472(00)00050-2.

- Guitart, D.A., Pickering, C.M., Byrne, J.A., 2014. Color me healthy: Food diversity in school community gardens in two rapidly urbanising Australian cities. *Health Place* 26, 110-117. doi:10.1016/j.healthplace.2013.12.014.
- Kabata-Pendias, A.T., 2011. *Elements in Soils and Plants*, fourth edition. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Klumpp, A., Ansel, W., Klumpp, G., Calatayud, V., Garrec, J.P., He, S., Peñuelas, J., Ribas, A., Ro-Poulsen, H., Rasmussen, S., Sanz, M.J., Vergne, P., 2006. *Tradescantia* micronucleus test indicates genotoxic potential of traffic emissions in European cities. *Environ. Pollut.* 139, 515-522. doi:10.1016/j.envpol.2005.05.021.
- Ma, T.H., 1981. *Tradescantia* micronucleus bioassay and pollen tube chromatid aberration test for *in situ* monitoring and mutagen screening. *Environ. Health Perspect.* 37, 85-90. doi:10.2307/3429254.
- Martinez, E.Z., Roza, D.L., Caccia-Bava, M.D., Achcar, J.A., Dal-Fabbro, A.L., 2011. [Teenage pregnancy rates and socioeconomic characteristics of municipalities in São Paulo State, Southeast Brazil: a spatial analysis]. *Cad. Saude Publica* 27, 855-867. doi:10.1590/S0102-311X2011000500004.
- Moreira, T.C., de Oliveira, R.C., Amato, L.F., Kang, C.-M., Saldiva, P.H., Saiki, M., 2016. Intra-urban biomonitoring: source apportionment using tree barks to identify air pollution sources. *Environ. Int.* 91, 271-275. doi:10.1016/j.envint.2016.03.005.
- Pereira, B.B., de Campos Júnior, E.O., Morelli, S., 2013. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlandia, Brazil, using a *tradescantia* micronucleus assay. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 87, 17-22. doi:10.1016/j.ecoenv.2012.10.003.
- Sánchez-Ccoyllo, O.R., Ynoue, R.Y., Martins, L.D., Astolfo, R., Miranda, R.M., Freitas, E.D., Borges, A.S., Fornaro, A., Freitas, H., Moreira, A., Andrade, M.F., 2009. Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in Sao

Paulo, Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 149, 241-249. doi:10.1007/s10661-008-0198-5.

Säumel, I., Kotsyuk, I., Hölscher, M., Lenkerei, C., Weber, F., Kowarik, I., 2012. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environ. Pollut.* 165, 124-132. doi:10.1016/j.envpol.2012.02.019.

Spósito, J.C.V., do Amaral Crispim, B., Mussury, R.M., Grisolia, A.B., 2015. Genetic instability in plants associated with vehicular traffic and climatic variables. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 120, 445-448. doi:10.1016/j.ecoenv.2015.06.031.

Testa, J.F., 2015. Atmospheric pollution by automotive vehicles in Sao Paulo Metropolitan area: causes and impacts. *Rev. Electron. Gest. Ed.* 19, 1209-1221.

Tsilini, V., Papantoniou, S., Kolokotsa, D., Maria, E., 2015. Urban gardens as a solution to energy poverty and urban heat island. *Sustain. Cities Soc.* 14, 323-333. doi:10.1016/j.scs.2014.08.006.

von Hoffen, L.P., Säumel, I., 2014. Orchards for edible cities: cadmium and lead content in nuts, berries, pome and stone fruits harvested within the inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 101, 233-239. doi:10.1016/j.ecoenv.2013.11.023.

World Health Organization, 2006. WHO Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide: Global Update 2005: Summary of Risk Assessment. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

Material suplementar do capítulo 2

Tabela S1 – Concentrações médias presentes no solo antes do período de exposição (concentração *background* - ppm).

Elemento	Concentração
Al	7.523,23 (523,45)
Ba	52,59 (12,52)
Cd	0,01 (0,001)
Cu	10,24 (1,52)
Mn	45,39 (8,85)
Pb	6,89 (0,89)
Rb	2,25 (0,08)
Ni	22,25 (2,54)
Zn	26,40 (8,98)
As	1,10 (0,05)
Cr	27,68 (1,52)
Fe	3.042,28 (899,51)
Ca	588,18 (124,13)
Mg	1.788,50 (451,22)
S	182,55 (25,54)
K	350,96 (89,33)
Na	43,38 (8,98)
P	675,92 (101,27)

Tabela S2 – Valores de incerteza das concentrações nas amostras de cascas de árvores

Elemento	Incerteza
Mn	0,07
Fe	0,40
Cu	1,90
Zn	7,85
Rb	0,03

Elemento	Incerteza
Sr	0,08
Ba	4,20
Na	0,97
Mg	0,74
Al	2,55
P	3,20
S	0,89
Cl	9,45
K	0,72
Ca	0,84

4. INFLUÊNCIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E SOLOS CONTAMINADOS NA ABSORÇÃO DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAs) EM VEGETAIS CULTIVADOS EM HORTAS URBANAS DE SÃO PAULO, BRASIL

4.1 Introdução

O número de hortas comunitárias urbanas (HCU) têm crescido em todo o mundo possuindo um importante papel no fortalecimento de sistemas alimentares urbanos sustentáveis (Ghose e Pettygrove, 2014; Guitart et al, 2014; Purcell e Tyman, 2015). Vários estudos reportaram a multifuncionalidade das HCU associadas à benefícios econômicos, sociais e ambientais para a sociedade (Guitart et al., 2014, Hartwig e Mason, 2016, Milliron et al., 2016). Em contrapartida, as crescentes pressões sobre os recursos ambientais nas áreas urbanas têm ocasionado o esgotamento/contaminação do solo, além dos altos níveis de poluentes no ar e na água, levantando questões sobre o quão seguro é o cultivo de alimentos em metrópoles superlativas como São Paulo.

A contaminação de vegetais cultivados em centro urbanos é geralmente derivada do uso de solos já contaminados ou poluentes atmosféricos (De Temmerman et al., 2015; Säumel et al., 2012). Nós demonstramos anteriormente o papel da poluição do ar na absorção elementar, bem como os efeitos genotóxicos em vegetais folhosos cultivados nas hortas urbanas comunitárias (Amato-Lourenco et al., 2016a, 2016b).

A importância em analisar as concentrações dos HPAs deve-se a alguns compostos apresentarem propriedades tóxicas, mutagênicas e/ou cancerígenas (Abdel-Shafy e Mansour, 2016). As principais fontes de HPAs pirogênicos nos

centros urbanos são derivadas da combustão incompleta geradas por veículos automotivos sob a forma de gases e partículas ultrafinas (Chrysikou et al., 2009; Marr et al., 2006). Em São Paulo, os poluentes atmosféricos são resultantes principalmente da frota veicular composta por 8 milhões de veículos (CETESB, 2015a). Fontes petrogênicas de HPAs são comuns nas cidades devido ao transporte, armazenamento e uso de petróleo bruto e seus derivados. As principais fontes de HPAs petrogênicos provêm de vazamentos de tanques de armazenamento de óleo de motores e gasolina (Abdel-Shafy e Mansour, 2016). Em São Paulo, os HPAs atmosféricos são emitidos por fontes primárias de combustão, como a gasolina - constituída no Brasil por uma mistura de gasolina pura e 27% de álcool etílico anidro (Bourotte et al., 2005). Nesta cidade, vazamentos em instalações de combustível são considerados a principal fonte de contaminação do solo. Em dezembro de 2015, 2.054 postos de gasolina apresentando problemas de contaminação do solo (representando 73% do total de sites contaminados) foram indexados pela Agência Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2015b).

Nos vegetais, a absorção de HPAs pode ocorrer por via foliar ou radicular estando diretamente relacionada à natureza dos compostos, suas características físico-químicas bem como condições fisiológicas das plantas (Wang et al., 2011). As concentrações de HPAs em folhagens está associada principalmente com os níveis ambientais do contaminante na atmosfera, e em menor grau com as concentrações de HPAs do solo devido à pouca influência do mecanismo de captação pela raiz (o que está diretamente relacionado à baixa extensão da partição solo/planta devido a propriedade lipofílica das moléculas de HPAs) (Tuteja et al., 2011). No entanto, o contato direto de certas culturas de vegetais

folhosos com solo contaminado pode resultar no aumento dos níveis de HPAs (Delschen et al., 1999).

Poucos estudos foram realizados investigando a concentração de HPAs em vegetais e leitos de solo de HCU (Marquez-Bravo et al., 2016) e nenhum estudo abordou a influência da poluição do ar nas concentrações de HPAs em vegetais cultivados em HCU.

Neste estudo, caracterizamos a concentração de 16 HPAs classificados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) como poluentes prioritários em 9 HCU e um local controle. Tentamos determinar a influência da poluição do ar e da contaminação do solo na absorção de HPAs em dois vegetais folhosos durante um período de 45 dias.

4.2 Materiais e Métodos

4.2.1 Descrição dos locais de estudo

Nove HCU localizadas na cidade de São Paulo e Osasco foram selecionadas para este estudo (Figura 1a) - Algumas delas fizeram parte de estudos anteriores que avaliaram a influência da concentração elementar em vegetais folhosos (Amato-Lourenco et al., 2016b) e no biomonitoramento dos efeitos genotóxicos da poluição do ar (Amato-Lourenco et al., 2016a). Esses sites estão localizados em áreas urbanas onde a frota veicular é a principal fonte de poluição do ar (CETESB, 2015a). Uma fazenda orgânica em Piracaia - cidade com baixas concentrações de poluentes atmosféricos - na área rural do estado de São Paulo foi utilizada como local de controle.

A concentração média de HPAs encontrados no PM_{2.5} amostrados em uma campanha intensiva durante o inverno de 2014 (Martins Pereira et al., 2017) foi de 23,3 ng m⁻³, destacando a contribuição das emissões veiculares.

Figura 1 - (a) Locais de exposição e amostragem nos municípios de São Paulo e Osasco. (b) configuração experimental na horta comunitária "F." (c) Mudanças dos vegetais antes da exposição em canteiro com solo não controlado (d) Couve após 45 dias de cultivo diretamente no solo não controlado (e) Horta comunitária "G", localizada em uma área com alta densidade de tráfego e constantes engarrafamentos.

4.2.2 Exposição e coleta das amostras

Brassica oleracea var. *Acephala* (couve) e *Tetragonia tetragonoides* (Pall.) Kuntze (espinafre) foram selecionados considerando as quantidades desses vegetais consumidos no Brasil (Ministério da Saúde do Brasil, 2014) e as

diferentes características morfológicas das folhas em termos de rugosidade, a espessura da cera cuticular e a presença ou ausência de pelos foliares. Essas características podem influenciar na incorporação das HPAs a partir de material particulado atmosférico ou através da volatilização de materiais depositados no solo.

Mudas orgânicas foram cultivadas durante 20 dias em uma área rural não poluída, sem o uso prévio de fertilizantes ou pesticidas químicos. Após este período, cinco mudas de cada espécie foram transplantadas simultaneamente em bombonas de polietileno de alta densidade descontaminadas (HNO_3 – 20%) (Largura: 50 cm, comprimento: 90 cm e volume: 0,1 m³) usando um substrato padrão não contaminado (densidade de 500 kg cm⁻³; 9% de matéria orgânica, pH de $5,8 \pm 0,5$ e condutividade elétrica $2,5 \pm 0,3$ ms cm⁻¹) – este material foi denominado como solo controlado. Além disso, outras cinco mudas de cada espécie foram plantadas diretamente no solo de cada HCU. O solo dos canteiros (denominados como não controlado) continham uma mistura de materiais, incluindo solo superficial local com incorporação de solo externo, folhas e galhos de árvores e adubo orgânico proveniente de compostagem. A maioria das HCU em São Paulo seguem princípios agroecológicos (Guthman, 2000). Nenhum dos canteiros nas HCU foram instalados diretamente em asfalto ou possuíam paredes laterais de madeira tratada com creosoto (Marquez-Bravo et al., 2016). A distância euclidiana média de vias arteriais/vias expressas com grande tráfego veicular foi de 205 m; Uma HCU estava localizada a menos de 15 m de uma via arterial e outra localizada à 40 m de uma potencial fonte local de HPAs petrogênicos (tabela 1)

Tabela 1 – Distâncias entre as HCU e fontes de tráfego/petrogênicas

HCU	*Fontes veiculares (m)	**Fontes petrogênicas (m)
A	200	450
B	7	290
C	120	300
D	160	90
E	65	350
F	105	-
G	350	700
H	80	680
I	75	40
Controle	1.540	-

*Distância mais próxima do tráfego veicular considerando vias expressas ou arteriais. **Postos de gasolina

Os vegetais foram expostos durante 45 dias, correspondendo ao ciclo de crescimento médio. A exposição ocorreu no período de junho a agosto de 2016, época tipicamente caracterizada pelas altas concentrações de poluentes atmosféricos nos locais estudados (CETESB, 2015). Todas as amostras foram transportadas em gelo e mantidas em embalagens de alumínio. No laboratório, os vegetais foram lavados durante dois minutos com água deionizada e imediatamente congelados (-20°C) até análise.

Os solos controlados e não controlados foram amostrados após 45 dias em seis pontos definidos em cada bombona na profundidade de 0-15 cm. Uma quantidade de 500g foi coletada conforme recomendado por Boulding (1994). O protocolo utilizado para armazenamento e transporte do solo foi o mesmo que o

utilizado para os vegetais. Todos os dados das amostras analisadas neste estudo são relatados como peso fresco (p.f.).

Os valores médios diários da temperatura (°C), umidade relativa (%), pluviosidade (mm) e velocidade do vento (m s^{-1}) na região ao redor de cada HCU durante o período de estudo foram obtidos no Centro de Gerenciamento de Emergência do Município De São Paulo.

4.2.3 Quantificação dos HPAs

Os 16 PAHs classificados pela EPA dos EUA como poluentes prioritários com base na sua toxicidade, potencial de exposição humana e frequência de ocorrência foram quantificados (Tabela 2) (Bojes e Pope, 2007). Seis destes HPAs (benzo [a] antraceno, criseno, benzo [b] fluoranteno, benzo [k] fluoranteno, dibenzo [a,h] antraceno e indeno [1,2,3-cd] pireno) são classificados como prováveis ou possivelmente cancerígenos, e um (benzo [a] pireno) como carcinogênico (IARC, 2010).

Tabela 2 - Propriedades físico-químicas e classificação de carcinogenicidade das 16 HPAs classificadas pela EPA como poluentes prioritários.

Composto	Nome abreviado	Peso molecular (g/mol)	No. de anéis	Carcinogenicidade ^a
Naftaleno	NP	128,17	2	3
Acenafteno	AN	154,2	3	3
Acenaftileno	ANL	152,2	3	3
Antraceno	Ant	148,2	3	3
Fenantreno	Phe	178,2	3	3
Fluoreno	FE	166,2	3	3
Benzo[a]antraceno	BaA	228,3	4	2B
Criseno	Chr	228,3	4	2B

Fluoranteno	Flt	202,26	4	3
Pireno	Pyr	202,25	4	3
Benzo[a]pireno	BaP	252,31	5	1
Benzo[b]fluoranteno	BbF	252,31	5	2B
Benzo[k]fluoranteno	BkF	252,31	5	2B
Dibenzo[a,h]antraceno	DBahA	278,4	5	2A
Benzo[g,h,i]perileno	BghiP	276,33	6	3
Indeno[1,2,3-cd]pireno	IP	276,33	6	2B

^a1-Carcinogenico para humanos; 2A- provavelmente cancerígeno para os seres humanos; 2B-possivelmente cancerígeno para os seres humanos; 3- não classificado como cancerígeno para seres humanos (IARC, 2010).

Uma alíquota de cada amostra de vegetais ou solo foi transferida para um frasco de vidro inerte e adicionando-se sulfato de sódio (Na₂SO₄) para reter a água presente na amostra. Posteriormente, foi adicionado à amostra diclorometano (CH₂CL₂), e a mistura colocada em banho ultrassônico. Este processo foi repetido três vezes. O extrato foi concentrado a um volume de 1 ml, passando posteriormente por um processo de *clean-up* onde foram separados os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) dos hidrocarbonetos saturados e insaturados (TPH). Em seguida, injetou-se 1 ml do extrato contendo apenas os HPAs no sistema de cromatografia gasosa (GC) (Agilent 7890a, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, EUA) acoplado a um espectrómetro de massa (MS) (Agilent 5975c, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, EUA) e operado em modo de impacto de elétrons a 70 eV. Os compostos foram injetados através de uma coluna capilar Agilent VF-5MS 30m, 0.25 mm (0.50 µm) 10m EZ-Guard. A temperatura do injetor foi de 300°C usando o modo de injeção *split/splitless*. A temperatura da fonte de íons foi mantida a 250°C e a temperatura

da linha de transferência do GC-MS foi ajustada a 280°C. Uma mistura padrão de HPAs (Ultra Scientific PM-612) contendo AN, ANL, ANT, BaA, BaP, BbF, BghiP, BkF, Chr, DBahA, Flt, FE, IP, NP, Phe e Pyr foi utilizada para calibração. A aquisição de dados foi realizada usando o software *Enhanced MSD Chemstation* (Agilent Technologies, Santa Clara, CA, EUA). Uma amostra em branco foi preparada para cada lote de amostras e analisada para avaliar viés analítico e precisão. As amostras de vegetais e solo foram analisadas em triplicata.

4.2.4 Avaliações de qualidade

Para verificar a acurácia e a precisão dos procedimentos analíticos, testes de recuperação foram conduzidos com uma mistura de HPAs padrão. A reprodutibilidade do método foi avaliada através dos coeficientes de variação associados às medidas de cada HPA realizada durante os testes de recuperação.

4.2.5 Caracterização físico-química do solo

A análise granulométrica foi realizada por sedimentometria. As medições de pH foram feitas em amostras não peneiradas usando um medidor de pH (Quimis Q400a, São Paulo, Brasil) (a proporção de água para solo foi 2,0: 1 (v/w)), de acordo com a metodologia proposta por Van Raij et al. (1987). Todas as amostras de solo foram analisadas em triplicata.

4.2.6 Análise dos dados

Comparações entre os grupos foram realizadas utilizando o teste de Kruskal-Wallis ou ANOVA unidirecional. Análise de Componentes Principais (ACP) usando a rotação ortogonal varimax com a normalização de Kaiser foi

utilizada para estabelecer as relações entre os níveis de HPAs medidos no solo e as suas propriedades granulométricas. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software IBM SPSS (versão 22, IBM Corp., Chicago, IL, EUA).

4.3 Resultados

Os limites de quantificação/detecção e os dados de recuperação são apresentados na Tabela 3. Em geral, as recuperações obtidas foram satisfatórias para determinações em $\mu\text{g kg}^{-1}$ ($R > 80\%$). Os níveis em branco dos analitos foram normalmente muito baixos e na maioria dos casos não detectáveis.

Tabela 3 - Limites prático de quantificação (LPQ), detecção e recuperação (R) das HPAs nos solos e vegetais ($\mu\text{g kg}^{-1}$)

HPA	LPQ	Limite de detecção	R (%)
NP	0,1	0,03	85,0
AN	0,1	0,04	81,0
ANL	0,1	0,04	80,0
Ant	0,1	0,02	87,0
Phe	0,1	0,04	85,0
FE	0,1	0,02	84,0
BaA	0,1	0,02	87,0
Chr	0,1	0,02	88,0
Flt	0,1	0,03	81,0
Pyr	0,1	0,04	84,0
BaP	0,1	0,04	89,0
BbF	0,1	0,02	84,0
BkF	0,1	0,05	85,0
DBahA	0,1	0,04	85,0
BghiP	0,1	0,04	88,0
IP	0,1	0,05	82,0

As concentrações de HPAs nos vegetais cultivados nas bombonas e canteiros foram $<0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ (abaixo dos limites de detecção), com exceção da concentração de DBahA em uma HCU (horta "B" - $7.4 \mu\text{g kg}^{-1}$) nos espinafres (material suplementar). Além disso, os níveis de HPAs no solo controlado foram $<0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$ em todas as HCU após o período de exposição (matéria suplementar). No entanto, as concentrações totais das 16 HPAs em solo não controlado (resumidas na Tabela 4) variaram de 132,94 a $410,50 \mu\text{g kg}^{-1}$. As concentrações totais dos 7 HPAs classificados como prováveis cancerígenos para os seres humanos variaram de 53,12 a $242,00 \mu\text{g kg}^{-1}$. No local de controle as concentrações de HPAs nos canteiros e bombonas foram $<0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$.

Os compostos predominantes encontrados foram BghiP e BkF, presentes em cinco das HCU.

Tabela 4 - Estatística descritiva das concentrações de 16 HPAs presentes no solo não controlado. Min; Mínimo, Max; Máximo. Concentrações em $\mu\text{g kg}^{-1}$.

HPA	Min	Média (DP*)	Mediana	Max
NP	0,02	0,66 (2,05)	0,01	6,50
AN	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$
ANL	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$
Ant	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$
Phe	22,00	27,5 (7,78)	27,50	33,00
FE	21,00	23,00 (2,83)	23,00	25,00
BaA	0,02	7,22 (22,76)	5,40	72,00
Chr	8,10	10,05 (2,75)	10,05	12,00
Flt	11,00	11,50 (0,71)	11,05	12,00
Pyr	20,00	20,5 (0,71)	20,50	21,00
BaP	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$	$<0,1^*$
BbF	9,00	21,00 (17,00)	21,00	33,00

BkF	6,00	25,52 (27,63)	14,00	73,00
DBahA	19,00	27,50 (12,02)	27,50	36,00
BghiP	5,80	24,92 (27,05)	13,00	71,00
IP	11,00	13,50 (3,53)	13,50	16,00
$\Sigma\text{HPAs}_{\text{carc}}\S$	53,12	104,79 (85,69)	91,45	242,00
ΣHPAs	132,94	212,87 (126,82)	186,51	410,50

* menor que o limite de quantificação (LDQ)

$$\Sigma\text{HPAs}_{\text{carc}}\S = \text{BaA} + \text{Chr} + \text{BaP} + \text{BbF} + \text{BkF} + \text{DBahA} + \text{IP} \text{ (IARC, 2016)}$$

As características físico-químicas do solo não controlado são apresentadas na Tabela 5. Os valores de pH do solo variaram entre 6,7 e 6,9 e não houve diferenças estatísticas significativas entre as HCU ($p > 0,05$).

Tabela 5 - Características físico-químicas dos perfis de solo (não controlados) nas HCU.

HCU	Profundidade (m)	Areia (%)	Silte (%)	Fração fina ($<2 \mu\text{m}$) (%)	pH
A	0,00-0,15	56	10	34	6,90
B	0,00-0,15	52	11	37	6,70
C	0,00-0,15	53	11	36	6,85
D	0,00-0,15	50	13	37	6,90
E	0,00-0,15	53	12	35	6,80
F	0,00-0,15	50	13	37	6,95
G	0,00-0,15	54	9	37	6,70
H	0,00-0,15	52	12	36	6,90
I	0,00-0,15	47	19	34	6,80
Control	0,00-0,15	53	12	35	6,90

A temperatura média diária do ar oscilou entre 8,2°C e 28,9°C, enquanto a umidade relativa variou de 16% a 99,9%. A precipitação variou de 0 mm a 6,58

mm, e a velocidade do vento de 0 m s⁻¹ a 2,2 m s⁻¹. Não foram observadas diferenças significativas na temperatura (p = 0,62), umidade relativa (p = 0,69) e precipitação (p = 0,30) entre as HCU. A velocidade do vento apresentou diferenças significativas (p = 0,02) entre as HCU. A Figura 2 mostra os valores médios das variáveis meteorológicas durante o período de exposição.

A ACP identificou dois componentes (variância cumulativa total de 87,3%) após rotação varimax permitindo uma resolução mais clara dos autovalores. Cargas fatoriais <0,3 foram consideradas insignificantes e omitidas na Tabela 6. O primeiro componente representou 71,69% da variância e mostrou as maiores cargas para BaP, BbF, BghiP, BkF, DBahA NP e moderadamente para a fração fina do solo, o que pode indicar uma fonte comum de emissões para esses compostos. Os valores de carga para este componente foram >0,76, sugerindo uma elevada colinearidade entre estes HPAs. O segundo componente apresentou maiores cargas (> 0,72) para Chr, Phe, Flt, FE, IP, Pyr e silte explicando 15,61% da variância. Os compostos AN, ANL, Ant e BAA não foram utilizados na ACP devido às suas concentrações serem inferiores ao limite de quantificação.

Tabela 6 - Cargas fatoriais da matriz de componentes para o solo não controlado (% var = % de variância).

Variável	Componente	
	1	2
BaP	,960	<0,3
BbF	,981	<0,3
BghiP	,854	,499
BkF	,865	,477
Chr	,681	,728

Variável	Componente	
	1	2
DBahA	,759	,648
Phe	,685	,725
Flt	,477	,869
FE	,595	,798
IP	,674	,734
NP	,960	<0,3
Pyr	,540	,834
Areia	<0,3	<0,3
Silte	<0,3	,969
Fração fina	,633	<0,3
pH	<0,3	<0,3
% var	71,69	15,61

Figura 2 - Condições meteorológicas: temperatura média, umidade, precipitação e velocidade do vento nas HCU e local de controle durante o período de exposição.

4.4 Discussão

Neste estudo, realizamos uma avaliação quantitativa das concentrações de 16 PAHs em dois vegetais folhosos cultivados HCU. Nossos dados mostram que, ao longo de períodos de 45 dias, os espinafres e couves cultivados em solo controlado (bombonas) ou canteiros (não controlados) não acumulam concentrações significativas de HPAS em suas folhas. Exceto em uma única horta, localizada a <15 m de uma avenida com alto volume de tráfego veicular, encontramos concentrações de DBahA ($7,4 \mu\text{g kg}^{-1}$) em folhas de espinafre. O DBahA tem sido associado a emissões veiculares em centros urbanos (Abdel-Shafy e Mansour, 2016, Ravindra et al., 2008).

Kang et al. (2017) expuseram espinafres e *brassicas* durante 90 dias ao ar atmosférico, utilizando solo controlado e não contaminado na cidade de Nanjing, na China, durante o inverno. Esses autores demonstraram que as concentrações de HPAs encontradas em folhas lavadas poderiam ser potencialmente cancerígenas para o consumo diário. Em nosso estudo, as concentrações em HPAs nas folhas lavadas foram muito inferiores às encontradas nesse estudo. A diferente grandeza de concentração atmosférica de HPAs nessas cidades (São Paulo: $23,3 \text{ ng m}^{-3}$ (Martins Pereira et al., 2017), Nanjing: $18,0 \mu\text{g m}^{-3}$ (Kang et al., 2017)) podem explicar nossos resultados. Também é possível que o período de exposição (45 dias) não tenha sido suficiente para resultar em acumulações expressivas. A exposição durante 45 dias foi escolhida por representar o ciclo de crescimento desses vegetais.

Nossos resultados de amostras coletadas no solo não controlado das HCU ($0,13\text{-}0,41 \text{ mg kg}^{-1}$) estão abaixo dos níveis relatados pela maioria dos estudos realizados anteriormente em áreas urbanas ou industriais. Apenas uma

horta apresentou concentrações mais elevadas e diferentes tipos de HPAs em seu solo. Esta horta está localizada próximo de uma fonte petrogênica (40m). No entanto, nenhuma contaminação nos vegetais foi detectada.

As concentrações de HPAs em solos de centros urbanos geralmente refletem contribuições passadas de fontes pontuais ou difusas (Marquez-Bravo et al., 2016). As variações nas concentrações dos 16 HPAs classificados pela EPA como poluentes prioritários encontrados nos solos de Nova York, EUA; Bitterfeld-Wolfen, Alemanha; Guangzhou, China; Xangai, China; Katmandu, Nepal; Panipat, Índia; E Isfahan, Irã foram respectivamente: 0,1-149,5 mg kg⁻¹ (Marquez-Bravo et al., 2016); 0,03-7,0 µg kg⁻¹ (Wennrich et al., 2002); 0,04-3,1 mg kg⁻¹ (Chen et al., 2005); 0,08-7,22 mg kg⁻¹ (Wang et al., 2013); 0,17-0,68 mg kg⁻¹ (Aichner et al., 2007); 0,13-0,17 mg kg⁻¹ (Tuteja et al., 2011); e 0,06-11,73 mg kg⁻¹ (Moore et al., 2015). Ao nosso conhecimento, apenas um estudo analisou as concentrações de HPAs em solos de área urbana de São Paulo, em uma parte remanescente da Mata Atlântica, localizada adjacente à uma grande área industrial (Bourotte et al., 2009). As concentrações totais de HPAs nesta área foram 3,8 vezes maiores (0,82 mg kg⁻¹) comparadas às medidas no presente estudo. Além disso, durante a exposição de 45 dias, não houve aumento significativo nas concentrações de HPAs nos solos controlados (bombonas).

Os níveis obtidos neste estudo são inferiores aos padrões holandeses de qualidade do solo para uso agrícola, ou seja, 1,5 mg de HPAs kg⁻¹ de solo. Existem alguns motivos que podem explicar as menores concentrações medidas em nosso estudo. Amostramos o solo de canteiros, que são constituídos por uma mistura de solo local, solo externo e aditivos para a melhoria do solo. A adição

de material orgânico ao solo reduz as concentrações de HPAs (Yang et al., 2011). Além disso, as concentrações de HPAs em solos urbanos em áreas tropicais são relativamente baixas em comparação com outras áreas urbanas localizadas em climas frios ou temperados (Bourotte et al., 2005).

Embora tenhamos encontrado concentrações de HPAs em solo não controlado de todas as HCU, não houve níveis significativos nos vegetais em 9 das 10 hortas estudadas. A incorporação de HPAs em plantas ocorre principalmente por absorção foliar, por deposição seca ou úmida, com predominância de deposição seca (Tuteja et al., 2011; Tremolada et al., 1996). A absorção pela raiz não é considerada um bom mecanismo para a incorporação nas plantas, devido às propriedades hidrofóbicas dos HPAs (Tuteja et al., 2011). A absorção foliar também pode ocorrer como consequência da volatilização de HPAs provenientes de solos contaminados (Simonich e Hites, 1994). Estes mecanismos podem ajudar a explicar nossos resultados, onde não foi observada a incorporação de HPAs do solo não controlado às folhas dos vegetais.

O componente 1 da ACP agrupou os compostos com pesos moleculares mais elevados (BaP, BbF, BghiP, DBahA, BkF), com exceção do NP. Os HPAs com maiores pesos moleculares são usualmente adsorvidos na superfície das partículas atmosféricas (tanto as frações grosseiras quanto as finas) (Bourotte et al., 2005). Estes compostos podem ser atribuídos a gases de combustão a gasolina/diesel e óleos residuais. DBahA, BghiP, BkF, BbF e BaP são traçadores típicos de combustíveis fósseis e estão associados a emissões de veiculares (Ravindra et al., 2008). A correlação deste grupo de HPAs com a fração fina do solo indica a ocorrência de um processo de adsorção, uma vez que a sorção de HPAs no solo é favorecida com o aumento da área superficial da partícula

sorvente (Gardner et al., 1979). Esses compostos (exceto NP e BghiP) são classificados pela Agência Internacional para Pesquisa em Câncer (IARC) (2010) como possivelmente cancerígenos para os seres humanos. No componente 2 foram agrupados os HPAs com menores pesos moleculares (Chr, Phe, Flt, FE e PYR), exceto o IP. Chr e IP são classificados como 2B, ou possivelmente cancerígenos para humanos (IARC, 2010). Os HPAs com baixos pesos moleculares são encontrados preferencialmente na fase gasosa. Os PAHs atribuídos a este componente representam uma mistura de fontes, tais como, emissões veiculares (Ravindra et al., 2008), queima de biomassa (de Andrade et al., 2010) e vazamento de óleos (Abdel-Shafy e Mansour, 2016) e não podendo ser atribuído a uma fonte única.

Os valores de temperatura, umidade relativa e pluviosidade não mostraram diferenças significativas entre as hortas durante o período de estudo. Esse achado sugere a minimização de um potencial viés causado pelas diferenças nas condições climáticas entre as HCU.

Este estudo possui limitações. O conteúdo de carbono orgânico e *black carbon* presente no solo das HCU não foi analisado. Os resultados encontrados por Marquez-Bravo et al. (2016) em Nova York indicam que os HPAs presentes no solo de áreas urbanas estão positivamente associados aos HPAs adsorvidos no material particulado atmosférico, sugerindo que a deposição atmosférica pode ser uma fonte potencial de contaminação para solos. Além disso, analisamos apenas 2 vegetais folhosos, e nesse sentido, nossos resultados não podem ser generalizados para outros vegetais.

4.5 Conclusão

Nossos resultados indicam que o crescimento de vegetais com ciclos de crescimento curtos, como espinafres e couve, em hortas comunitárias urbanas não foi associado ao acúmulo de HPAs derivados de combustão ou fontes petrogênicas, sejam cultivados em solo controlado ou não controlado.

Referências do capítulo 3

- Abdel-Shafy, H. I., and Mansour, M. S. M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum* 25, 107–123. doi:10.1016/j.ejpe.2015.03.011.
- Aichner, B., Glaser, B., and Zech, W. (2007). Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in urban soils from Kathmandu, Nepal. *Org Geochem* 38, 700–715. doi:10.1016/j.orggeochem.2006.11.002.
- Amato-Lourenco, L. F., Lobo, D. J. A., Guimarães, E. T., Moreira, T. C. L., Carvalho-Oliveira, R., Saiki, M., Saldiva, P. H. N., and Mauad, T. (2016a). Biomonitoring of genotoxic effects and elemental accumulation derived from air pollution in community urban gardens. *Sci Total Environ*. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.221.
- Amato-Lourenco, L. F., Moreira, T. C. L., de Oliveira Souza, V. C., Barbosa, F., Saiki, M., Saldiva, P. H. N., and Mauad, T. (2016b). The influence of atmospheric particles on the elemental content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil. *Environ Pollut* 216, 125–134. doi:10.1016/j.envpol.2016.05.036.
- De Andrade, S. J., Cristale, J., Silva, F. S., Julião Zocolo, G., and Marchi, M. R. R. (2010). Contribution of sugar-cane harvesting season to atmospheric contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Araraquara

- city, Southeast Brazil. *Atmos Environ* 44, 2913–2919. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.04.026.
- Bojes, H. K., and Pope, P. G. (2007). Characterization of EPA's 16 priority pollutant polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in tank bottom solids and associated contaminated soils at oil exploration and production sites in Texas. *Regul Toxicol Pharmacol* 47, 288–295. doi:10.1016/j.yrtph.2006.11.007.
- Boulding, J.R. (1994). Description and Sampling of Contaminated Soils – A Field Guide. *CRC Press*, Boca Raton, FL, pp. 1-240
- Bourotte, C., Forti, M. C., Lucas, Y., and Melfi, A. J. (2009). Comparison of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAHs) concentrations in urban and natural forest soils in the Atlantic Forest (São Paulo State). *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 81, 127–136. doi:10.1590/S0001-37652009000100013.
- Bourotte, C., Forti, M.-C., Taniguchi, S., Bícigo, M. C., and Lotufo, P. A. (2005). A wintertime study of PAHs in fine and coarse aerosols in São Paulo city, Brazil. *Atmos Environ* 39, 3799–3811. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.02.054.
- CETESB, Sao Paulo State Environmental Agency. (2015a). Qualidade do ar no estado de São Paulo. Available: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>.
- CETESB, Sao Paulo State Environmental Agency. (2015b). Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo. Available: <http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/wpcontent/uploads/sites/45/2013/11/Texto-explicativo.pdf>
- Chen, L., Ran, Y., Xing, B., Mai, B., He, J., Wei, X., Fu, J., and Sheng, G. (2005). Contents and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in vegetable soils of Guangzhou, China. *Chemosphere* 60, 879–890. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.01.011.

- Chrysikou, L. P., Gemenetzis, P. G., and Samara, C. A. (2009). Wintertime size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in the urban environment: Street- vs rooftop-level measurements. *Atmos Environ* 43, 290–300. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.048.
- Delschen, T., Hembrock-Heger, A., Leisner-Saaber, J., Sopczak, D. (1999). UWSF-Z. Umweltchemie Ökotoxikologie. 11, 79-87
- Gardner, W. S., Lee, R. F., Tenore, K. R., and Smith, L. W. (1979). Degradation of selected polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal sediments: Importance of microbes and polychaete worms. *Water Air Soil Pollut* 11, 339–347. doi:10.1007/BF00296591.
- Ghose, R., and Pettygrove, M. (2014). Actors and networks in urban community garden development. *Geoforum* 53, 93–103. doi:10.1016/j.geoforum.2014.02.009.
- Guitart, D. A., Pickering, C. M., and Byrne, J. A. (2014). Color me healthy: food diversity in school community gardens in two rapidly urbanising Australian cities. *Health Place* 26, 110–117. doi:10.1016/j.healthplace.2013.12.014.
- Guthman, J., (2000). Raising organic: An agro-ecological assessment of grower practices in California. *Agric Human Values* 17, 257-266. doi:10.1023/A:1007688216321
- Hartwig, K. A., and Mason, M. (2016). Community gardens for refugee and immigrant communities as a means of health promotion. *J Community Health* 41, 1153–1159. doi:10.1007/s10900-016-0195-5.
- IARC, International Agency for Research on Cancer. (2010). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. v. 16
- Jones, K. C. (1991). Contaminant trends in soils and crops. *Environ Pollut* 69, 311–325. doi:10.1016/0269-7491(91)90119-H.

- Kang, F., Mao, X., Wang, X., Wang, J., Yang, B., and Gao, Y. (2017). Sources and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons during haze days in eastern China: A 1-year case study in Nanjing City. *Ecotoxicol Environ Saf* 140, 76–83. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.02.022.
- Marquez-Bravo, L. G., Briggs, D., Shayler, H., McBride, M., Lopp, D., Stone, E., Ferenz, G., Bogdan, K. G., Mitchell, R. G., and Spliethoff, H. M. (2016). Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in New York City community garden soils: Potential sources and influential factors. *Environ Toxicol Chem* 35, 357–367. doi:10.1002/etc.3215.
- Marr, L. C., Dzepina, K., Jimenez, J. L., Reisen, F., Bethel, H. L., Arey, J., Gaffney, J. S., Marley, N. A., Molina, L. T., and Molina, M. J. (2006). Sources and transformations of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in Mexico City. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, 1733–1745. doi:10.5194/acp-6-1733-2006.
- Martins Pereira, G., Teinilä, K., Custódio, D., Gomes Santos, A., Xian, H., Hillamo, R., Alves, C. A., Bittencourt de Andrade, J., Olímpio da Rocha, G., Kumar, P., et al. (2017). Airborne particles in the Brazilian city of São Paulo: One-year investigation for the chemical composition and source apportionment. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 1–36. doi:10.5194/acp-2017-317.
- Milliron, B.-J., Vitolins, M. Z., Gamble, E., Jones, R., Chenault, M. C., and Tooze, J. A. (2016). Process evaluation of a community garden at an urban outpatient clinic. *J Community Health*. doi:10.1007/s10900-016-0299-y.
- Ministry of Health of Brazil. Dietary Guidelines for the Brazilian Population, (2014). pp. 1e80. Available: [http://www.fao.org/nutrition/education/fooddietaryguidelines/regions/brazil/en/\(accessed 20.06.17.\)](http://www.fao.org/nutrition/education/fooddietaryguidelines/regions/brazil/en/(accessed 20.06.17.))
- Moore, F., Akhbarizadeh, R., Keshavarzi, B., Khabazi, S., Lahijanzadeh, A., Kermani, M., (2015). Ecotoxicological risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soil of Isfahan metropolis, Iran. *Environ Monit Assess* 187, 207. doi:10.1007/s10661-015-4433-6

- Purcell, M., and Tyman, S. K. (2015). Cultivating food as a right to the city. *Local environment* 20, 1132–1147. doi:10.1080/13549839.2014.903236.
- Ravindra, K., Sokhi, R., and Vangrieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmos Environ* 42, 2895–2921. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.12.010.
- Säumel, I., Kotsyuk, I., Hölscher, M., Lenkerei, C., Weber, F., and Kowarik, I. (2012). How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environ Pollut* 165, 124–132. doi:10.1016/j.envpol.2012.02.019.
- Simonich, S. L., and Hites, R. A. (1994). Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. *Nature* 370, 49–51. doi:10.1038/370049a0.
- de Temmerman, L., Waegeneers, N., Ruttens, A., and Vandermeiren, K. (2015). Accumulation of atmospheric deposition of As, Cd and Pb by bush bean plants. *Environ Pollut* 199, 83–88. doi:10.1016/j.envpol.2015.01.014.
- Tremolada, P., Burnett, V., Calamari, D., and Jones, K. C. (1996). Spatial distribution of pahs in the U.K. atmosphere using pine needles. *Environ. Sci. Technol.* 30, 3570–3577. doi:10.1021/es960269b.
- Tuteja, G., Rout, C., and Bishnoi, N. R. (2011). Quantification of polycyclic aromatic hydrocarbons in leafy and underground vegetables: A case study around panipat city, haryana, india. *Journal of Environmental Science and Technology* 4, 611–620. doi:10.3923/jest.2011.611.620.
- Van Raij, B., Andrade, J. C., Cantarella, H., Quaggio, J. A. (Ed.). 2001. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: IAC, 285.
- Wang, X.-T., Miao, Y., Zhang, Y., Li, Y.-C., Wu, M.-H., and Yu, G. (2013). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity

- Shanghai: occurrence, source apportionment and potential human health risk. *Sci Total Environ* 447, 80–89. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.12.086.
- Wang, Y.-C., Qiao, M., Liu, Y.-X., Arp, H. P. H., and Zhu, Y.-G. (2011). Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon uptake pathways and risk assessment of vegetables from waste-water irrigated areas in northern China. *J Environ Monit* 13, 433–439. doi:10.1039/c0em00098a.
- Wennrich, L., Popp, P., and Zeibig, M. (2002). Polycyclic aromatic hydrocarbon burden in fruit and vegetable species cultivated in allotments in an industrial area. *Int J Environ Anal Chem* 82, 667–690. doi:10.1080/0306731021000075401.
- Yang, Y., Zhang, N., Xue, M., Lu, S. T., and Tao, S. (2011). Effects of soil organic matter on the development of the microbial polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) degradation potentials. *Environ Pollut* 159, 591–595. doi:10.1016/j.envpol.2010.10.003.

Material suplementar do capítulo 3

Tabela S1 – Concentração dos 16 HPAs presentes nas couves cultivadas no SC = solo controlado e SNC = solo não controlado. ($\mu\text{g kg}^{-1}$ peso úmido).

HPA	Média SC	Média SNC
NP	<0,1*	<0,1*
AN	<0,1*	<0,1*
ANL	<0,1*	<0,1*
Ant	<0,1*	<0,1*
Phe	<0,1*	<0,1*
FE	<0,1*	<0,1*
BaA	<0,1*	<0,1*
Chr	<0,1*	<0,1*
Flt	<0,1*	<0,1*
Pyr	<0,1*	<0,1*
BaP	<0,1*	<0,1*

BbF	<0,1*	<0,1*
BkF	<0,1*	<0,1*
DBahA	<0,1*	<0,1*
BghiP	<0,1*	<0,1*
IP	<0,1*	<0,1*

*Menor que o valor de quantificação.

Tabela S2 – Concentração dos 16 HPAs presentes nos espinafres cultivados no SC = solo controlado e SNC = solo não controlado. ($\mu\text{g kg}^{-1}$ peso úmido).

HPA	Média SC	Média SNC
NP	<0,1*	<0,1*
AN	<0,1*	<0,1*
ANL	<0,1*	<0,1*
Ant	<0,1*	<0,1*
Phe	<0,1*	<0,1*
FE	<0,1*	<0,1*
BaA	<0,1*	<0,1*
Chr	<0,1*	<0,1*
Flt	<0,1*	<0,1*
Pyr	<0,1*	<0,1*
BaP	<0,1*	<0,1*
BbF	<0,1*	<0,1*
BkF	<0,1*	<0,1*
DBahA	<0,1*	<0,1*
BghiP	<0,1*	<0,1*
IP	<0,1*	<0,1*

*Menor que o valor de quantificação.

Tabela S3 – Concentração dos 16 HPAs no solo controlado do espinafre e couve após o período de exposição. ($\mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight).

HPA	Média couve	Média espinafre
NP	<0,1*	<0,1*
AN	<0,1*	<0,1*
ANL	<0,1*	<0,1*
Ant	<0,1*	<0,1*
Phe	<0,1*	<0,1*
FE	<0,1*	<0,1*
BaA	<0,1*	<0,1*
Chr	<0,1*	<0,1*
Flt	<0,1*	<0,1*
Pyr	<0,1*	<0,1*
BaP	<0,1*	<0,1*
BbF	<0,1*	<0,1*
BkF	<0,1*	<0,1*
DBahA	<0,1*	<0,1*
BghiP	<0,1*	<0,1*
IP	<0,1*	<0,1*

*Menor que o valor de quantificação.

5. Cartilha

A concepção desta tese surgiu como uma requisição dos “hortelões urbanos” – rede surgida em 2011, na cidade de São Paulo, formada por pessoas interessadas nas questões referentes a produção de alimentos no meio ambiente urbano (Nagib, 2016) – questionando a influência da poluição do ar na contaminação de alimentos cultivados nas cidades.

De forma complementar, foi elaborada uma cartilha de boas práticas para a agricultura urbana visando responder aos “hortelões urbanos” como estabelecer e gerenciar uma horta segura e sustentável tendo como linhas-guia resultados desta tese. A cartilha busca responder questionamentos como: - Como investigar os níveis de contaminação no solo; - Como minimizar os efeitos da poluição do ar?

A versão integral da cartilha encontra-se como apêndice 3.

CONCLUSÃO

6. CONCLUSÕES GERAIS

- A poluição atmosférica derivada principalmente do tráfego veicular exerce uma influência na absorção de elementos químicos em vegetais folhosos, sobretudo após 60 dias de exposição;
- A presença de obstáculos verticais como edifícios, árvores ou muros no entorno das hortas exercem um papel protetor contra as partículas atmosféricas em função da redução da absorção de elementos químicos e diminuição das frequências de micronúcleos nas inflorescências de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* (Trad-MCN).
- Não foi associado o acúmulo de HPAs derivados de combustão ou fontes petrogênicas em vegetais com ciclos de crescimento curtos, como espinafres e couve, após 45 dias de exposição.

REFERÊNCIAS

- Alaimo K, Reischl TM, Allen JO. 2010. Community gardening, neighborhood meetings, and social capital. *J Community Psychol* 38:497-514.
- Bendt P, Barthel S, Colding J. 2013. Civic greening and environmental learning in public-access community gardens in berlin. *Landscape Urban Plan* 109:18-30.
- De Temmerman L, Waegeneers N, Ruttens A, Vandermeiren K. 2015. Accumulation of atmospheric deposition of As, Cd and Pb by bush bean plants. *Environ Pollut* 199:83-88.
- Galluzzi G, Eyzaguirre P, Negri V. 2010. Home gardens: Neglected hotspots of agro-biodiversity and cultural diversity. *Biodivers Conserv* 19:3635-3654.
- Hoffen LPV, Säumel I. 2014. Orchards for edible cities: Cadmium and lead content in nuts, berries, pome and stone fruits harvested within the inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Ecotox Environ Safe* 101:233-9.
- Kachenko, A.; Singh, B. 2006. Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water Air Soil Poll.* 169:101-123.
- Leake JR, Adam-Bradford A, Rigby JE. 2009. Health benefits of 'grow your own' food in urban areas: Implications for contaminated land risk assessment and risk management? *Environmental health: a global access science source* 8 Suppl 1:S6.
- Mitchell RG, Spliethoff HM, Ribaud LN, Lopp DM, Shayler HA, Marquez-Bravo LG et al. 2014. Lead (Pb) and other in New York Community Garden soils: factors influencing contaminant distributions. *Environ Pollut* 187: 162-9.
- Nabulo, G., Oryem-Origa, H., Diamond, M., 2006. Assessment of lead, cadmium, and zinc contamination of roadside soils, surface films, and vegetables in Kampala City, Uganda. *Environ Res* 101: 42-52.

- Nagib, G. 2016. Agricultura urbana como ativismo na cidade de São Paulo: o caso da Horta das Corujas. Dissertação. São Paulo: Universidade de São Paulo.
- Saumel I, Kotsyuk I, Holscher M, Lenkerei C, Weber F, Kowarik I. 2012. How healthy is urban horticulture in high traffic areas? Trace metal concentrations in vegetable crops from plantings within inner city neighbourhoods in Berlin, Germany. *Environ Pollut* 165:124-132.
- Sharma, R.K.; Agrawal, M.; Marshall, F.M. 2009. Heavy metals in vegetables collected from production and market sites of a tropical urban area of India. *Food and chemical toxicology: an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*. 47:583-591.
- Wakefield S, Yeudall F, Taron C, Reynolds, J Skinner A. 2007. Growing urban health: community gardening in South-East Toronto. *Health Promot Int*. 22 (2): 92-101.

PUBLICAÇÕES

The influence of atmospheric particles on the elemental content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil – Publicado no periódico *Environmental Pollution*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.036>

The influence of atmospheric particles on the elemental content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil[☆]

Luís Fernando Amato-Lourenco^{a, d}, Tiana Carla Lopes Moreira^a,
Vanessa Cristina de Oliveira Souza^b, Fernando Barbosa Jr.^b, Mitiko Saiki^{c, d},
Paulo Hilário Nascimento Saldiva^{a, d}, Thais Mauad^{a, d, *}

^a Department of Pathology, Faculty of Medicine of University of Sao Paulo, Sao Paulo, Sao Paulo, Brazil

^b Faculty of Pharmaceutical Sciences of Ribeirao Preto, University of Sao Paulo, Ribeirao Preto, Sao Paulo, Brazil

^c Nuclear and Energy Research Institute - IPEN-CNEN/SP, Sao Paulo, Sao Paulo, Brazil

^d National Institute for Integrated Analysis of Environmental Risk (INAIRA), Brazil

ARTICLE INFO

Article history:
Received 26 February 2016
Received in revised form
6 May 2016
Accepted 16 May 2016

Keywords:
Urban gardens
Food safety
Risk assessment
ICP-MS
Urban horticulture

ABSTRACT

Although urban horticulture provides multiple benefits to society, the extent to which these vegetables are contaminated by the absorption of chemical elements derived from atmospheric deposition is unclear. This study was designed to evaluate the influence of air pollution on leafy vegetables in community gardens of Sao Paulo, Brazil. Vegetable seedlings of *Brassica oleracea* var. *acephala* (collard greens) and *Spinacia oleracea* (spinach) obtained in a non-polluted rural area and growing in vessels containing standard uncontaminated soil were exposed for three consecutive periods of 30, 60 and 90 days in 10 community gardens in Sao Paulo and in one control site. The concentrations of 17 chemical elements (traffic-related elements and those essential to plant biology) were quantified by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). *Tillandsia usneoides* L. specimens were used as air plant biomonitors. The concentrations of As, Cd, Cr and Pb found in vegetables were compared to the recommended values for consumption. Principal Component Analysis (PCA) was used to cluster the elemental concentrations, and Generalized Linear Models (GLMs) were employed to evaluate the association of the factor scores from each PCA component with variables such as local weather, traffic burden and vertical barriers adjacent to the gardens. We found significant differences in the elemental concentrations of the vegetables in the different community gardens. These differences were related to the overall traffic burden, vertical obstacles and local weather. The Pb and Cd concentrations in both vegetables exceeded the limit values for consumption after 60 days of exposure. A strong correlation was observed between the concentration of traffic-related elements in vegetables and in *Tillandsia usneoides* L. An exposure response was observed between traffic burden and traffic-derived particles absorbed in the vegetables. Traffic-derived air pollution directly influences the absorption of chemical elements in leafy vegetables, and the levels of these elements may exceed the recommended values for consumption.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Biomonitoring of genotoxic effects and elemental accumulation derived from air pollution in community urban gardens – Publicado no periódico *Science of the Total Environment*. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.221>

Influence of air pollution and soil contamination on the contents of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in vegetables grown in urban gardens of Sao Paulo, Brazil. Publicado no periódico: *Frontiers in Environmental Science*. DOI: <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00077>

Influence of Air Pollution and Soil Contamination on the Contents of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Vegetables Grown in Urban Gardens of Sao Paulo, Brazil

Luis F. Amato-Lourenco^{1,2*}, Mitiko Saiki², Paulo H. N. Saldiva¹ and Thais Mauad^{1,2}

¹ Department of Pathology, School of Medicine, University of São Paulo, São Paulo, Brazil, ² Study Group on Urban Agriculture of Institute of Advanced Studies (IEA), University of São Paulo, São Paulo, Brazil, ³ Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (CENEA), São Paulo, Brazil

OPEN ACCESS

Edited by:
Maurice Millet,
Université de Strasbourg, France

Reviewed by:
Dimitrios Oikarinen,
Université de Lorraine, France
Eloni Orakaki,
National Technical University of
Athens, Greece

***Correspondence:**
Luis F. Amato-Lourenco
luisamato@usp.br

Specialty section:
This article was submitted to
Air Pollution,
a section of the journal
Frontiers in Environmental Science

Urban community gardens (UCGs) have become prevalent worldwide and play a significant role in strengthening the sustainability of urban food systems. Although UCGs provide multiple benefits to society, the extent to which vegetables grown in them are contaminated by chemical compounds derived from airborne fallout or soil contamination is unclear. We evaluated the influence of both air pollution and the contamination of garden soil beds on the contents of 16 PAHs in the edible tissues of spinach and collard green. The PAH contents were quantified using gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS-EI). The concentrations of PAHs in both the vegetables grown in the vessels and in the soil of the UCGs were $<0.1 \mu\text{g kg}^{-1}$. The total concentrations of the 16 priority PAHs in the soil beds ranged from 132.94 to 410.50 $\mu\text{g kg}^{-1}$. These levels were lower than those that have been reported from other urban areas. Principal Component Analysis resulted in two components indicating that traffic-derived emissions are the main sources of PAHs in the soil. The first component represented the compounds with higher molecular weights and had a moderate loading for the fine fraction of the soil (clay) (0.63). The second component showed a high loading for silt (0.97), including those PAHs with lower molecular weights. Our data show that spinach and collard greens do not accumulate significant PAH concentrations on their leaves over 45-day periods, whether they are raised in controlled soil or in local beds.

Keywords: urban community gardens, polycyclic aromatic hydrocarbons, urban environments, vegetables, soil

APÊNDICE 2

FICHA INFORMATIVA PARA AMOSTRAS DE MATERIAL VEGETAL

Ref.^a da amostra.....

Data.....

1. Identificação da amostra

Cultura:	Material Amostrado:	Folhas do ramo do ano:
Início exposição / /	☐ Planta inteira	☐ Topo
Data da colheita / /	☐ Caules	☐ Meio
☐ Aspecto normal	☐ Folhas	☐ Base
☐ Com sintomas	☐ Raíz	
Número de pés bombonas:		Número de pés no chão:

2. Produção

Peso total bombonas:___ gramas	Peso por planta bombonas:___ gramas
Peso total bombonas:___ gramas	Peso por planta bombonas:___ gramas

3. Sanidade

Pragas e doenças _____ _____ _____ _____	Intensidade do ataque ☐ Fraca ☐ Média ☐ Forte ☐ Fraca ☐ Média ☐ Forte ☐ Fraca ☐ Média ☐ Forte ☐ Fraca ☐ Média ☐ Forte
--	---

4. Outras Observações

Nome do voluntário: _____

Ocorrência de acidentes meteorológicos em épocas críticas do ciclo (geadas, granizo, chuvas, etc):

Amostra de solo bombonas nº _____ peso total _____ gramas

Amostra de solo (direto) nº _____ peso total _____ gramas

Assinatura (legível) _____

AGRICULTURA URBANA

GUIA DE BOAS PRÁTICAS

São Paulo
2018

Amato-Lourenço, Luís Fernando
Agricultura urbana: guia de boas práticas/Luís Fernando
Amato-Lourenço - São Paulo, Instituto de Estudos Avançados.
2018.
32 p. il.

1. Hortas (Manuais) 2. Espaço Urbano I. Título

CDD-635

Ficha catalográfica elaborada pela bibliotecária Dina Elisabete Uniana - CRB - 8/3760

Escrito por
Luís Fernando Amato-Lourenço

Coordenação
Prof^a. Dr^a Thais Mauad

Arte e diagramação
Felipe Borges

Revisão técnica
Guilherme Ranieri

Apoio técnico
Rafael Borsanelli

Apoio
GEAU (Grupo de Estudos em Agricultura Urbana - Instituto
de Estudos Avançados, Universidade de São Paulo), União
das Hortas Comunitárias de São Paulo e FFM

Aviso

Esta cartilha foi elaborada apenas para informações gerais. Os autores não assumem qualquer responsabilidade quanto ao uso e interpretação ou quanto a integridade da cartilha. O uso da cartilha não oferece garantia ou representação quanto à adequação de solos para cultivo agrícola ou outras circunstâncias aplicáveis. É de exclusiva responsabilidade do indivíduo garantir que as condições estejam adequadas para o cultivo no local escolhido.

Este guia foi desenvolvido como parte da tese de doutorado do engenheiro ambiental Luís Fernando Amato-Lourenço no programa de patologia da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) projeto nº 2014/19201-9.

Para o desenvolvimento desta cartilha foram utilizadas informações publicadas em artigos científicos, revisões sobre o tema e consultas com especialistas. Para maiores informações consultar as referências no final desta cartilha.

Esta cartilha de boas práticas para a agricultura urbana visa guiar e ajudar você e seu grupo comunitário a estabelecer e gerenciar uma horta segura, bem-sucedida e sustentável.

Perguntas, comentários ou correções podem ser encaminhados para: cartilha.au@gmail.com

agradecimento

Essa cartilha é dedicada a todos os “Hortelões Urbanos” que buscam recuperar o ambiente urbano tornando as cidades mais sustentáveis, resistentes e habitáveis.

SUMÁRIO

Introdução	06
O que você precisa saber antes de começar a horta	09
Escolha o local	10
Investigando os níveis de contaminação no solo	11
Testando o solo	13
Lista de verificação para a coleta do solo	13
Interpretação dos resultados	14
Solo: onde realizar o teste	17
A importância da qualidade da água	19
Acesso à água	20
Benefícios do uso de água da chuva	20
Água: onde realizar o teste	21
Como minimizar os efeitos da poluição atmosférica?	22
Dicas para lidar com o problema da contaminação	24
Referências	26
Anotações	28

INTRODUÇÃO

A agricultura em centros urbanos vem propiciando múltiplos benefícios ambientais, urbanísticos, sociais e de saúde pública à população incluindo:

- A criação de refúgios para microfauna e avifauna;
- A preservação da biodiversidade vegetal por meio do cultivo de espécies não convencionais (PANC);
- O arrefecimento de zonas de calor geradas por áreas concretadas;
- O acesso e incentivo à alimentação mais saudável;
- A realização de atividades de educação ambiental;
- A redução do estresse da vida urbana;
- A redução de resíduos orgânicos pela compostagem;
- A redução do uso de combustíveis fósseis para o cultivo e transporte de alimentos e consequentemente a pegada de carbono;
- A criação de comunidades mais fortes, promovendo a discussão na comunidade, habilidades de tomada de decisão e interação social;
- A melhora da saúde física e mental através de exercícios ao ar livre e a conexão com a natureza;
- O uso eficiente da água;
- Oportunidade recreativa;
- Oportunidade de empreendedorismo para a produção de alimentos em pequena escala;
- Estratégia para melhorar a segurança alimentar;
- Redução dos desertos alimentares.

Horta das Corujas, Zona Oeste de São Paulo - SP

As cidades são ótimos lugares para o cultivo de alimentos, porém alguns locais podem não ser apropriados devido à contaminação do solo, água e/ou do ar. A produção de vegetais em regiões contaminadas possibilita que alimentos absorvam metais, compostos orgânicos ou outras substâncias em concentrações acima do recomendado para o consumo humano. Dessa forma, o cultivo de alimentos em locais inadequados pode resultar em vegetais contaminados que podem fazer mal à saúde.

A incorporação de contaminantes em plantas pode ocorrer por três processos.

- 1** O primeiro deles, pelas folhas (denominada captação foliar), que inclui a deposição seca (partículas do ar que se acumulam sobre as folhas), ou por via úmida (quando cai sobre a planta água contaminada ou mesmo chuva contaminada). A incorporação à planta pode ocorrer pela absorção na sua superfície pelos pequenos poros denominados estômatos, que são uma estrutura existente na folha por onde as plantas respiram.
- 2** Quando a planta está em local contaminado, a absorção pelas raízes (via radicular), ocorre com o deslocamento do contaminante para o caule e as folhas.
- 3** Solos contaminados podem também contribuir para o aumento na concentração dos contaminantes nas plantas através da volatilização dos contaminantes do solo para o ar, sendo incorporados em seguida, nas plantas.

O QUE VOCÊ PRECISA SABER ANTES DE COMEÇAR A HORTA

ESCOLHA O LOCAL

Os solos urbanos podem estar contaminados com substâncias divididas em diversas categorias, como metais, derivados de produtos petrolíferos e amianto. Os elementos químicos mais preocupantes à saúde humana são o chumbo, o mercúrio, o arsênico e o cádmio, por serem muito tóxicos e muito comuns. Compostos derivados da queima incompleta da matéria orgânica, como o benzo(a)pireno, também podem estar associados a doenças, ou seja, são potencialmente mutagênicos e carcinogênicos.

Contaminante	Fonte
Chumbo	Queima de carvão, baterias de chumbo-ácido, solda, indústrias bélica, de tintas e corantes, cerâmicas, alguns tipos de pesticidas e herbicidas.
Cádmio	Queima de carvão, baterias recarregáveis, TVs, aço, fertilizantes fosfatados, tubos de água galvanizados.
Arsênio	Produção de ferro e aço, alguns tipos de pesticidas, madeira tratada e queima de carvão.
Cromo	Galvanoplastias e madeiras tratadas.
Compostos Orgânicos	Combustíveis, óleos, pesticidas, plásticos, lubrificantes, refrigerantes, solventes de limpeza, retardadores de chamas.
Asbesto	Produtos de cimento-amianto (especialmente telhas de fibrocimento), materiais de fricção (pastilhas, embreagens e discos), juntas de vedação, revestimentos refratários, materiais de demolição, isolamentos acústicos.

Adaptado de The Johns Hopkins Center for a Livable Future, 2014. Soil Safety Resource Guide for Urban Food Growers. pág. 3.

INVESTIGANDO OS NÍVEIS DE CONTAMINAÇÃO NO SOLO

O primeiro passo consiste em investigar se o solo está potencialmente contaminado por atividades anteriores ocorridas no local (por exemplo: posto de gasolina, tinturaria, lavagem a seco, locais de armazenamento de tambores, tintas, solventes, óleos e graxas).

Isso é feito inspecionando e pesquisando sobre a história de uso da terra no local, conversando com associações históricas locais, proprietários anteriores e vizinhos mais velhos próximos ao terreno (faça anotações de suas conversas, marcando as atividades e os locais). Verifique o cadastro de fontes de contaminação desativadas ou o cadastro de áreas contaminadas do órgão ambiental responsável, ou mesmo no departamento de águas e energia ou prefeituras, buscando fotografias aéreas temporais da área e vizinhança, evidências de stress na vegetação, verificando canaletas e caixas de passagens (presença de óleo) e a disposição de sucatas.

Essa avaliação irá ajudá-lo a estabelecer indicadores de risco para a instalação da horta no local planejado. Compare as informações coletadas com os dados abaixo e o respectivo indicador de risco:

BAIXO:

O local para a horta sempre foi residencial, parque recreativo, terreno agrícola, parque infantil ou escola. Não está localizado a menos de 30 m de uma linha ferroviária ou ruas arteriais principais, avenidas e estradas com frequências de tráfego superiores a 20.000 veículos por dia, limites de velocidade de 50 a 60 km/h, sem sinais de parada (interseções de controle de semáforos) e uso frequente de ônibus urbanos.

MÉDIO:

O terreno já foi um antigo aterro sanitário, terreno industrial que foi remediado, local de uso comercial (excluindo posto de gasolina, lavanderias de limpeza a seco, lojas de impressão, funilarias e mecânicas automotivas), localizada a menos de 30 m de uma linha ferroviária ou ruas arteriais principais, avenidas e estradas com frequências de tráfego superiores a 20.000 veículos por dia, limites de velocidade de 50 a 60 km/h, sem sinais de parada (interseções de controle de semáforos) e uso frequente de ônibus urbanos.

ALTO NÍVEL DE PREOCUPAÇÃO:

O local para a horta já foi posto de gasolina, lavanderias de limpeza a seco, lojas de impressão, funilarias e mecânicas automotivas, linha ferroviária ou trilho, antigas

indústrias. Ainda, se o terreno apresenta indícios de despejo, cheiros ou manchas no solo. Também deve ser verificado se o local apresenta materiais que potencialmente contêm amianto (por exemplo, composto de juntas de drywall, isolamento mecânico, materiais de cobertura, telhas e portas de fogo), chumbo (solda de encanamento, tubos antigos), bifenil policlorado - PCB (equipamentos elétricos antigos como transformadores, balastros de lâmpadas fluorescentes, capacitores).

Horta FMUSP, Zona Sul de São Paulo - SP

Caso seja utilizado solo trazido de fora, como por exemplo solo comercial, o solo existente no local deve ser inicialmente testado para compostos orgânicos voláteis, chumbo e outros metais pesados. Mesmo quando o solo comercial é adicionado, qualquer solo subjacente/existente no local deve ser testado.

Se os resultados apresentarem níveis elevados de contaminantes, recomenda-se que especialistas devam ser procurados para verificar se o local é adequado para o cultivo de alimentos.

TESTANDO O SOLO

Testar o solo consiste na coleta de amostras, na sua análise e interpretação dos resultados. Segue abaixo uma lista para auxiliá-lo no processo de coleta do solo.

LISTA DE VERIFICAÇÃO PARA A COLETA DO SOLO

- O solo deve ser coletado na área que será utilizada para o cultivo;
- É recomendado que seja coletada uma amostra de solo a cada 10 x 10 m ou 15 x 15 m de área;
- Retire toda a vegetação na superfície do ponto em que será feita a coleta;
- Estabeleça um código e anote o local aproximado em que foi feita cada coleta (um rascunho do terreno com suas características pode ajudá-lo nessa tarefa);
- Escave cerca de 40 cm e colete toda a terra;
- Remova pedras e detritos visíveis;
- Acomode cada amostra em um recipiente (sacos de plástico duplos ou recipientes fornecidos ou recomendados pelo laboratório em que será realizado o teste);
- Identifique o material coletado com dados do ponto amostrado;
- Sele o saco de amostra e mantenha em um isopor com gelo (consulte o laboratório sobre o fornecimento de embalagens para as amostras).

Nota: Todo o equipamento deve ser bem lavado com água e sabão entre as diferentes coletas realizadas no terreno. Lembre-se de usar luvas na hora da coleta.

O laboratório dirá a quantidade de solo que você precisa. Normalmente, cada amostra de solo é composta por, aproximadamente, 2 xícaras de chá de solo.

O custo do teste dependerá do número de amostras a serem analisadas (mais amostras serão mais caras), se as amostras serão analisadas para um ou muitos contaminantes (testes para múltiplos contaminantes serão mais caros). Os custos também variam de laboratório para laboratório devido ao uso de diferentes métodos analíticos.

INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

Atualmente não há regulamentos específicos de orientação voltados para solos de hortas urbanas. Os valores nas tabelas a seguir, foram estabelecidos considerando a saúde pública da população, incluindo a exposição de crianças e concentrações dos elementos químicos em condições de normalidade (valores "background": níveis que se espera encontrar no solo na ausência de uma fonte de poluição) garantindo que os jardineiros não sejam expostos a níveis inseguros de contaminantes no solo através do contato e do consumo de produtos hortícolas.

Em caso de dúvidas, peça ao laboratório para interpretar o resultado das amostras de solo de acordo com os contaminantes e os valores orientadores.

Elemento	Valores típicos de solos não contaminados	Valores não seguros para o cultivo de vegetais folhosos e raízes	Valores não seguros para a manipulação do solo
Arsênio	3-12 ppm	>50 ppm	>200 ppm
Cádmio	0,1-1,0 ppm	>10 ppm	>50 ppm
Cobre	1-50 ppm	>200 ppm	>500 ppm
Chumbo	10-70 ppm	>500 ppm	>1.000 ppm
Níquel	0,5-50 ppm	>200 ppm	>500 ppm
Selênio	0,1-3,9 ppm	>50 ppm	>200 ppm
Zinco	0,1-3,9 ppm	>200 ppm	>500 ppm

ppm = parte por milhão ou mg/kg ou µg/g

Obs: Os valores orientadores cima estão diretamente relacionados com a textura, pH e material orgânico presente no solo. Fonte: A&L Eastern Laboratories, Inc. in Richmond, Virginia, EUA.

HPA*	Valores não seguros para o cultivo de vegetais folhosos e raízes
acenafteno	> 0,05 ppm
acenaftileno	> 0,09 ppm
antraceno	> 0,58 ppm
benzo a antraceno	> 0,23 ppm
benzo a pireno	> 2,30 ppm
benzo b fluoranteno	> 0,23 ppm
benzo [ghi] fluoranteno	> 0,10 ppm
benzo (k) fluoranteno	> 0,23 ppm
criseno	> 0,09 ppm
dibenzo [a,h] antraceno	> 0,77 ppm
fluoranteno	> 0,14 ppm
fluoreno	> 0,39 ppm
indeno (1 2 3-cd) pireno	> 0,23 ppm
fenantreno	> 3,10 ppm
pireno	> 0,11 ppm

*HPA = Hidrocarboneto policíclico aromático
ppm = parte por milhão ou mg/kg ou µg/g

Fonte: Guide for soil testing in urban gardens, City of Toronto, 2013

Se o seu teste de solo indicar altos valores de concentração, os canteiros elevados oferecem a opção de se utilizar um solo comercial não contaminado. Os canteiros elevados proporcionam ainda melhor acessibilidade para a maioria dos indivíduos, dada a sua altura em relação ao chão.

Os canteiros elevados são frequentemente construídos a partir de madeira, blocos de concreto ou bombonas de polietileno cortadas ao meio. No entanto, é importante avaliar a origem e segurança de qualquer material encontrado que será utilizado, pois detritos como tijolos e madeira, podem conter substâncias tóxicas e contaminar o solo. Não utilize para a construção dormentes ferroviários ou madeiras tratadas com arseniato de cobre cromatado (CCA) devido ao alto risco de contaminação.

ATENÇÃO: A utilização de canteiros elevados em terrenos contaminados não resolve a questão da contaminação. O solo contaminado pode ser ressuspensionado por ação do vento ou mecanicamente sendo depositado nas plantas e no solo não contaminado. Uma cobertura de tecido permeável à água deverá ser instalada como camada inferior para reduzir a exposição ao solo subjacente. A altura mínima dos canteiros elevados em relação ao solo deverá ser de 40 cm.

SOLO: ONDE REALIZAR O TESTE

Local	Endereço	Telefone	E-mail	Site
IPEN - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares	Av. Prof. Lineu Prestes, 2242 - Vila Universitária, São Paulo - SP	11 3133-9000	pergunta@ipen.br	www.ipen.br
Central Analítica - Instituto de Química - UNICAMP	Bloco K - R. Monteiro Lobato, 270 - Cidade Universitária, Campinas - SP	19 3521-0219	ca@iqm.unicamp.br	www.ca.iqm.unicamp.br
IPT - Laboratório de Análises Químicas - LAQ	Av. Prof. Almeida Prado 532 Cid. Universitária - Butantã, São Paulo/SP	11 3767-4303 / 3767-4183	laq@ipt.br	www.ipt.br/centros_tecnologicos/CQuiM/laboratorios_e_sessoes/28-laboratorio_de_analises_quimicas_laq.htm
Centro de Apoio Tecnológico Cantareira (CEATEC)	Rua Marcos Arruda, 729 - Belém São Paulo - SP	11 2790-5900	ceatec@cantareira.br	www.cantareira.br/ceatec/
ESALq - Departamento de Ciência do Solo - LSO	Av. Pádua Dias, 11 - Piracicaba-SP	19 3417-2163	lso.lab@usp.br	www.solos.esalq.usp.br/servicos
Arquema análises ambientais	Rua Francisco Marengo, 1687 - Tatuapé, São Paulo - SP	11 2295-9201 / 2295-9216	comercial@arquema.laboratorio.com.br	www.arquema.laboratorio.com.br
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo	Av. Prof. Frederico Hermann Jr, 345, Prédio 1 - Térreo, Alto de Pinheiros - São Paulo - SP	11 3133-3396 / 3397 / 3269 / 3396	comercial_cetesb@sp.gov.br	www.cetesb.sp.gov.br/servicos/precos-e-servicos/
CTQ - Análises Químicas e Ambientais	Rodovia Antonio Adib Chammas - SP 122, S/N, Paranapiacaba, Santo André, - SP	11 4439-8862 / 4439-8386	sac@ctqquimica.com.br / comercial@ctqquimica.com.br	www.ctqquimica.com.br/

A IMPORTÂNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA

ACESSO À ÁGUA

As plantas podem absorver contaminantes e toxinas de suas fontes de água. O uso de água contaminada para a irrigação de culturas pode, portanto, produzir produtos inseguros para o consumo. É recomendado que somente água limpa deva ser usada nas plantações. Fontes de água cujo os valores de potabilidade sejam desconhecidos deverão ser testados anualmente de acordo com os valores estabelecidos para águas doces – classe 2, na Resolução CONAMA 357 de 17/03/05 pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>).

Novamente, avalie o histórico de uso da terra do local, em particular, quaisquer atividades industriais que possam ter poluído fontes de água subterrânea.

BENEFÍCIOS DO USO DE ÁGUA DA CHUVA

A captação e uso da água da chuva em ambientes urbanos não só economiza dinheiro para os agricultores urbanos, mas também possui um impacto ambiental positivo. A captação de águas pluviais por meio de reservatórios ajuda a reduzir o consumo de água potável, o seu escoamento superficial, auxiliando na redução de enchentes. Atente que a água da chuva só deve ser usada para fins de irrigação e/ou para limpeza de equipamentos, não sendo aconselhada para a lavagem, preparo dos alimentos cultivados ou ao consumo humano.

ÁGUA: ONDE REALIZAR O TESTE

Local	Endereço	Telefone	E-mail	Site
Prolab	Rua Angelo Maglio, nº: 65. Vila Yara Osasco - SP	11 4620-8634	ventas@prolab.com.br	www.prolabnet.com.br
LAQUA - Instituto de Geociências USP	Rua do Lago 562, Cidade Universitária São Paulo - SP	11 3091-4146	cepas@usp.br	cepas.igc.usp.br/laqua
COHESP	Rua Juréia, 412 – Saúde, São Paulo - SP	11 5579-3750	contato@cohesp.com.br	cohesp.com.br
Laboratório de Microbiologia de Alimentos do Departamento de Agro-indústria, Alimentos e Nutrição (LAN) - Esalq	Av. Pádua Dias, 11 – Piracicaba - SP	19 3429-4131 / 3429-4150	lan-esalq@usp.br	www.lan.esalq.usp.br
Instituto Adolfo Lutz	Instituto Adolfo Lutz - Av. Dr. Arnaldo, 355 São Paulo – SP	11 3068-2800 / 3068-2941	-	www.ial.sp.gov.br/ial/servicos/ensaios-produtos-e-servicos
Instituto Biológico (IB-Apta)	Av. Conselheiro Rodrigues Alves, 1252, São Paulo – SP	11 5087-1701	-	www.biologico.sp.gov.br/
IPT - Laboratório de Análises Químicas - LAQ	Av. Prof. Almeida Prado 532 Cid. Universitária - Butantã São Paulo-SP	11 3767-4303 / 3767-4183	laq@ipt.br	www.ipt.br/centros_tecnologicos/CQuiM/laboratorios_e_sessoes/28-laboratorio_de_analises_quimicas_laq.htm
Centro de Apoio Tecnológico Cantareira (CEATEC)	Rua Marcos Arruda, 729 - Belém São Paulo - SP	11 2790-5900	ceatec@cantareira.br	www.cantareira.br/ceatec/
Precision Laboratories Ltda	Rua Botucatu, 393 - Vila Clementino, São Paulo - SP	11 5579-3381	contato@precisionlabs.com.br	www.precisionlabs.com.br/

Local	Endereço	Telefone	E-mail	Site
Arquema - análises ambientais	Rua Francisco Marengo, 1687 – Tatuapé, São Paulo – SP	11 2295-9201 / 2295-9216	comercial@arquema.laboratorio.com.br	www.arquema.laboratorio.com.br
CETESB	Av. Prof. Frederico Hermann Jr, 345, Prédio 1 – Térreo, Alto de Pinheiros – São Paulo – SP	11 3133-3396 / 3397 / 3269 / 3396	comercial_cetesb@sp.gov.br	www.cetesb.sp.gov.br/servicos/precos-e-servicos/
SENAI - Mario Amato - Laboratório de Meio Ambiente	Av. José Odorizzi, 1.555 - Assunção São Bernardo do Campo – SP	11 4344-5000	satquimica116@sp.senai.br / mambiente@sp.senai.br	meioambiente.sp.senai.br/2775/meio-ambiente
CTQ - Análises Químicas e Ambientais	Rodovia Antonio Adib Chammas - SP 122, S/N, Paranaíacaba, Santo André – SP	11 4439-8862 / 4439-8386	sac@ctquimica.com.br / comercial@ctquimica.com.br	www.ctquimica.com.br/

COMO MINIMIZAR OS EFEITOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA?

A poluição do ar é um problema que afeta não somente saúde da população urbana, mas também a produção de determinados alimentos. Vegetais folhosos que apresentam superfície rugosa tendem a acumular poluentes que podem ser absorvidos pela planta. A proximidade de rodovias e avenidas com grande circulação de veículos automotivos e constantes congestionamentos contribui para que a produção de uma mistura de poeiras compostas por desgaste de pneus, asfalto e peças automotivas cheguem até a horta. As partículas em suspensão no ar vão sedimentar e contribuir também para a contaminação do solo. A proximidade à postos de combustíveis deverá ser maior que 100 metros, devido ao risco de contaminação por compostos orgânicos voláteis. Nesses casos, os agricultores devem considerar métodos alternativos, como a produção em estufas ou o uso de barreiras verticais.

Estudos científicos* têm demonstrado que barreiras verticais minimizam a deposição das partículas atmosféricas nas plantas.

**O artigo de pesquisa com base neste estudo está disponível on-line:
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.036>.*

- 1** Árvores frutíferas e arbustos altos devem ser plantados nas extremidades do terreno. Eles funcionarão como barreiras verticais diminuindo a deposição de partículas poluentes nas plantações. Amoreiras, bananeiras, goiabeiras, pitangueiras e romãzeiras são boas opções.
- 2** Arbustos menores devem ser cultivados nas áreas adjacentes do terreno. Feijão Guandu, Orelha-de-padre, vagens, mandioca, acerola, berinjela e pimentões são boas escolhas para essa região da horta.
- 3** Escolha as áreas mais internas do terreno para o cultivo de vegetais folhosos. Os canteiros de vegetais como espinafre, alface, couve devem ser cultivados no centro da horta pois são mais suscetíveis a absorção de poluentes atmosféricos.

DICAS PARA LIDAR COM O PROBLEMA DA CONTAMINAÇÃO

Uma vez que a segurança do solo foi determinada e decidido prosseguir com o cultivo de alimentos, algumas precauções simples podem ser tomadas para minimizar a exposição a contaminantes e toxicidade aos vegetais:

- Mantenha as culturas longe de fundações de construções e estruturas pintadas;
- Remova contaminantes óbvios, como sucata e materiais de construção;
- Utilize uma manta ou cobertura de vegetais secos ("mulch") sobre o solo para minimizar a exposição de poeiras contaminadas. O mulch ajudará a manter os níveis de matéria orgânica no solo;
- Utilize obstáculos verticais no entorno do terreno como medida para reduzir a deposição de material particulado nas culturas;
- Devido às concentrações de metais serem mais altas em raízes e folhas, evite plantar e comer vegetais ou raízes em solos com níveis de poluentes acima dos valores recomendados;
- A adição de cal ou calcário em pó no solo para manter o pH próximo ao neutro, ou mesmo um pouco alcalino, ajuda a garantir uma drenagem adequada reduzindo a mobilidade e a disponibilidade de chumbo e outros metais;
- Não utilize plantas cultivadas em solo contaminado no processo de compostagem;
- Procure manusear o solo quando ele estiver úmido;
- Utilize luvas para jardinagem;
- Sempre lave as mãos após manipular o solo;
- Lave cuidadosamente todos os vegetais com água potável;
- Descasque as raízes e remova as folhas externas dos vegetais.
- Remova os calçados e roupas de jardinagem antes de entrar na casa e lave roupas de jardinagem separadamente de outras roupas.

REFERÊNCIAS

Amato-Lourenco, L.F., Lobo, D.J.A., Guimarães, E.T., Moreira, T.C.L., Carvalho-Oliveira, R., Saiki, M., Saldiva, P.H.N., Mauad, T., 2016a. Biomonitoring of genotoxic effects and elemental accumulation derived from air pollution in community urban gardens. *Sci Total Environ.* doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.221

Amato-Lourenco, L.F., Moreira, T.C.L., de Oliveira Souza, V.C., Barbosa, F., Saiki, M., Saldiva, P.H.N., Mauad, T., 2016b. The influence of atmospheric particles on the elemental content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil. *Environ Pollut* 216, 125–134. doi:10.1016/j.envpol.2016.05.036

Koski, H., 2013. Guide to Urban Farming in New York State. Cornell Small Farms Program; Cornell University. URL <https://blogs.cornell.edu/smallfarms/files/2012/03/GuidetoUrbanFarminginNYS-1s2f0rm.pdf> (acesso 14.09.17).

SOS Abelhas sem Ferrão - SOS Abelhas sem Ferrão [WWW Documento], n.d. URL <http://sosabelhassemferrao.com.br/site/> (acesso 9.12.17).

The Johns Hopkins Center for a Livable Future, 2014. Soil Safety Resource Guide for Urban Food Growers. URL https://www.jhsph.edu/research/centers-and-institutes/johns-hopkins-center-for-a-livable-future/_pdf/projects/urban-soil-safety/CLF%20Soil%20Safety%20Guide.pdf (acesso 14.09.17).

Toronto Public Health, City of Toronto, 2013. From the ground up: guide for soil testing in urban gardens. URL https://www1.toronto.ca/City%20Of%20Toronto/Toronto%20Public%20Health/Healthy%20Public%20Policy/Environmental%20Pollutants/Files/PDF/guide_for_soil_testing_2013.pdf

Este trabalho foi licenciado com a Licença Creative Commons
Licença Seleccionada Atribuição-Não Comercial-Compartilha
Igual 4.0 Internacional

Você pode:

- Compartilhar (copiar, distribuir e transmitir a obra);
- Remixar (criar obras derivadas a partir dos textos desta publicação).

Sob as seguintes condições:

- Atribuição: você deve dar crédito ao autor original, da forma especificada no crédito do texto;
- Uso não comercial: você não pode usar esta obra para fins comerciais;
- Compartilhamento pela mesma licença: se você alterar, transformar ou criar outra obra com base nesta, você somente poderá distribuir a obra resultante sob uma licença idêntica a esta.

Esta licença não vale para as ilustrações, que permanecem em copyright.

ANOTAÇÕES

[illegible]

ANOTAÇÕES

[illegible]

ANOTAÇÕES

[illegible]

ANOTAÇÕES

[illegible]