ISSN: 1984-8781 - Anais XVIII ENANPUR 2019. Código verificador: **IRCyKOpUMi5Z** verificar autenticidade em: http://anpur.org.br/xviiienanpur/anais

# POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E O DESENHO AMBIENTAL DA CIDADE: CONTRIBUIÇÃO DE UM ESTUDO EM FLORESTAS URBANAS PARA O PLANEJAMENTO ECOLÓGICO DE SÃO PAULO, SP

**Autores:**
Mauro Ramon - PPG/CIS - Uninove - ramon.mauro@gmail.com
Maurício Lamano Ferreira - PPG/CIS - Uninove - mauriciolamano@uni9.pro.br

**Resumo:**

O plano diretor estratégico do município de São Paulo necessita de informações ecológicas para a sua elaboração e execução, no entanto, pouco esforço tem sido feito para aliar estudos ecológicos com o planejamento urbano. Este trabalho testou a hipótese de que poluentes atmosféricos na serapilheira estariam associado ao grau de influência das emissões veiculares e industriais nas áreas circundantes a parques urbanos, sendo esta uma importante informação para urbanistas e stakeholders. Os resultados indicaram decréscimo nas concentrações dos metais em relação ao eixo centro-periferia da cidade. Os dados indicaram o potencial de filtro biológico da vegetação dos parques. Com relação ao chumbo, observou-se que houve uma variação no meio de uma das áreas, indicando que pode haver contribuição do transporte aéreo na contaminação local. Em geral, conclui-se que quanto mais afastado do centro, menores são as concentrações dos metais presentes na serapilheira. Estes resultados destacam a importância de se ampliar os espaços verdes da cidade, na perspectiva de criar um local de atenuação da contaminação atmosférica emitida pela frota automotiva.

# POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E O DESENHO AMBIENTAL DA CIDADE: CONTRIBUIÇÃO DE UM ESTUDO EM FLORESTAS URBANAS PARA O PLANEJAMENTO ECOLÓGICO DE SÃO PAULO, SP

## ST-07. A QUESTÃO AMBIENTAL

## RESUMO

O plano diretor estratégico do município de São Paulo necessita de informações ecológicas para a sua elaboração e execução, no entanto, pouco esforço tem sido feito para aliar estudos ecológicos com o planejamento urbano. Este trabalho testou a hipótese de que poluentes atmosféricos na serapilheira estariam associado ao grau de influência das emissões veiculares e industriais nas áreas circundantes a parques urbanos, sendo esta uma importante informação para urbanistas e *stakeholders*. Os resultados indicaram decréscimo nas concentrações dos metais em relação ao eixo centro-periferia da cidade. Os dados indicaram o potencial de filtro biológico da vegetação dos parques. Com relação ao chumbo, observou-se que houve uma variação no meio de uma das áreas, indicando que pode haver contribuição do transporte aéreo na contaminação local. Em geral, conclui-se que quanto mais afastado do centro, menores são as concentrações dos metais presentes na serapilheira. Estes resultados destacam a importância de se ampliar os espaços verdes da cidade, na perspectiva de criar um local de atenuação da contaminação atmosférica emitida pela frota automotiva.

**Palavras chave:** Efeitos antrópicos, planejamento ambiental da cidade, ecologia urbana.

# INTRODUÇÃO

Os solos urbanos são importantes reservatórios de organismos vivos e complexo compartimento de processos biogeoquímicos. Além de sua ampla função na manutenção da biota terrestre, os solos interferem diretamente em processos naturais que envolvam tanto a atmosfera quanto a biosfera (van Groenigen *et al.*, 2017).

Por se tratar de áreas altamente influenciadas por atividades humanas, as florestas urbanas apresentam relação muito próxima com os processos decorrentes da atmosfera, dentre os quais se destaca a deposição de contaminantes aéreos. Diversas fontes poluidoras ganham destaque nas médias e grandes cidades, porém as principais são as indústrias e a frota automotiva. Esta última é responsável por uma série de compostos químicos emitidos diariamente na troposfera, destacando-se os óxidos de nitrogênio (NOx), o dióxido de carbono ($CO_2$) e grandes volumes de material particulado (MP), nos quais podem estar presentes elementos-traços, com potencial de toxicidade, como os metais pesados, os são caracterizados pelos metais cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn) e o metaloide arsênio (As). Particularmente aos humanos, a inalação de metais pesados está fortemente associada a doenças respiratórias e cardiovasculares, hepáticas e pediátricas de uma forma geral (Nowak, Hirabayashi, Doyle, McGovern & Pasher, 2018; Oliveira, Silveira, Magalhães & Firme, 2005; Dominici *et al.*, 2006; Bortey-sam *et al.,* 2018; Lin *et al.*, 2017; Zeng Xu, Boezen, & Huo, 2016).

Além disso, o estudo sobre a contaminação gerada por metais pesados apresenta particular interesse à compreensão do ecossistema, já que uma vez incorporados (adsorvidos) no material particulado, ou ainda como efluentes gasosos, podem ser transportadas pelo ar apresentando longo alcance em escala regional. O transporte de espécies metálicas carregadas (cátions) pode favorecer seu depósito e acúmulo em solos florestais, contribuindo com alterações nos processos ecossistêmicos. Alguns trabalhos têm reportado forte relação entre as fontes poluidoras e níveis elevados de metais pesados na deposição atmosférica, sendo que em florestas urbanas brasileiras, os estudos como o apresentado neste trabalho ainda são poucos para a quantidade de florestas urbanas, representando a necessidade na identificação e análise de dados que tragam maiores informações para verificação dos efeitos antrópicos (Huang, 2008; Fujiwara *et al.*, 2011; Dadea, Russo, Tagliavini, Mimmo, & Zerbe, 2017; Ferreira *et al.*, 2017; Han *et al.*, 2018; Oliveira, Silveira, Magalhães & Firme, 2005).

Alguns estudos de biomonitoramento da qualidade do ar realizados em escala temporal têm mostrado o inverno como a estação crítica para os elevados níveis de poluentes atmosféricos, seja pelos baixos índices de precipitação ou pela baixa dispersão dos contaminantes, sugerindo assim que esta seja uma estação fundamental em pesquisas que envolvam contaminantes aéreos (Chow, Watson, Edgerton, & Vega, 2002; Ferreira *et al.*, 2017; Yongyong, Ying, Ming, & Li'an, *et al*., 2018).

Existem vários programas de biomonitoramento em desenvolvimento em diversos países, os quais indicam diferentes monitores biológicos que podem ser utilizados como bioindicador de poluição atmosférica, auxiliando a obtenção de dados sobre a qualidade do ar e, portanto, servindo de ferramenta para estratégias de planejamento urbano. Não existe um consenso sobre o melhor monitor biológico, o conhecimento do pesquisador sobre a espécie disponível, seus comportamentos diante das características da área a ser investigada,

entre outras variáveis, devem ser considerados em estudos dessa natureza. Diversos órgãos de plantas e animais têm sido propostos para indicar os níveis de metais pesados no ambiente, dentre os quais se destacam as folhas das árvores, as cascas de tronco de árvores e o talo de musgos (Klumpp *et al.*, 2002; Manes *et al.*, 2016; Norouzi, Khademi, Cano, & Acosta, 2015; Gomez-Arroyo *et al.*, 2017; Janta *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2017; Martin, Gutiérrez, Torrijos, & Nanos, 2018; Giampaoli *et al*., 2015; Cardoso-Gustavson *et al.*, 2016).

Embora vital para a ciclagem de nutrientes, e consequentemente, para a manutenção de sistemas florestais, o efeito de metais pesados na serapilheira tem sido pouco explorado na literatura, principalmente no âmbito de florestas urbanas. Esta abordagem ganha ênfase ao se considerar que a atividade microbiana decompositora da matéria orgânica e a distribuição de abundância de microrganismos decompositores pode ser influenciada com o enriquecimento do metal em sua estrutura (Jonczak & Parzych; 2014; Ferreira *et al.*, 2017; Stankovic, S., Kalaba, P., Stankovic, A.R, 2014; Wall & Six, 2015; Manu, Băncilă, Iordache, Bodescu & Onete, 2016).

Esta alteração de processos ecossistêmicos citada é particularmente importante ao se considerar os diversos benefícios que as áreas verdes urbanas promovem para a população cotidiana. Dentre os diversos serviços ambientais, as florestas urbanas auxiliam na diminuição dos efeitos de ilhas de calor, no sequestro e ciclagem de carbono, regulação do ciclo da água, manutenção da biodiversidade e promoção de espaços de lazer. O intenso adensamento da vegetação em bordas de parques urbanos pode propiciar a melhor qualidade do ar na área interna, servindo assim como filtro biológico. Esta forma de atenuação de contaminantes atmosféricos pode ser entendida como uma Solução Baseada na Natureza (SbN) devido à prestação de um serviço ecossistêmico, ou seja, uma maneira de promover o bem-estar da população nas proximidades de áreas verdes (Londe, 2014; Ruschel, 2016; Elmqvist *et al.*, 2015; Rodrigues, Pasqualetto & Garção, 2017; Manes *et al*., 2016; MEA, 2005).

Fundamentando-se na importância de bioindicadores de poluição para avaliar a qualidade do ar e no papel das florestas urbanas como filtros biológicos de poluentes atmosféricos, o estudo apresenta as seguintes abordagens nas questões de pesquisa:

i) Como a presença de atividades antrópicas no entorno dos parques pode afetar o enriquecimento de As, Cd, Cu e Pb nas amostras de serapilheira?

ii) Como a variação entre as concentrações de As, Cd, Cu e Pb poderá ser evidenciada entre os parques e dentro dos parques, bem como poderá indicar que o tipo de atividade antrópica predominante na área do parque é a principal responsável pelo o acúmulo de metais na serapilheira.

Os resultados deste trabalho auxiliarão no entendimento do papel da serapilheira como biomonitor de metais pesados emitidos principalmente pela frota automotiva nos centros urbanos, na verificação do efeito de borda em florestas urbanas e também ajudará na proposição de planos de manejo de parques urbanos, principalmente nos limites geográficos destas áreas de proteção, bem como verificar as diferenças de

concentrações encontradas entre as áreas de cada parque e entre parques, reforçando a influência dos efeitos da antropização.

# REFERENCIAL TEÓRICO

Em São Paulo, conforme a lei da Mata Atlântica 11428 de 2006, foi instituído o Plano Municipal de Conservação da Mata Atlântica (PMMA), aderiu a esse instrumento legal que indica e propícia planos de ação aos municípios para a conservação e recuperação da mata atlântica. A elaboração do PMMA do município de São Paulo foi desenvolvido por técnicos da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA) com parcerias de outras Secretarias, como a Secretaria Municipal de Urbanismo e Licenciamento (SMUL), Secretaria Municipal das Subprefeituras (SMSUB) e Secretaria Municipal de Segurança Urbana (SMSU), Fundação SOS Mata Atlântica e integrantes da Comissão Especial do Conselho Municipal do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (CADES) pela Resolução n° 180/CADES/16), com profissionais de diversas áreas do conhecimento (São Paulo, 2017; 2018).

O município de São Paulo é uma das maiores cidades do mundo e abriga uma vasta área de floresta tropical, com ambientes naturais e construídos cujos fluxos de gases de efeito estufa são amplamente afetados. Há emissões de poluentes veiculares, bem como uma grande absorção de carbono da floresta, entre demais trocas gasosas. Estudos realizados pela existência do PMMA deverão auxiliar na estimativa das emissões e remoções de carbono a partir da aplicação deste Plano, como também das medidas de adaptação aos impactos de mudanças climáticas, bem como na redução de efeitos negativos para a Mata Atlântica (São Paulo, 2017).

Em seus objetivos, o plano busca apontar áreas prioritárias para a recuperação e conservação da Mata Atlântica, baseando-se no mapeamento de remanescentes que existem na cidade de São Paulo. É importantíssimo este levantamento para compor planos e programas do município, como o Plano Diretor Estratégico (PDE). Basicamente, este PDE estabelece diretrizes para o ordenamento territorial da cidade, com base em outros instrumentos de planejamento previstos nos Planos Diretores de 2016 e 1992 (São Paulo, 2017).

O atual PDE divide o município em duas Macrozonas: a de Estruturação e Qualificação Urbana (em área urbana) e a de Proteção e Recuperação Ambiental (parte em área urbana e parte em zona rural). Esta última é ambientalmente mais frágil em razão de suas características geológicas e geotécnicas, como a presença de mananciais hídricos e à biodiversidade, são maiores e mais íntegros remanescentes da Mata Atlântica. Seus usos,

portanto, são mais restritivos devido a tais características a serem preservadas ou conservadas da Mata Atlântica (São Paulo, 2017; 2018).

Os parques deste estudo estão localizados desta forma no município: Parque Alfredo Volpi e Trianon na Macrozona de Estruturação e Qualificação urbana e o do Carmo e o PEFI na Macrozona de Proteção e Recuperação Ambiental. Além dos macrozoneamentos, têm-se regiões com restrições de uso, cada uma com um objetivo de uso com características de proteção. Para áreas ambientais seguem três tipos de zoneamento: Zona Especial de Preservação (ZEP), Zona Especial de Proteção Ambiental (ZEPAM) e Zona de Preservação e Desenvolvimento Sustentável (ZPDS). Nas áreas de estudo tem-se os zoneamentos ZEP para o PEFI e ZEPAM para o Alfredo Volpi, Carmo e Trianon. A elaboração do PMMA é importante para a governança ambiental da cidade, pois avalia como a urbanização, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos contribuem para o planejamento e ações indispensáveis para a preservação dos recursos naturais, premissa de uma cidade inteligente e sustentável (São Paulo, 2017; 2018).

# MATERIAL E MÉTODOS

**Área de estudo**

As florestas urbanas, focos deste estudo, variam espacialmente no município, sendo que uma das áreas está localizada na região central e as outras três em regiões periféricas distintas da cidade, ao longo do gradiente de urbanização.

Entre os parques escolhidos para responder à pergunta do trabalho três deles são de responsabilidade da Prefeitura do Município de São Paulo (PMSP) e um sob responsabilidade do Governo do Estado de São Paulo. As autorizações para as pesquisas nos parques municipais deram-se por intermédio da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente (SVMA) e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) obteve-se a autorização para as pesquisas no Jardim Botânico de São Paulo.

De acordo com dados do clima, referentes ao ano de 2017, houve um total de precipitação pluviométrica de 1372,5 mm. O mês que apresentou a maior precipitação foi janeiro com 219,8 mm e o mês com menor precipitação foi agosto com 39,1 mm. Destacam-se os meses mais secos entre abril e setembro e os mais chuvosos entre janeiro e março. Os dados foram informados pelo Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo referentes à sua única Estação Meteorológica situada à Avenida Miguel Estefno, 4200, no perímetro do PEFI (Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, 2018).

Na Figura 1 tem-se a região metropolitana de São Paulo e em destaque os quatro parques alvos deste estudo.

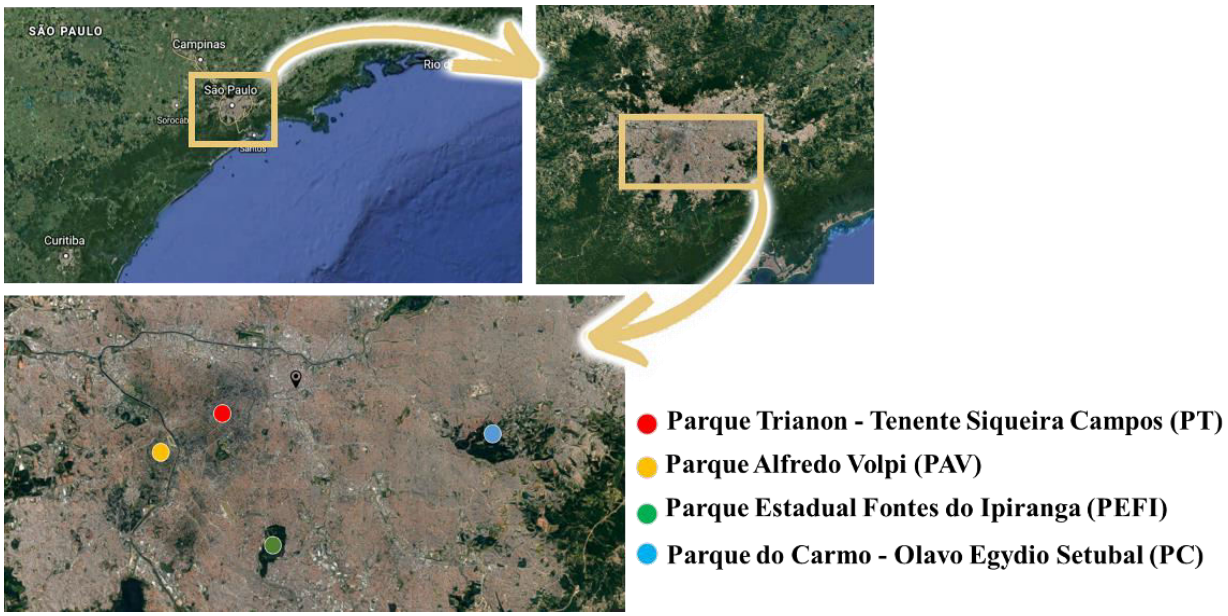


**Figura 1 – Em sentido horário a partir da imagem superior esquerda, localiza-se a cidade de São Paulo, na figura a seguir a área de estudo e na última figura abaixo indicam-se os parques de estudo na cidade de São Paulo.**
**Fonte:** Google Earth e São Paulo (2018).

*Parque Municipal Trianon - Tenente Siqueira Campos*

O Parque Municipal Trianon - Tenente Siqueira Campos está localizado na área centro-oeste, situado no espigão da Avenida Paulista, com leve declive na vertente sul da encosta. O parque possui área de 48.600 m$^2$. Foi incorporado ao patrimônio da cidade em 1924. O parque ocupa dois quarteirões e é dividido pela Alameda Santos, executada em trincheira, e não interfere no visual do parque devido à situação topográfica e à densidade da vegetação. Vegetação composta por remanescentes da Mata Atlântica com grande quantidade de espécies representativas das antigas matas do planalto da cidade. Possui o registro de 135 espécies arbóreas e entre as espécies de fauna estão aracnídeos e rãzinha-piadeira, anfíbio anuro endêmico da Mata Atlântica, os demais são seres alados, sendo duas de borboletas, sete de morcegos e 28 de aves. Em arquivos pesquisados, o parque é datado de 1892 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 1988).

O parque possui relevo de encosta, bosque e caminhos. Diferente dos demais parques de estudo, este não possui lago nem corpos d'água, conforme o Mapa Digital da Cidade. É formado por Mata Ombrófila Densa conforme o PMMA. O parque apresenta planialtimetria entre 805 metros na cota mais baixa e 815 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Avenida Paulista, Alameda Santos e Alameda Jaú, tendo grande concentração de helipontos em seu entorno, de acordo com dados do Departamento de Controle do Espaço Aéreo (DCEA, 2018).

Neste parque, a área de coleta se inicia na etapa A do gradiente que fica próximo à entrada principal (Avenida Paulista), próximo do gradil do parque. A etapa B na parte interna e a etapa C no núcleo da segunda parte do parque, que é cortado pela Alameda Santos, conforme Figura 2.2 que, no destaque, apresenta a imagem da entrada pela Avenida Paulista.

*Parque Municipal Alfredo Volpi*

Neste parque, a área de coleta se localiza à direita de quem acessa a entrada principal (Avenida Engenheiro Oscar Americano, 480) cruzando o estacionamento e subindo a trilha que se inicia paralela à avenida da entrada.

O parque Alfredo Volpi é composto de Mata Ombrófila Densa em toda sua extensão, conforme o Plano Municipal da Mata Atlântica (PMMA). Tem em sua configuração relevos acentuados, bosque, lago, riacho, rede de caminhos e recantos sinuosos. Foi implantado em 1966 em área de nascentes, com águas contidas em pequenos reservatórios, com área total 142.432 $m^2$. O parque apresenta planialtimetria entre 730 metros na cota mais baixa e 785 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Rua Engenheiro Oscar Americano e a Avenida Morumbi, tendo helipontos em seu entorno e sendo próximo do cone de aproximação e decolagem do aeroporto de São Paulo/Congonhas, de acordo com DCEA (2018).

Na Figura 2 a localização das três etapas deste gradiente onde foram realizadas as coletas, sendo etapa A mais próxima do gradil do parque na avenida, etapa B na parte interna e a etapa C no núcleo da área verde e, conforme em destaque a imagem da entrada do parque.

*Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)*

O PEFI também é conhecido por Parque do Estado. Neste estudo é considerada apenas a área do Jardim Botânico do PEFI. Possui relevo ondulado, lagos, riacho, bosque, gramados, caminhos, espaços temáticos e construções históricas. É nele que nasce o riacho que forma o rio Ipiranga, que passa pelo

Jardim da Independência. É formado de Bosques Heterogêneo e Mata Ombrófila Densa, conforme o PMMA. O parque apresenta planialtimetria entre 760 metros na cota mais baixa e 825 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (ALESP, 2011; Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Avenida Miguel Estefno, a Avenida do Cursino e a Rodovia dos Imigrantes, não possui helipontos em seu entorno, mas está inserido no cone de aproximação e decolagem do aeroporto de São Paulo/Congonhas, de acordo com DCEA (2018).

No Jardim Botânico as coletas foram localizadas em gradientes conforme mostra a Figura 2.2, onde a etapa A do gradiente do parque está na borda, a 5 metros da Alameda Von Martius, via interna que segue em sentido paralelo à Avenida Miguel Estefno após área descampada com lagos. Em seguida, a etapa B que está na parte interna a 40 metros da etapa A e a etapa C se localiza no fundo do parque, pois a mata é interrompida pelos prédios que compõem o Instituto de Botânica (área construída) e deseja-se obter nesta última etapa dados de uma área mais distante da borda do parque.

*Parque Municipal do Carmo - Olavo Egydio Setúbal*

O parque do Carmo é composto por bosques heterogêneos e mata ombrófila densa, conforme o PMMA. Possui características semelhantes ao parque Alfredo Volpi, com relevo ondulado, gramados, lagos, riacho, rede de caminhos e recantos sinuosos, possuindo matas com espécies de características singulares, como a grande presença de espécie de eucalipto. É parte do loteamento da Fazenda do Carmo em que 1.500.359 $m^2$ foram destinados para área verde e, em 1976, foram transformados em parque. Conta também com 1500 cerejeiras, um referencial deste parque em relação aos outros do município. O parque apresenta planialtimetria entre 775 metros na cota mais baixa e 855 metros na cota mais alta em relação ao nível do mar, conforme representa a Figura 2.2 (Macedo & Sakata, 2002; São Paulo, 2018).

No seu entorno possui vias com alto volume de tráfego, como a Avenida Afonso de Sampaio e Sousa, a Avenida Aricanduva e a Avenida Jacu Pêssego, não possui helipontos em seu entorno, nem está inserido em cones de aproximação e decolagem dos aeroportos da cidade de São Paulo, conforme DCEA (2018).

Neste parque, a área de coleta se localiza à direita de quem acessa a entrada principal (Avenida Afonso de Sampaio e Souza, 951) seguindo a trilha que se inicia paralela à avenida da entrada. Na a localização das três etapas deste gradiente onde foram realizadas as coletas, sendo etapa A mais próxima do gradil do parque na avenida, etapa B na parte interna e a etapa C no núcleo da área verde, conforme Figura 2.

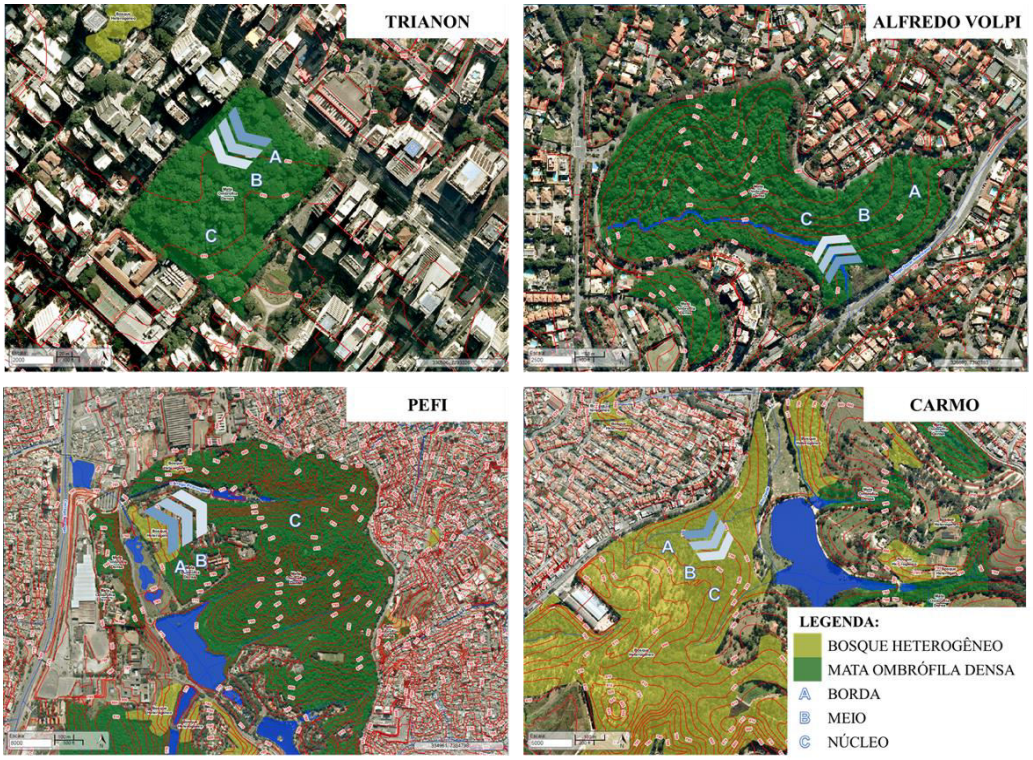


**Figura 2 – Relevo, hidrografia, tipo de vegetação e áreas de coletas nos parques**
**Fonte:** Adaptado de Google Maps, São Paulo (2018).

Os quatro parques são considerados patrimônios ambientais pelo Decreto do Estado de São Paulo 30.443 de 1989, artigo 2°, imunes de corte, em razão de sua localização e por serem considerados integrantes da vegetação significativa do Município de São Paulo (São Paulo, 1988; ALESP, 1989).

**Coleta de serapilheira**

Em cada parque foram coletadas 21 amostras de serapilheira, em um mês da estação seca (Julho de 2017), seguindo um gradiente sentido borda-núcleo da floresta urbana, sendo coletadas sete amostras para cada local do fragmento. O espaço definido como borda é o trecho de vai até 30 metros do limite da floresta (margem com a calçada) para dentro da área verde; interior/meio é considerado o trecho do final dos 30 metros da borda até os 100 do limite da floresta; e núcleo é todo o trecho que se encontra em 100 ou mais metros do limite da floresta urbana, levando-se em conta para esta definição estudos prévios em florestas na região Amazônica e considerações acerca de bibliografias existentes (Laurance, Ferreira, Rankin-de Merona & Laurance., 1998; Castro, 2008).

Para destacar a influência e facilitar sua visualização no conjunto de dados de serapilheira, as figuras apresentarão resultados para as amostras coletadas até 30 m (onde espera-se observar o efeito de borda mais

marcante) para o interior do parque; área intermediária (a partir dos 30 m, distância na qual o efeito de borda pode não ser tão significativo) e núcleo, que inclui as distância que ultrapassam os 30 m adentro do parque, uma vez que nas florestas estudadas, a definição de 100 m para delimitar o núcleo, não seria possível em todos os parques. É oportuno deixar claro, que existem efetivamente duas zonas bem definidas, para a coleta das amostras: a borda e o núcleo do parque, as quais devem apresentar, em termos da parâmetros físico-químicos (como umidade, luminosidade, temperatura, concentração de carbono, entre outros) características bem distintas entre si, o que provavelmente terá influência nos resultados obtidos para as análises químicas (Laurance, Ferreira, Rankin-de Merona & Laurance., 1998).

Para a coleta do material foi utilizado um molde vazado (25 cm x 25 cm), o qual foi jogado aleatoriamente no solo da floresta, seguindo o método já descrito em Ferreira *et al.* (2017). No local em que o gabarito caiu foi cortada, com a ajuda de uma faca, a serapilheira rente ao gabarito, com a finalidade de retirar exatamente o material de dentro daquele molde, conforme Figura 3A. A retirada da serapilheira deu-se até a camada do solo, preservando-o, conforme Figura 3B. Caso o gabarito contornasse alguma vegetação viva esta foi ignorada na retirada, preservando-a, pois a finalidade foi a coleta do material depositado.

A metodologia de coleta e análise em serapilheira segue como as utilizadas nos trabalhos de Li *et al*. (2001), Amazonas (2010), Martins (2010), Boccuzzi (2017) e Ferreira *et al.* (2017).

**Figura 3 – Processo de coleta de amostras de serapilheira. A - Corte da serapilheira na margem da moldura e B - Serapilheira retirada com solo preservado.** Fonte: **Acervo do autor (2017).**

Após a coleta, a serapilheira foi acondicionada em sacos de papel tipo de pão, devidamente identificados e enviados para laboratório para preparação, ensaios e análise.

**Análise do material coletado**

As amostras de serapilheira foram colocadas em uma estufa de ventilação forçada por uma semana para a secagem à temperatura não superior de 40°C. Depois de secas, as amostras foram organizadas pela numeração

da coleta, a fim de manter a rastreabilidade dos dados. Em seguida, o material foi moído em moinho de facas e peneirada e malha de 0,25 mm

Cada "pool" de amostra, contendo cerca de 20 gramas, com o material sólido homogêneo, foi devidamente identificado e encaminhado para as determinações dos metais pesados (As, Cd, Cu e Pb) no Centro do Reator de Pesquisa do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (CRPq-IPEN), em São Paulo - SP. O tratamento químico aplicado para a dissolução das amostras foi adaptado de Ferreira *et al* (2017).

Sucintamente, o método utiliza 0,3 gramas de amostra. A esta massa, adicionam-se 4 mL de ácido nítrico e 1 mL de ácido fluorídrico para facilitar a dissolução de tecidos fibrosos, ricos em silício e que formam coloides, aprisionando os metais. Para a quebra efetiva desses coloides, a digestão da amostra exige tratamento térmico enérgico; neste caso, a abertura das amostras foi realizada em equipamento micro-ondas Mars6-CEM, com alta pressão e temperatura. As soluções resultantes do processo eram límpidas e homogêneas, permitindo que fossem realizadas as medições das concentrações de As, Cd, Cu e Pb no Espectrômetro de Absorção Atômica, *AAnalyst 800* da *Perkin-Elmer* (Figura 2.5B).

**Análise estatística**

Para testar a variação das concentrações de metais pesados dentro de cada floresta e ao longo das áreas de estudo foi realizada ANOVA (*two way*), seguida pelo teste de Tukey, considerando alfa<5%. Em seguida, a fim de avaliar se o a área dentro da floresta (borda, interior e núcleo) delimitada para a coleta da serapilheira poderia ser preponderante à ordenação dos dados, mais do que a localização da floresta urbana na cidade, realizou-se uma análise de ordenação multidimensional não métrica (NMDS), tendo como variáveis independentes as áreas delimitadas no interior do parque (borda, interior e núcleo) e a localização das florestas na cidade de São Paulo. Como variáveis dependentes, foram consideradas as concentrações médias de As, Cd, Cu e Pb. Para a análise utilizou-se o índice de distância de Bray-Curtis, uma proporção de similaridade ou dissimilaridade (distância) na abundância das espécies químicas. Considerou-se stress satisfatório abaixo de 0,20. A inferência desta ordenação foi alcançada por Análise de Similaridade (ANOSIM).

# RESULTADOS E DISCUSSÃO

O conjunto de dados obtidos experimentalmente na análise de As, Cd, Cu e Pb apresentou comportamentos distintos entre os elementos, com as mais altas concentrações sendo observadas para o Cu e as

menores para Cd. Nos quatro parques estudados, de maneira geral, observou-se tendência de as maiores concentrações dos elementos serem obtidas nas amostras coletadas nas bordas das florestas estudadas. Também, para Cd e Cu, foi possível verificar que a influência antrópica no entorno de cada parque, principalmente devido ao tráfego veicular, é um parâmetro preponderante para o enriquecimento dos metais na serapilheira. Os resultados referentes ao intervalo de concentração obtido para As, Cd, Cu e Pb, nas áreas de estudo, a média e mediana do conjunto de dados são indicados na Tabela 1.

**Tabela 1 - Concentrações de metais pesados (intervalo, média e mediana) obtidas para as amostras de serapilheira, em mg kg$^{-1}$, paras as diferentes florestas urbanas.**

| Floresta Urbana | | *Cd (mg kg$^{-1}$)* | *Cu (mg kg$^{-1}$)* | *As (mg kg$^{-1}$)* | *Pb (mg kg$^{-1}$)* |
|---|---|---|---|---|---|
| | *Intervalo* | 0,2 – 1,2 | 41 – 91 | 2 – 420 | 7 – 54 |
| **PT** | *Média* | 0,7 | 60 | 46 | 28 |
| | *Mediana* | 0,8 | 61 | 6 | 25 |
| | *Intervalo* | 0,3 – 1,6 | 28 – 57 | 2 – 517 | 3 – 41 |
| **PAV** | *Média* | 1,0 | 41 | 53 | 20 |
| | *Mediana* | 0,9 | 41 | 4 | 19 |
| | *Intervalo* | 0,1 – 1,8 | 23 – 58 | 1 – 266 | 5 – 47 |
| **PEFI** | *Média* | 0,9 | 36 | 39 | 22 |
| | *Mediana* | 0,8 | 34 | 3 | 22 |
| | *Intervalo* | 0,2 – 0,9 | 22 – 45 | 0,1 – 62 | 3 – 10 |
| **PC** | *Média* | 0,6 | 32 | 7 | 7 |
| | *Mediana* | 0,5 | 30 | 1 | 7 |

Embora os teores na serapilheira apontem a sutil variabilidade do enriquecimento, para Cd, Cu e Pb; essa variação se deve à localização do ponto de coleta, que obedeceu, na maioria das amostras, o protocolo borda, meio e núcleo. Assim; as concentrações menores deveriam estar associadas a maior distância de coleta, em relação à presença de avenidas com tráfego intenso. A constância observada para média e mediana de Cd, Cu e Pb, nas quatro florestas, também reforça que a principal fonte desses metais para a atmosfera é a emissão veicular. O comportamento discrepante do As será tratado ao longo da discussão, bem como o comportamento discrepante do Pb no PEFI (Ribeiro *et al*., 2012a; Ribeiro *et al*, 2012b; Figueiredo e Ribeiro, 2015).

A resolução 420 de 2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), entre suas disposições, estabelece critérios para a definição de valores orientadores para a prevenção da contaminação dos solos em decorrência de atividades antrópicas e de definir diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas. De acordo com os valores orientadores para solos e para águas subterrâneas, constantes no Anexo II da resolução 420/2009 (capítulo 2, artigo 8, § 2°). Já a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) define os valores para todo o Estado de São Paulo, seguindo a resolução CONAMA 420/2009 através da Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I de 20/02/2014. Os valores de referência para os elementos arsênio, cádmio, cobre e chumbo para valores de prevenção são 15 para As, 60 para Cu, 72 para Pb e 1,3 para Cd (valores em mg kg-1 peso seco) (CETESB, 2014; Ministério do Meio Ambiente, 2009).

Na Figura 4A pode-se observar a distribuição das concentrações de Cd, considerando as delimitações de coleta dentro dos parques. O gráfico (Figura 2.6A) facilita a visualização da tendência de maiores concentrações nas bordas, sendo que o PAV apresentou concentrações ligeiramente mais altas de Cd, seguido do PEFI. As concentrações mais baixas desse metal foram observadas nas amostras do PC. Em relação ao Cu (Figura 2.6C), apenas o PT apresentou concentrações relativamente maiores que os demais parques.

Para o Pb, as maiores concentrações foram verificadas no PT e as menores no PC. É perceptível no PT, PAV e PC o efeito de borda nas florestas urbanas, menos para o PEFI, que apresentou maiores valores nas parcelas do meio, seguidas pelo núcleo e borda. Esta variação pode ser devida este parque estar situado no cone de decolagem e aterrissagem do aeroporto de São Paulo/Congonhas.

No caso do As, observou-se uma tendência de as maiores concentrações serem observadas nas amostras coletadas na área referente ao meio dos parques. Esse comportamento atípico, pode estar associado às propriedades químicas do As e sua sensibilidade à variações microclimáticas, presença de matéria orgânica e solo argiloso (Henke, 2009).

Dessa forma, das 84 amostras de serapilheira analisadas, cerca de 20 amostras apresentaram teores de As variando entre 34 a 516 mg $kg^{-1}$, normalmente para as amostras coletadas mais no interior do parque, em distâncias que ultrapassaram a delimitação das bordas. No entanto, a retirada dos valores anômalos, no conjunto de dados, faz com que o As apresente concentrações significativamente mais baixas, com intervalo de 0,1 a 10,9 mg $kg^{-1}$. Embora a legislação brasileira não faça referência aos limites de concentração para As e metais no ar atmosférico; para fins de indicação de referência de qualidade de solos, a Resolução Conama nº 460/2013 (MMA, 2013) define que teores de As menores que 15 mg $kg^{-1}$, não oferecem risco à biota, caracterizando o solo como Classe I. Da mesma forma que o Cu, os teores de As foram discretamente mais altos no PT (Figura 2.6C); obviamente, sem considerar os valores anômalos de As. No entanto, mais do que para Cd, estudos sobre emissões atmosféricas de As e suas fontes principais são bastante escassos. Ribeiro *et al* (2012a) tentando

identificar os chamados “elementos relacionados ao tráfego” em solos de importantes avenidas de São Paulo, não conseguiram associar o As às fontes veiculares. Uma revisão sobre pesquisas que investigaram a composição química de dispositivos veiculares (não associados ao sistema de exaustão) relatou que a presença do As em poeira de estrada, provavelmente, está associada à presença do metaloide no solo natural e não a um componente específico do sistema de frenagem do veículo (Thorpe e Harrison, 2008).

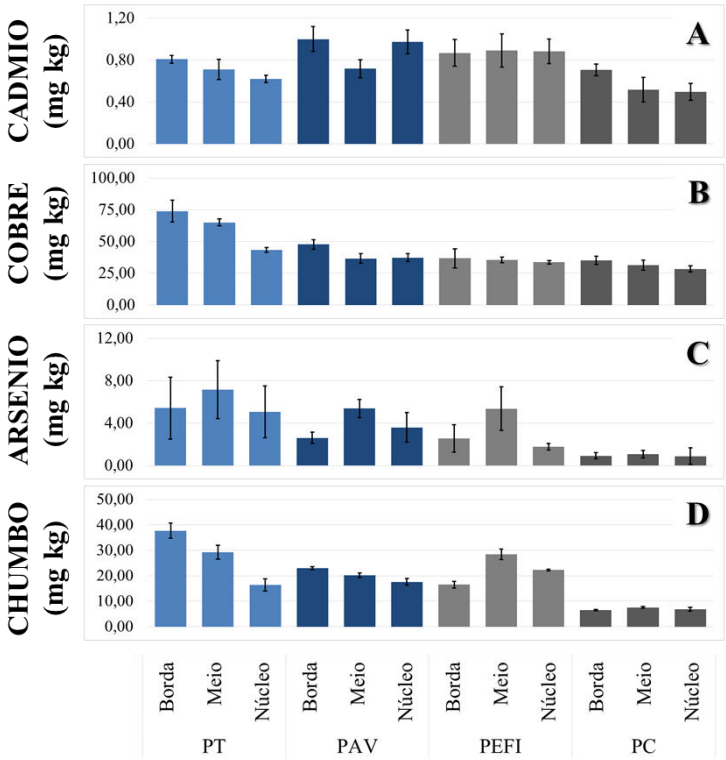


**Figura 4 – Concentrações dos metais pesados em cada floresta urbana e com relação às áreas de estudo em cada parque (borda, meio e núcleo). A – Resultados de concentração de cádmio. B – Resultado de concentração de cobre. C – Resultado de concentração de arsênio. D – Resultado de concentração de chumbo. Fonte**: Acervo pessoal (2018).

A Região Metropolitana da São Paulo (RMSP) possui cerca de 20 milhões de habitantes e uma frota de mais de 8,5 milhões de veículos, os quais circulam diariamente na RMSP. De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), as emissões dos sistemas de exaustão dos veículos, como o material particulado, formado com a poeira das avenidas, são as principais fontes de poluentes para o ar atmosférico. Uma estimativa da agência indicou que das 4,46 mil toneladas de material particulado liberadas por ano na RMSP, 50% tem origem na frota veicular (CETESB, 2013).

Os metais pesados provenientes da frota veicular podem representar grande preocupação para a qualidade ambiental e saúde pública, pois seu potencial de toxicidade e contaminação compromete o funcionamento dos ecossistemas, nos solos, água e ar (Adamiec *et al*., 2016)

Em relação às emissões do sistema de exaustão, estudos indicam concentrações maiores (mais que o dobro) de metais pesados em poeiras de autoestrada, quando comparadas às concentrações medidas em poeiras no entorno de rotatórias e pedágios. Isso se deve às condições em que o condutor atinge altas velocidades, acima de 80 km/h, mas necessita acionar frequentemente o mecanismo de frenagem, às vezes de forma abrupta. Ainda, dependendo das condições da superfície da autoestrada, a qualidade dos pneus também é prejudicada. No entanto, as contribuições de material particulado rico em metais pesados são mais evidentes com o desgaste de dispositivos do veículo, padrão muito comum em situações frequentes de congestionamento, com estilo de direção para-anda e médias de velocidade com grande variação, ao longo do dia (Duong & Lee, 2011; Figueiredo & Ribeiro, 2015).

Para responder aos questionamentos levantados, em relação à contribuição veicular para o enriquecimento de metais pesados, em cada parque deste estudo, o conjunto de dados foi tratado estatisticamente por meio da ANOVA (*two way*), seguida pelo teste de Tukey, considerando alfa < 5%, conforme destacado na Figura 5.

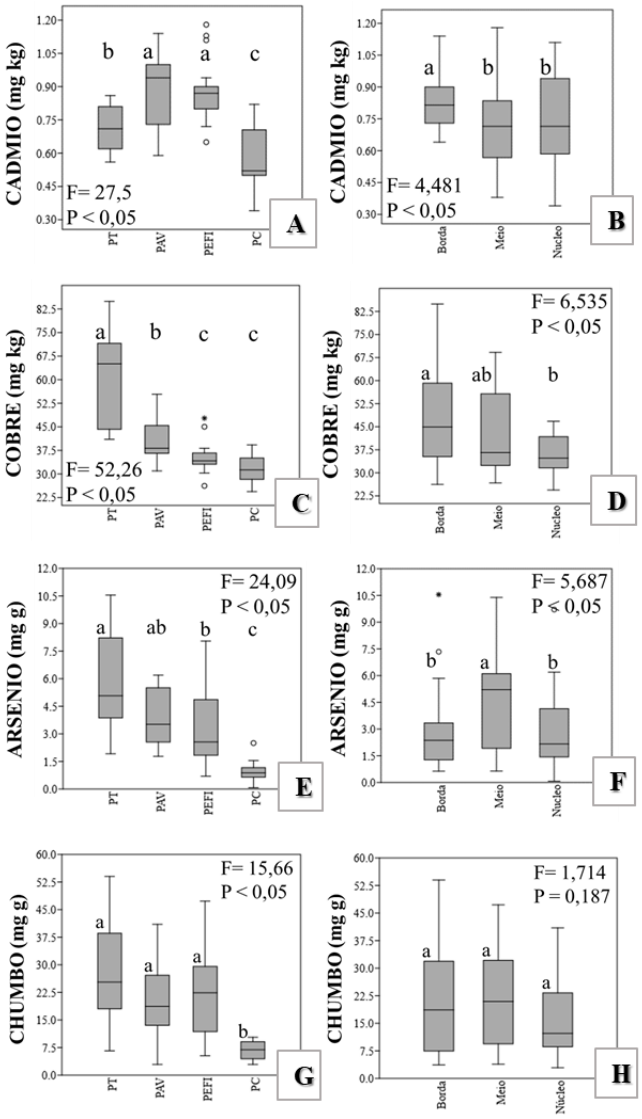


**Figura 5 – ANOVA das concentrações médias de cádmio, cobre, arsênio e chumbo, sendo os pontos *outliers.* A, C, E e G representam a relação de parques por metais pesquisados e B, D, F e H as médias dos valores das áreas dos parques por metais pesquisados.**

**Fonte:** Acervo pessoal (2018).

Conforme verificado na Tabela 1 e na Figura 5A, para o Cd, as mais altas concentrações foram encontradas nas bordas dos parques. A ANOVA também confirma que o metal está mais enriquecido nas amostras do PAV e PEFI. No entanto, apesar de a ANOVA indicar diferenças entre as amostras do PT e PC, e estas serem diferentes das coletadas no PAV e PEFI (os níveis de Cd nesses dois parques não são estatisticamente diferentes, $p > 0,05$), as concentrações do metal nas serapilheiras são consideradas muito baixas, variando de 0,1 a 1,8 mg $kg^{-1}$; sendo que a média e mediana (considerando as 84 amostras) coincidem em 0,8 mg $kg^{-1}$.

O Cd associado ao tráfego é proveniente da deterioração de dispositivos do veículo. O material liberado com desgaste dos pneus apresenta concentrações significativas de Zn (na forma de óxido de zinco - ZnO) que é lixiviado com o escoamento de águas pluviais. O ZnO é utilizado como ativador da vulcanização do pneu e, normalmente, recebe aditivos de metais como Cd e Pb que ficam incorporados na borracha dos pneus. O metal também é usado em concentrações muito baixas nos revestimentos contra corrosão dos sistemas de frenagem (Thorpe e Harrison, 2008.

Portanto, mesmo com as sutis diferenças de concentrações, a ANOVA permitiu observar que o Cd é mais enriquecido nas bordas dos parques; ou seja, a frota veicular, ainda que com baixa contribuição, deve ser a fonte mais importante deste metal na contaminação atmosférica.

Verifica-se na Tabela 1 que a comparação dos teores de Cd nas serapilheiras estão concordantes com os níveis do metal em amostras de serapilheiras de florestas periurbanas e da Serra do Mar e em filtros utilizados em métodos convencionais para avaliação da qualidade do ar atmosférico. Os níveis também estão na mesma ordem de grandeza que os encontrados em fragmentos (poeira) dos principais componentes dos carros: freios e pneus. Esses dados corroboram as informações levantadas nas quatro florestas urbanas investigadas no presente estudo (Ferreira *et al*., 2017; Silva *et al*., 2008; Thorpe e Harrison, 2008).

O valor significativamente mais altos encontrado em $PM_{10}$ (28,8 mg $kg^{-1}$ para Cd) refere-se às contribuições industriais verificadas no Distritos de Nova Iguaçu, RJ. Segundo os autores, nessa rede de monitoramento a contribuição industrial é preponderante às emissões veiculares; o que justificaria a grande amplitude de concentrações observadas, não somente para Cd, mas também para Cu, em Nova Iguaçu (Silva *et al*., 2008).

Segundo Thorpe e Harrison (2008), exceto pelo Cu e antimônio (Sb), cuja origem está muito bem associada aos revestimentos dos sistemas de freios e ao pó liberado durante as manobras de frenagem, a identificação inequívoca de outros componentes inorgânicos na estrutura veicular é uma tarefa desafiante, pois há de se considerar a falta de alternativas para rastreabilidade desses dispositivos e avaliar as possíveis interações (ou reações) entre as fontes antes do processo de emissão.

Estudos com enfoque nas emissões dos escapamentos indicaram que as reações de queima de combustível não contribuem significativamente para o enriquecimento de metais pesados. Por outro lado, a poeira gerada durante o funcionamento do veículo apresenta composição que inclui diversas partes do automóvel, devido ao desgaste ou ruptura de sistemas: pneus, discos e pastilhas de freios, discos de embreagem, deterioração do catalisador, ressuspensão de poeira da estrada. Uma fração dessa poeira também deve ter origem natural, proveniente da deposição dos solos transportados pelos ventos, isso justificaria, por exemplo,

teores de As na mesma ordem de grandeza que encontrado em solos considerados limpos (Resolução Conama nº 260/2013). É importante considerar que a mistura da poeira em estradas e avenidas apresenta uma composição química bem heterogênea, com substâncias inorgânicas advindas, principalmente, da frota veicular (Sternbeck, Sjodin & Andreasson, 2002; Weckwerth,2001; Adamiec *et al*., 2016).

Em áreas com intensa densidade de veículos, os contaminantes do ar atmosférico têm origem típica de fontes abrasivas do sistema automotivo, como o desgaste dos pneus e dos freios. Estas fontes de poluição atmosférica oriundas do tráfego, são preponderantes às demais, como exemplo, as industriais. Segundo Chan e Stachowiak (2004), os revestimentos anticorrosivos do sistema de frenagem apresentam uma liga metálica de fibras de aço e fibras de Cu. Com o passar do tempo, à medida que vai sendo acionado o mecanismo de frenagem, o atrito dos discos e pastilhas de freio libera uma camada delgada de fragmentos, denominada filmes de transparência, que contém uma gama de metais (componentes do carro e aditivos de óleos lubrificantes). O metal Cu e outros (Ba, Cr, Fe, Sn, Zn...) são os mais abundantes nos detritos de frenagem (Kennedy e Gadd, 2003). Estudos prévios sobre rastreabilidade dos componentes encontrados em poeira de avenidas e estradas, indicaram significativa variabilidade de níveis de Cu, principalmente nos revestimentos dos freios e pneus.

Em relação às florestas urbanas de São Paulo, é importante na análise dos dados, levar em consideração as características das avenidas que contornam as bordas. O estilo do tráfego veicular (alta velocidade; velocidade constante ou estilo para-anda), bem como as condições da superfície da avenida ou rodovia são parâmetros muito importantes para acúmulos de metais em poeiras depositadas nas áreas de bordas. Sob tal perspectiva, para Cu e Pb as mais altas concentrações eram esperadas no PT, visto que está localizado na região central da cidade, sendo que a Avenida Paulista circunda a região de borda do parque, com uma importante singularidade que se refere à presença de faixas de ônibus (Figueiredo & Ribeiro, 2015; Duong e Lee, 2011).

Portanto, ainda que o congestionamento de veículos leves não predomine durante todo o dia naquele local, o estilo de tráfego predominante é o para-anda para o transporte de passageiros, com a velocidade dos ônibus não ultrapassando 30 a 40 km/hora, mas com frequentes frenagens bruscas, o que resulta em ressuspensão da poeira da avenida, maior desgaste da borracha dos pneus (que contém ligas de cobre e aço, em sua composição) e liberação de fragmentos de pastilhas e discos, dos sistemas de embreagem e frenagem. Assim como ocorreu com o Cd, o padrão esperado para o conjunto de dados de Cu fica evidenciado na Figura 2.6B, e na ANOVA (Figura 4C).

A singularidade no comportamento do As, como já mencionado, pode ser devido a sua origem na fração de poeira constituída de solo natural, visto que seus teores nas 64 amostras de serapilheira (desconsiderando as 20 amostras com níveis anômalos) concordam com os valores de referência de qualidade (< 15 mg $kg^{-1}$), estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 460/2013.

Embora não se possa afirmar inequivocamente, também as mais altas concentrações de As foram observadas no PT, o que novamente destaca que o estilo de tráfego predominante no entorno do parque, favorece a ressuspensão da poeira na Avenida Paulista (Figuras 2.6C e 2.7E). Porém, uma importante peculiaridade do elemento se deve ao fato de suas maiores concentrações (aqui considerando os 84 resultados) serem observadas na área intermediária de coleta. Assim, a ANOVA (*two way*), com o teste de Tukey *a posteriori*, revelou que os teores de As para as amostras intermediárias são mais altos e estatisticamente diferentes que os níveis obtidos para as amostras de borda e núcleo (Figura 2.7F).

As condições do meio ambiente, como a presença de Fe, o pH e as condições redox (Eh) podem influenciar o teor de arsênio dissolvido (na forma oxi-hidroxi de ferro) na água que percola solos e sedimentos, ou compostos coprecipitados na forma de sulfetos (Henke, 2009). A formação de espécies de $As^{3+}$ durante estações chuvosas, ou áreas com muita umidade pode estar associada à maior densidade, em tais ambientes, de bactérias (como *Acidithiobacillus ferrooxidans*) capazes de oxidar o $Fe^{2+}$, mas que não afetam a forma $As^{3+}$. No caso de períodos de seca, a formação de $As^{5+}$ pode estar associada às reações de oxidação abiótica e biótica devido à presença de *Thiomonas* sp (Morin *et al*., 2003).

Em relação à presença de matéria orgânica (MO), normalmente, esta apresenta áreas superficiais bem disponíveis para formar complexos de arsênio. Os complexos de As com a MO apresentam alta mobilidade, inibindo processos de sorção de As nas superfícies minerais dos solos (na forma de hematita ou goetita, que são óxidos de ferro). Por outro lado, na presença de solos lamosos, a presença da MO facilita a formação de complexos estáveis de As, que ficam retidos na superfícies de argilas, quartzo ou óxidos de metal hidratados (Seal, Hammarstrom, Foley & Alpers, 2002).

Já em situações de pH quase neutro, a MO (ácido húmico) vai controlar a sorção de arsênio. Nesse pH, a MO pode catalisar a dissolução de minerais que contêm As, promovendo a sua liberação no ambiente (Hanke, 2009).

Os estudos citados indicam; portanto, o quão complexo é o comportamento do As em ambientes naturais, bem como ressaltam que diversos parâmetros como pH, Eh, MO, temperatura, umidade, regime de chuvas e evaporação se caracterizam como variáveis essenciais que podem facilitar as reações de oxidorredução de sulfetos minerais, que contêm arsênio. Climas quentes e úmidos podem favorecer a extensa atividade biológica e criar condições redutoras na superfície do solo. Na forma reduzida, como sulfeto de arsênio ($As_2S_3$), o metaloide ficaria coprecipitado e armadilhado no ambiente (Seal, Hammarstrom, Foley & Alpers, 2002).

Assim, os dados de As obtidos nas florestas urbanas de São Paulo refletem, com certa fugacidade, o comportamento típico do As em locais quentes e úmidos, com predominância de argilominerais e favorável à

densidade de população bacteriana. Esse conjunto de especificidade poderia ser o fator preponderante aos maiores teores de As encontrados na porção intermediária dos parques (Figura 2.7F).

A variabilidade do Pb no PEFI traz à discussão dos resultados a possibilidade de poluição através das emissões de combustíveis oriundos de aeronaves de pequeno porte, que utilizam gasolina para aviação, do tipo AVGAS, conforme indica ANP, 2018.

# CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo trazem, à luz dos problemas da cidade, uma questão relacionada ao transporte e também associada à saúde pública. A variação espacial dos contaminantes aéreos está ligada a uma história de urbanização e tempo de habitação no entorno das áreas verdes estudadas.

O Parque Trianon, o parque mais velho e localizado mais ao centro da cidade, possui as maiores concentrações dos metais Cu e As e o Parque Alfredo Volpi de Cd, conforme análise das serapilheiras coletadas. Para o metal Cu observa-se que em todos os parques houve decréscimo de sua concentração da borda para o núcleo das florestas, sugerindo que a vegetação influencia na retenção desse metal conforme aumenta o adensamento das mesmas.

O metal As apresentou maiores concentrações para os PT, PEFI e PAV na área do meio, exceto no PC que apresentou pequena diferença em relação à borda e ao núcleo. Como apontando nas discussões, nas áreas com maiores teores de MO e solos lamosos há maiores concentração de As, o que foi verificado em campo e correlacionado com os resultados apresentados.

Com base nestas considerações, conclui-se que para o elemento Cu houve reduções das concentrações adsorvidas nas serapilheiras no sentido borda para o núcleo para todos os parques e de Cd apenas para os parques PT e do PC. Esta evidência observada para o elemento Cu mostrou que pode ser atribuído o potencial de filtro biológico da vegetação de borda e para Cd apenas em dois parques, não mostrando uniformidade. Cabe ressaltar que a região desses parques são circundados por avenidas com intenso tráfego com movimento para-anda com faixas e pontos de ônibus em suas frentes, como ocorre no PT e PC, nas avenidas Paulista e Afonso de Sampaio e Sousa, respectivamente.

Para o Cd há uma leve tendência de confirmação da premissa que a concentração é maior nos parques centrais que nos parques da periferia pois há uma variação significativa a maior no Parque Trianon do que para o

Parque do Carmo, o que não se confirmou no Parque Alfredo Volpi e no PEFI. Para o Cu houve uma razão de decréscimo do parque central para a periferia, mostrando que há uma correlação com o efeito antropogênico. Para o As, apesar das variações encontradas nas áreas de cada parque, houve uma tendência evidente de maiores concentrações do parque central em relação aqueles da periferia.

Quanto ao Pb, nos parques PT, PAV e PC as concentrações mostraram decréscimo com relação ao efeito de borda, o que reforça o efeito do tráfego veicular, assim como com relação ao centro-periferia. O PEFI mostrou valores atípicos quando levamos em consideração a relação centro-periferia, sendo seus valores maiores que o PAV. Com relação ao efeito de borda, a área do meio e do núcleo apresentam valores maiores que a borda, respectivamente, indicando haver outro fator de poluição que não somente o do tráfego veicular. Sob este prisma, percebe-se que este parque é o único que se encontra dentro da área de abrangência do cone de aterrisagem e decolagem do aeroporto de São Paulo/Congonhas, podendo ser os combustíveis de aeronaves de pequeno porte os responsáveis por essa variação, já que utilizam gasolina do tipo AVGAS.

Conforme já indicado ao longo do trabalho, os valores obtidos para as médias e medianas de Cd e Cu, nas quatro florestas urbanas, reforçam que a principal fonte desses metais para a atmosfera é a emissão veicular, através do resultado da frenagem dos veículos onde se desgastam materiais e liberam as partículas de metais na atmosfera.

Quando comparados os valores obtidos neste estudo com aqueles de referência do CONAMA e CETESB para prevenção, somente o PC mostra valores menores em todas as substâncias analisadas, reforçando que quanto mais longe do centro urbano menores são os teores de poluição advindas de ação antrópica. Nos demais parques, somente o Pb apresenta valores dentro do valor de prevenção, as demais substâncias nos parques PT, PAVI e PEFI, apresentam valores maiores que os definidos pelo CONAMA e CETESB.

Por fim, observa-se o potencial da vegetação das florestas urbanas na atenuação da contaminação atmosférica. Esta informação pode auxiliar na elaboração e revisão de planos diretores estratégicos, principalmente no que tange a ampliação e recuperação de áreas verdes urbanas nos perímetros da cidade.

# REFERÊNCIAS

Adamiec, E., Jarosz-Krzemińska, E., & Wieszała, R. (2016). Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental monitoring and assessment, 188*(6), 369.

ALESP. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo (1989). *Decreto n. 30.443, de 20 de Setembro de 1989.* Considera patrimônio ambiental e declara imunes de corte exemplares arbóreos, situados no Município de São Paulo, e dá outras providências. Recuperado em 29 Abril, 2017 de http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1989/decreto-30443-20.09.1989.html

ALESP. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo (jan. 2011). *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga é polo de áreas verdes na metrópole.* Recuperado em 07 Dezembro, 2016 de http://www.al.sp.gov.br/noticia/?id=292197

Amazonas, N. T. (2010). *Ciclagem do nitrogênio em uma cronossequência formada por florestas restauradas e floresta natural.* Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 94 (tese de mestrado).

ANP, Agência Nacional do Petróleo (2016). *Combustíveis para aviação*. Recuperado em 01 Outubro, 2018, de http://www.anp.gov.br/petroleo-derivados/155-combustiveis/1856-combustiveis-de-aviacao

Boccuzzi, G. (2017). *Nitrogênio e fósforo na interface atmosfera-vegetação arbórea-solo de remanescentes de Floresta Atlântica expostos a fatores de estresse ambiental.* São Paulo, Instituto de Botânica, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 125 (tese de mestrado).

Bortey-Sam, N., Ikenaka, Y., Akoto, O., Nakayama, S. M., Asante, K. A., Baidoo, E., ... & Ishizuka, M. (2018). Association between human exposure to heavy metals/metalloid and occurrences of respiratory diseases, lipid peroxidation and DNA damage in Kumasi, Ghana. *Environmental Pollution*, 235, 163-170.

Cardoso-Gustavson, P., Fernandes, F. F., Alves, E. S., Victorio, M. P., Moura, B. B., Domingos, M., ... & Figueiredo, A. M. G. (2016). Tillandsia usneoides: a successful alternative for biomonitoring changes in air quality due to a new highway in São Paulo, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), 1779-1788.

Chan D. & Stachowiak GW (2004). Review of automotive brake friction materials.Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers Part D. *Journal of Automobile Engineering* 218. 953–66.

CETESB (São Paulo) Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do ar no estado de São Paulo 2012 / CETESB. São Paulo: CETESB, 2013. (Série Relatórios/Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 123. Recuperado em 30 Maio 2018, de http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-erelatorios.

CETESB (São Paulo) Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do solo: valores orientadores para solo e água subterrânea. São Paulo: CETESB, 2014. Recuperado em 18 Novembro de 2018, de https://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/

Chow, J. C., Watson, J. G., Edgerton, S. A., and Vega, E. (2002). Chemical composition of PM 2.5 and PM 10 in Mexico City during winter 1997. *Sci. Total Environ*. 287, 177–201.

Dadea, C., Russo, A., Tagliavini, M., Mimmo, T., & Zerbe, S. (2017). Tree Species as Tools for Biomonitoring and Phytoremediation in Urban Environments: A Review with Special Regard to Heavy Metals. *Arboriculture & Urban Forestry*, 43(4).

DECEA, Departamento de Controle do Espaço Aéreo. *Portal Aeródromos*. Recuperado em 01 Outubro, 2018, de http://servicos.decea.gov.br/aga/

Dominici, F., Peng, R. D., Bell, M. L., Pham, L., McDermott, A., Zeger, S. L., et al. (2006). Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA* 295, 1127–1134.

Duong, T., & Lee, B. K. (2011). Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management, 92*(3), 554–562.

Ferreira, M. L., Ribeiro, A. P., Albuquerque, C. R., Ferreira, A. P. N. L., Figueira, R. C. L., Lafortezza (2017). Air contaminants and litter fall decomposition in urban forest áreas: The case of São Paulo, Environmental Research 155 (2017).

Figueiredo, A. M. G., & Ribeiro, A. P. (2015). Brazilian PGE Research Data Survey on Urban and Roadside Soils. In *Platinum Metals in the Environment.* Springer, Berlin, Heidelberg. 131-144.

Giampaoli, P., Capelli, N. D. V., Tavares, A. R., Fernandes, F. F., Domingos, M., & Alves, E. S. (2015). Anomalous scales of Tillandsia usneoides (L.) L. (Bromeliaceae) exposed in the Metropolitan Region of Campinas, SP, Brazil as air pollution markers. *Hoehnea*, 42(4), 749-757.

Google Earth (2018). *Mapa de São Paulo*. Recuperado em: 22 Abril, 2018, de https://www.google.com.br/maps/

Henke, K. R. (2009). Arsenic: environmental chemistry, health threats, and waste treatment. 1th Edition. John Wiley & Sons Ltd. *United Kingdom*. 569.

Huang, P. M. (2008). Impacts of physicochemical-biological interactions on metal and metalloid transformations in soils: an overview. *Biophysico-chemical processes of heavy metals and metalloids in soil environments*, 1, 3-52.

Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (2018). *Dados de precipitação do ano de 2017*.

Jonczak, J., & Parzych, A. (2014). The content of heavy metals in the soil and litterfall an a beech-pine-spruce stand in northern Poland. *Archives of environmental protection*, 40(4), 67-77.

Kennedy, P, Gadd, J. (2003). Preliminary examination of trace elements in tyres, brake pads, and road bitumen in New Zealand., Prepared for Ministry of Transport, New Zealand, Infrastructure Auckland.

Klumpp, A., Ansel, W., Klumpp, G., Belluzzo, N., Calatayud, V., Chaplin, N., ... & Kambezidis, H. (2002). EuroBionet: a Pan-European biomonitoring network for urban air quality assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 9(3), 199-203.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de Merona, J. M., & Laurance, S. G. (1998). Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, *79*(6), 2032-2040.

Lin, Y. C., Lian, I. B., Kor, C. T., Chang, C. C., Su, P. Y., Chang, W. T., . & Soon, M. S. (2017). Association between soil heavy metals and fatty liver disease in men in Taiwan: a cross sectional study. *BMJ open*, 7(1), e014215.

Londe, P. R. (2014). A influência das áreas verdes na qualidade de vida urbana. Hygeia: *Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, 10(18), 264.

Macedo, S. S,; Sakata, F. G. (2002). *Parques Urbanos no Brasil*. Coleção Quapá. Editora da Universidade de São Paulo, Imprensa Oficial de São Paulo, São Paulo, 208.

Manu, M., Băncilă, R.I., Iordache, V., Bodescu, F., Onete, M., 2016. Impact assessment of heavy metal pollution on soil mite communities (Acari: Mesostigmata) from Zlatna Depression – Transylvania. *Process Saf. Environ*. Prot.

Martin, J. A. R., Gutiérrez, C., Torrijos, M., & Nanos, N. (2018). Wood and bark of Pinus halepensis as archives of heavy metal pollution in the Mediterranean Region. *Environmental Pollution*, 239, 438-447.

Martins, S. C. (2010). *Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente latitudinal da Mata Atlântica, Estado de São Paulo*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 155.

MMA, Ministério do Meio Ambiente (2013). Resolução n° 460, de 30 de dezembro de 2013, altera a Resolução CONAMA n° 420/2009 (altera o prazo do artigo 8° e acrescenta novo parágrafo). Recuperado em 20 Junho 2018, de http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=702

Manes, F., Marando, F., Capotorti, G., Blasi, C., Salvatori, E., Fusaro, L., Ciancarela, L., Mircea, M., Marchetti, M., Ghirici, G.& Munafò, M. (2016). Regulating Ecosystem Services of forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air quality improvement by PM10 and $O_3$ removal. *Ecological indicators*, *67*, 425-440.

Morin, G., Juillot, F., Casiot, C. et al. (2003) Bacterial formation of tooeleite and mixed arsenic(III) or arsenic(V) - iron(III) gels in the Carnoul`es acid mine drainage, France. A XANES, XRD, and SEM study. *Environmental Science and Technology, 37*(9), 1705–12.

Norouzi, S., Khademi, H., Cano, A. F., & Acosta, J. A. (2015). Using plane tree leaves for biomonitoring of dust borne heavy metals: A case study from Isfahan, Central Iran. *Ecological indicators,* 57, 64-73.

Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., & Pasher, J. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 40-48.

Oliveira, R. R., Silveira, C. L. P., Magalhães, A. C., Firme, R. P. (2005). Ciclagem de metais pesados na serapilheira de uma floresta urbana no Rio de Janeiro. *Floresta e Ambiente 12* (1) 50-56.

Ribeiro, A., Figueiredo, A., Ticianelli, R., Nammoura-Neto, G., Silva, N., Kakazu, M., & Zahn, G. (2012**a**). Metals and semi-metals in street soils of São Paulo city, Brazil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, *291*(1), 137-142.

Ribeiro, A. P., Figueiredo, A. M. G., Sarkis, J. E. S., Hortellani, M. A., & Markert, B. (2012**b**). First study on anthropogenic Pt, Pd, and Rh levels in soils from major avenues of São Paulo City, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, *184*(12), 7373-7382.

Ruschel, R. S. (2016). *Serviços ecossistêmicos urbanos: fixação de carbono nas áreas de preservação permanente de Campinas-SP*.

São Paulo (Município) (2017). Plano Municipal da Mata Atlântica de São Paulo. Secretaria do Verde e do Meio Ambiente. Recuperado em: 19 Novembro, 2018, de https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PMMA_final_8_jan%20ok.pdf

São Paulo (Município) (2018). *Mapa Digital da Cidade de São Paulo – GEOSAMPA*. Secretaria Municipal de Urbanismo e Licenciamento. Recuperado em: 28 Maio, 2018, de: http://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx

Seal, R. R. II, Hammarstrom, J. M., Foley, N. K. and Alpers, C. N. (2002) *Geoenvironmental models for seafloor massive sulfide deposits, in Progress on Geoenvironmental Models for Selected Mineral Deposit Types* (eds. R.R. Seal II and N.K. Foley), Chapter L, U.S. Geological Survey Open-File Report 02-195, US Geological Survey, Reston, VA, USA 20192.

Silva, L. I. D., Sarkis, J. E. S., Zotin, F. M. Z., Carneiro, M. C., Neto, A. A., Cardoso, M. J. B., & Monteiro, M. I. C. (2008). Traffic and catalytic converter–Related atmospheric contamination in the metropolitan region of the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Chemosphere, 71*(4), 677-684.

Stankovic, S., Kalaba, P., Stankovic, A.R., 2014. Biota as toxic metal indicators. *Environ. Chem. Lett.* 12 (1), 63–84.

van Groenigen, K. J., Osenberg, C. W., Terrer, C., Carrillo, Y., Dijkstra, F., Heath, J., ... & Hungate, B. A. (2017). Faster turnover of new soil carbon inputs under increased atmospheric $CO_2$. *Global change biology*.

Wall, D.H., Six, J., 2015. Give soils their due. *Science* 347 (6223), 695.

Sternbeck, J., Sjodin, A. & Andreasson, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension — results from two tunnel studies. *Atmos Environ 36*, 4735–4744.

Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of the total environment*, *400* (1-3), 270-282.

Yongyong, Z., Ying, J., Ming, L., & Li'an, H. (2018). Characterization of metal (loid) s in indoor and outdoor PM2. 5 of an office in winter period. Human and Ecological Risk Assessment: *An International Journal*, 24(2), 307-316.

Weckwerth G. (2001). Verification of traffic emitted aerosol componentes in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmos Environ ;35*(32):5525–5536.

Zeng, X., Xu, X., Boezen, H. M., & Huo, X. (2016). Children with health impairments by heavy metals in an e-waste recycling area. *Chemosphere*, 148, 408-415.