

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

FERNANDO AUGUSTO SANTOS RAGGI

USO DE *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley COMO BIOINDICADORA DE METAIS
PESADOS NO AR ATMOSFÉRICO DA CIDADE DE VOLTA REDONDA, RJ

VOLTA REDONDA
2020

FERNANDO AUGUSTO SANTOS RAGGI

**USO DE *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley COMO BIOINDICADORA DE
METAIS PESADOS NO AR ATMOSFÉRICO DA CIDADE DE VOLTA REDONDA,
RJ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Welington Kiffer de Freitas
Co-orientadora: Prof^a. Dra. Fabiana Soares dos Santos

Volta Redonda, RJ
2020

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM
Gerada com informações fornecidas pelo autor

R142u Raggi, Fernando Augusto Santos
Uso de *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley Como
Bioindicadora de Metais Pesados no Ar Atmosférico da Cidade
de Volta Redonda, RJ / Fernando Augusto Santos Raggi ;
Wellington Kiffer de Freitas, orientador ; Fabiana Soares dos
Santos, coorientadora. Volta Redonda, 2020.
80 f. : il.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense,
Volta Redonda, 2020.

DOI: <http://dx.doi.org/10.22409/PGTA.2020.m.12134182750>

1. Biomonitoramento. 2. Orquídeas. 3. Poluição
Atmosférica. 4. Produção intelectual. I. Freitas, Wellington
Kiffer de, orientador. II. Santos, Fabiana Soares dos,
coorientadora. III. Universidade Federal Fluminense. Escola de
Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta Redonda. IV.
Titulo.

CDD -

FERNANDO AUGUSTO SANTOS RAGGI

**USO DE *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley COMO BIOINDICADORA DE
METAIS PESADOS NO AR ATMOSFÉRICO DA CIDADE DE VOLTA
REDONDA, RJ**

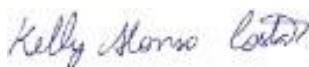
Dissertação apresentada ao Programa de
Pós- Graduação em Tecnologia
Ambiental da Universidade Federal
Fluminense, como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre em
Tecnologia Ambiental

Aprovada em 09 de março de 2020.

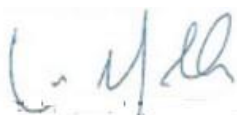
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Wellington Kiffer de Freitas – UFF
Orientador



Profª. Dr.ª Kelly Alonso da Costa – UFF



Prof. Dr. Luis Mauro Sampaio Magalhães – UFRRJ

Volta Redonda
2020

“Dedico esta obra a minha família e amigos pelo apoio, pela força, pela fé e compreensão em minha ausência durante toda a minha pós-graduação”.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelas graças alcançadas, força, saúde, sabedoria e vitória.

A minha mãe Valéria por ter me apoiado a cada momento, e ao meu pai José sempre presente em minha memória. A prima Elisabete por toda ajuda e apoio e a toda minha família que, com muito carinho, não mediram esforços para que eu chegasse até esta etapa de minha vida.

Aos meus orientadores Welington e Fabiana que a partir do momento que convidei para me orientarem, abraçaram a ideia e se dispuseram a fazer o melhor, me passando todos os ensinamentos necessários, sempre com muita atenção, paciência e incentivo, para me direcionar na realização desse sonho. A professora Fernanda da UGB que foi a pessoa que me indicou a entrar no mestrado como aluno especial. A professora Kelly que veio a somar com toda sua atenção e disponibilidade, na realização dos estudos relacionados ao tema proposto. Ao professor Givanildo pela amizade e atenção em diversos momentos. Ao professor Thiago por toda atenção e ensino no período de estágio à docência. Aos membros da banca examinadora pela disponibilidade em aceitarem o convite.

A amiga Marcela a qual fizemos algumas matérias como aluno ouvinte e surgiu uma grande amizade, proporcionando ensinamentos, momentos de distração, calma e transparente espírito de equipe. Aos amigos Aline, Daniel, Felipe e Isaac que muito apoiaram desde o início dessa jornada. A D. Marli que muito me acolheu com seu carinho de mãe. Aos colaboradores da pesquisa: Simone, Maria Ângela, D. Maria Augusta, Anselmo, Adriana, Sueli, Fernanda, Renata, Greicy, Maria Eugênia, Carla, Marcia, Vilma, Carlos, Gilmar, Tatiane, Marcela, Benitez, Roberta, Jussara, Waldeti, Afonso, Dina, Adriana, Bia, Vivian, Fernando, Welington, Sandra, Jeferson, Celso, José Ricardo, Roberto, Betânia, Fabiana, Duran, Regina, Esmeralda e Maria Elisa, que cuidaram das minhas orquídeas no período necessário contribuindo para a realização dos experimentos. Ao motorista Ildfonso por ter me auxiliado, prontamente, nos trabalhos de campo. Aos meus amigos que tiveram paciência pelos momentos em que eu estive ausente não podendo dar a atenção necessária.

Aos docentes da UFF pelos valiosos ensinamentos durante esta caminhada e aos colegas de turma pela convivência, troca de experiência e apoio durante toda a pós-graduação.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de estudos durante todo o período de realização da pós-graduação.

*“Ando devagar porque já tive pressa E levo esse sorriso
porque já chorei demais Hoje me sinto mais forte, mais
feliz, quem sabe Eu só levo a certeza de que muito pouco
eu sei, Nada sei. Conhecer as manhas e as manhãs... O
sabor as massas e das maçãs É preciso amor para poder
pulsar É preciso paz para seguir É preciso chuva para
florir...”*

Renato Teixeira

RESUMO

Diante dos impactos ambientais nocivos existentes, espécies como as Orchidaceae podem agir como bioindicadores dos poluentes, em especial, da poluição atmosférica. As orquídeas podem ser utilizadas para monitorar a qualidade do ar. Buscando meios para identificar esses poluentes no ar atmosférico, este estudo teve como objetivo avaliar o potencial da espécie *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley como bioindicadora de metais pesados presentes no ar atmosférico em diferentes regiões da cidade de Volta Redonda, RJ. Para isso, foram distribuídas 31 amostras de orquídeas nos seguintes bairros: Retiro, Belmonte, Barreira Cravo, Jardim Belmonte, Jardim Normândia, Nossa Senhora das Graças, Santa Rita, Santa Cruz, Belvedere, Dom Bosco, São João, Minerlândia, Jardim Amália, Rústico, Brasilândia, Vila Americana, Siderópolis, Vila, Jardim Suíça, Conforto, São Luiz, Vila Mury, Santo Agostinho, Três Poços, Laranjal, Niterói, Voldac, Roma, Casa de Pedra, Açude e Aterrado, com quatro a cinco indivíduos em sete setores (Norte, Centro-Norte, Leste, Oeste, Sudoeste, Centro-Sul e Sul), nos seus respectivos bairros. As amostras foram coletadas aos 6 e 12 meses de idade da planta. Foram analisadas as concentrações dos metais pesados, como Cd, Pb, Zn, Fe, Mn e Ni através da análise de agrupamento. Nos resultados, foi realizada a análise estatística, onde identificou-se valores que, de acordo com a média das concentrações, no período de 6 meses, foram: Zn ($26,03 \text{ mg.kg}^{-1}$), Fe ($507,21 \text{ mg.kg}^{-1}$), Mn ($4,71 \text{ mg.kg}^{-1}$). No período de 12 meses, foram: Zn ($38,15 \text{ mg.kg}^{-1}$), Fe ($2532,63 \text{ mg.kg}^{-1}$), Mn ($170,26 \text{ mg.kg}^{-1}$), para o Pb, Ni e Cd os resultados estiveram abaixo do Limite de Quantificação para ambos os períodos. Constatou-se que o Fe apresentou maior diferença entre os bairros, demonstrando a formação de grupos com maior e menor poluição atmosférica, através do dendrograma, tanto no período de 6 quanto no de 12 meses. Para verificar se existiu diferença significativa na concentração de metais pesados entre as diferentes posições estudadas, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis a um nível de significância de 5%, com comparações par-a-par de Mann-Whitney e correção de Bonferroni. Foram feitos gráficos de Boxplot para comparar os bairros com os elementos no período de 6 e 12 meses, e também com os setores para serem comparados com os mesmos períodos de idade da planta. Os Dendrogramas foram feitos buscando verificar a similaridade, através da linha de Fenon, entre os bairros e analisar a formação de grupos, sejam mais poluídos ou menos poluídos. O uso da espécie *O. maculata* da família Orchidaceae mostrou-se eficaz como biomonitora ativa de acumulação de metais pesados presentes no ar atmosférico na cidade de Volta Redonda, RJ e permite a investigação de impactos ambientais.

Palavras-Chaves: Biomonitoramento. Orquídeas. Poluição Atmosférica.

ABSTRACT

In view of the existing harmful environmental impacts, species such as Orchidaceae can act as bioindicators of pollutants, in particular, of atmospheric pollution. Orchids can be used to monitor air quality. Searching for ways to identify these pollutants in atmospheric air, this study aimed to evaluate the potential of the species *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley as a bioindicator of heavy metals present in atmospheric air in different regions of the city of Volta Redonda, RJ. For this, 31 orchid samples were distributed in the following neighborhoods: Retiro, Belmonte, Barreira Cravo, Jardim Belmonte, Jardim Normândia, Nossa Senhora das Graças, Santa Rita, Santa Cruz, Belvedere, Dom Bosco, São João, Minerlândia, Jardim Amália, Rustic, Brasilândia, Vila Americana, Siderópolis, Vila, Jardim Suíça, Comfort, São Luiz, Vila Mury, Santo Agostinho, Três Poços, Laranjal, Niterói, Voldac, Rome, Stone House, Weir and Landed, with four to five individuals in seven sectors (North, Center-North, East, West, South-west, Center-South and South), in their respective neighborhoods. Samples were collected at 6 and 12 months of age. The concentrations of heavy metals, such as Cd, Pb, Zn, Fe, Mn and Ni were analyzed through cluster analysis. In the results, a statistical analysis was carried out, which identified values that, according to the average of the concentrations, in the period of 6 months, were: Zn (26.03 mg.kg⁻¹), Fe (507.21 mg.kg⁻¹), Mn (4.71 mg.kg⁻¹). In the 12-month period, were: Zn (38.15 mg.kg⁻¹), Fe (2532.63 mg.kg⁻¹), Mn (170.26 mg.kg⁻¹), for Pb, Ni and Cd the results were also below the Quantification Limit for both periods. It was found that Fe presented a greater difference between neighborhoods, demonstrating the formation of groups with greater and lesser air pollution, through the dendrogram, both in the period of 6 and 12 months. To verify if there was a significant difference in the concentration of heavy metals between the different positions studied, the Kruskal-Wallis non-parametric test was used at a significance level of 5%, with Mann-Whitney pair-by-pair comparisons and correction of Bonferroni. Boxplot graphs were made to compare the neighborhoods with the elements in the period of 6 and 12 months, and also with the sectors to be compared with the same age periods of the plant. The Dendrograms were made seeking to verify the similarity, through the Fenon line, between the neighborhoods and to analyze the formation of groups, whether more polluted or less polluted. The use of the species *O. maculata* of the Orchidaceae family proved to be effective as an active biomonitor of accumulation of heavy metals present in the atmospheric air in the city of Volta Redonda, RJ and allows the investigation of environmental impacts.

Keywords: Biomonitoring. Orchids. Air Pollution.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Características da Atmosfera, p. 19

Figura 2 – Detalhe da floração de *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl., p. 30

Figura 3 – Climograma representando série histórica de temperatura e precipitação em Volta Redonda – RJ (1967– 2016), p. 31

Figura 4 – Localização dos pontos de amostragem no município de Volta Redonda, RJ, p. 33

Figura 5 a – Instruções para os cuidados da *O. maculata* distribuídas nas casas, p. 34

Figura 5 b – Instruções para os cuidados da *O. maculata* distribuídas nas casas, p. 34

Figura 6 – Boxplot da concentração de Metais Pesados nas folhas das plantas para os períodos de 6 e 12 meses nos diferentes bairros na cidade de Volta Redonda, RJ. a) Fe (6 e 12 meses); b) Mn (6 e 12 meses); c) Zn (6 e 12 meses), p. 39

Figura 7 – Boxplot da concentração de Metais Pesados nas folhas para os períodos de 6 e 12 meses nos diferentes setores na cidade de Volta Redonda, RJ. a) Zn (6 meses); b) Zn (12 meses); c) Mn (6 meses); d) Mn (12 meses); e) Fe (6 meses); f) Fe (12 meses), p. 41

Figura 8 – Diagrama de dispersão (1:1) dos modelos de interpolação IDW (a), Spline (b) e Kriage, (c) das concentrações dos metais pesados (mg.kg^{-1}) observado e estimado para o período de 6 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ, p. 43

Figura 9 – Diagrama de dispersão (1:1) dos modelos de interpolação IDW (a), Spline (b) e Kriage, (c) das concentrações dos metais pesados (mg.kg^{-1}) observado e estimado para o período de 12 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ, p. 44

Figura 10 – Distribuição espacial do Zn nos períodos de 6 (a) e 12 (b) meses, na cidade de Volta Redonda, RJ, p. 45

Figura 11 – Distribuição espacial do Mn nos períodos de 6 (a) e 12 (b) meses, na cidade de Volta Redonda, RJ, p. 45

Figura 12 – Distribuição espacial do Fe nos períodos de 6 (a) e 12 (b) meses, na cidade de Volta Redonda, RJ, p. 45

Figura 13 – Dendrograma demonstrando a concentração de Metais Pesados em *O. maculata*, para o período de 6 meses de idade da planta, obtidos através da análise de agrupamento utilizando a distância euclidiana simples e o método de UPGMA, na cidade de Volta Redonda, RJ, p. 46

Figura 14 – Dendrograma demonstrando a concentração de Metais Pesados em *O. maculata*, para o período de 12 meses de idade da planta, obtidos através da análise de agrupamento utilizando a distância euclidiana simples e o método de UPGMA, na cidade de Volta Redonda, RJ, p. 47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição média da atmosfera, p. 18

Tabela 2 – Tipos e fontes de metais pesados e seus efeitos sobre o tecido vegetal, p. 20

Tabela 3 – Comparação de vantagens e desvantagens do uso de biomonitores vegetais para a deposição atmosférica, p. 22

Tabela 4 – Exemplos de espécies utilizadas como bioindicadoras de metais pesados presentes no ar atmosférico, p. 25

Tabela 5 – Relação da Média, Mediana e Valores dos metais pesados em *O. maculata*, para os períodos de 6 e 12 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ, comparados ao padrão definido por Ross (1994), p. 38

Tabela 6 – Teste de Meann Whithney para comparações múltiplas a 5% de significância da concentração de metais pesados nas folhas nos períodos de 6 e 12 meses nos diferentes bairros na cidade de Volta Redonda, RJ. Zn: Zinco; Mn: Manganês; Fe: Ferro, p. 40

Tabela 7 – Teste de Meann Whithney para comparações múltiplas a 5 % de significância da concentração de metais pesados nas folhas nos períodos de 6 e 12 meses nos diferentes setores na cidade de Volta Redonda, RJ. Zn: Zinco; Mn: Manganês; Fe: Ferro, p. 42

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ASAS	Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CA	<i>Cluster Analysis</i>
CCC	Coeficiente de Correlação Cofenético
CSN	Companhia Siderúrgica Nacional
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DENATRAN	Departamento Nacional de Trânsito
EPE	Erro Padrão de Estimativa
GPS	<i>Geographic Positioning System</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW	Inverso do Quadrado da Distância
IC	Índice de Confiança ou Desempenho
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
MP	Material Particulado
MS	Material Suplementado
RMSE	Raiz Quadrada do Erro Quadrático Médio
SIG	Sistema de Informação Geográfico
UTM	<i>Universal Transverse Mercator</i>

SUMÁRIO

- 1 INTRODUÇÃO, p. 15
- 2 OBJETIVOS, p. 17
 - 2.1 OBJETIVO GERAL, p. 17
 - 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS, p. 17
- 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA, p. 18
 - 3.1 EFEITO ANTRÓPICO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NOS VEGETAIS, p. 18
 - 3.2 BIOMONITORAMENTO E BIOMONITORES, p. 21
 - 3.2.1 Família Orchidaceae, p. 26
 - 3.2.2 Oeceoclades maculata como Biomonitora Ativa, p. 29
- 4 MATERIAIS E MÉTODOS, p. 31
 - 4.1 ÁREA DE ESTUDO, p. 31
 - 4.2 AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS, p. 32
 - 4.3 ANÁLISE QUÍMICA, p. 34
 - 4.4 ANÁLISES E TESTES ESTATÍSTICOS, p. 35
- 5 RESULTADOS, p. 37
- 6 DISCUSSÃO, p. 49
- 7 CONCLUSÃO, p. 62
- 8 REFERÊNCIAS, p. 63
- 9 ANEXOS, p. 79

1. INTRODUÇÃO

Diversos metais presentes no ambiente são biogeoquimicamente reciclados desde a formação da Terra. Porém, principalmente após a Revolução Industrial, processos antrópicos (processos industriais, mineração e sistemas de tráfego) aumentaram a taxa de redistribuição destes elementos entre os ecossistemas, principalmente em áreas urbanas (GARRETT, 2000; TOVAR-SÁNCHEZ *et al.*, 2019).

Atualmente, ocorrem constantes acidentes envolvendo a poluição atmosférica, acarretando cerca de 800.000 mortes em todo o mundo, das quais, de acordo com a OPS (Organização Pan-americana da Saúde), 35000 ocorreram na América Latina, entre crianças, idosos e portadores de doenças cardiorrespiratórias, compondo a população mais suscetível aos seus efeitos (OPS, 2009; ROMIEU; ÁLAMO-HERNÁNDEZ; TEXCALAC-SANGRADOR, 2011; GURGATZ *et al.*, 2016). Dentre os poluentes atmosféricos podem-se considerar os metais pesados, como Zinco (Zn), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cadmio (Cd), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), dentre outros (SOUZA *et al.*, 2019), que são definidos como metal ou metalóide com importância biológica por se acumular nos tecidos dos seres vivos (MAHAPATRA *et al.*, 2019). Na atmosfera urbana, esses elementos são emitidos sob a forma de partículas, sólidas e / ou líquidas, em diferentes tamanhos (SAWIDIS *et al.*, 2011).

Assim, os constantes efeitos deletérios das atividades humanas têm permitido que através de estudos sejam detectados que algumas espécies vegetais, como as Orchidaceae, apresentem sensibilidade diante dos impactos ambientais negativos existentes e assim agem como bioindicadores dos poluentes, em especial, da poluição atmosférica (SANTOS, 2017).

As orquídeas pertencem à família Orchidaceae, sendo o maior agrupamento de angiospermas, representando aproximadamente 28.000 espécies em regiões tropicais, com utilização em produção comercial, devido ao seu rápido desenvolvimento e beleza de suas flores (BONILLA; CALLEGO; AGUIRRE, 2014; CHASE *et al.*, 2015). São geralmente epífitas, que ambientam em um regime vegetativo de arbustivas associadas às arbóreas influenciando positivamente na manutenção do ecossistema (GUIMARÃES, 2009).

Atualmente, são diversas as possibilidades na utilização das espécies de orquídeas como bioindicadoras de poluição atmosférica, devido aos efeitos antrópicos, como as atividades industriais e a frota veicular, que são causados principalmente nos grandes centros urbanos, interferindo no ecossistema.

Porém, são poucos estudos de metais pesados, como Cd, Fe, Zn, Mn, Cu e Ni presentes na composição do ar e as concentrações depositadas em superfícies, buscando entender quais as concentrações limite aceitáveis, especialmente, em cidades com grande desenvolvimento industrial e elevada circulação de tráfego automotivo.

Todavia, Pignata *et al.* (1999) afirmaram que dentre todos os seres vivos, as plantas apresentam maior sensibilidade em ambientes poluídos, mesmo em baixas concentrações, porém, muitas vezes, difícil de distinguir entre a quantidade de metal retirada do solo e a depositada na parte aérea do vegetal (SAWIDIS *et al.*, 2011). Estudos já foram feitos na China, por Tingming *et al.* (2016), onde foi utilizada a espécie Orchidaceae *Anoectochilus roxburghii* para analisar metais pesados Cu, As, Cd, Hg e Pb através de espectrometria de emissão atômica de plasma (ICP-AES). Na Malásia, Yasin; Mahmood; Shaharudiin (2017) estudaram a espécie *Spathoglottis plicata* para avaliar os efeitos de Cu, Zn, Fe e Mn em seu crescimento. No Brasil, outros epífitos foram utilizados, como a Bromeliaceae *Tillandsia recurvata* (L.) (BECKER; LINDEN; SCHMITT, 2017); o líquen *Parmotrenea crinitum* (Ach.) e a Bromeliácea *Tillandsia usneoides* no sudeste (MARQUES JÚNIOR *et al.*, 2018).

Assim, este trabalho apresenta como bioindicadores vegetais podem auxiliar na avaliação da presença de metais pesados na composição do ar atmosférico em ecossistemas urbanos, servindo como diretriz para aperfeiçoar o serviço de controle realizado pelos responsáveis pelo monitoramento do meio ambiente e da saúde da população, bem como pelas populações afetadas. Uma vez advertida sobre os riscos a que se encontra submetida, a população poderá interferir positivamente nas decisões político-administrativas que determinarão a sua realidade futura de saúde e bem-estar.

Dessa forma, contempla-se neste estudo, avaliar a possibilidade de uso da espécie *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley, como biomonitora ativa para determinação da qualidade atmosférica na cidade de Volta Redonda, RJ.

Todavia, Klumpp *et al.* (2002a) ressaltaram que apesar do biomonitoramento ser um método eficiente para detectar e monitorar os efeitos da poluição do ar não deve ser exclusivo, mas complementar aos dados obtidos por medições via estações de qualidade do ar e modelagens físicas e químicas, principalmente nos modelos eulerianos, lagrangeanos e de soluções analíticas-matemáticas (GUERRERO *et al.*, 2012; ALBANI; DUDA; PIMENTEL, 2015). Assim, a espécie *Oeceoclades maculata* pode ser uma alternativa para auxiliar na avaliação ambiental urbana e, assim o uso da técnica irá ampliar a rede coleta de dados e monitoramento da poluição atmosférica, em escala espaço-temporal.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial da espécie *Oeceoclades maculata* (Lindley) Lindley como bioindicadora de metais pesados presentes no ar atmosférico em diferentes regiões da cidade de Volta Redonda, RJ.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar a concentração de metais pesados (Ni, Cd, Fe, Mn, Pb e Zn) presentes nas folhas de *O. maculata* em diferentes regiões da cidade de Volta Redonda, RJ;
- Avaliar se a idade da planta influencia no acúmulo de metais pesados presentes no ar atmosférico.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 EFEITO ANTRÓPICO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NOS VEGETAIS

A atmosfera é constituída por uma espessa camada de mistura de gases contendo líquidos em suspensão e partículas sólidas que envolvem completamente a Terra, formando um sistema ambiental integrado (GOMES, 2010). Quase toda massa da atmosfera, cerca de 90%, localiza-se nos primeiros 30 km de altitude, sendo que 50% estão concentrados nos primeiros 5 km (RIBEIRO *et al.*, 2009; PALLASMAA, 2014).

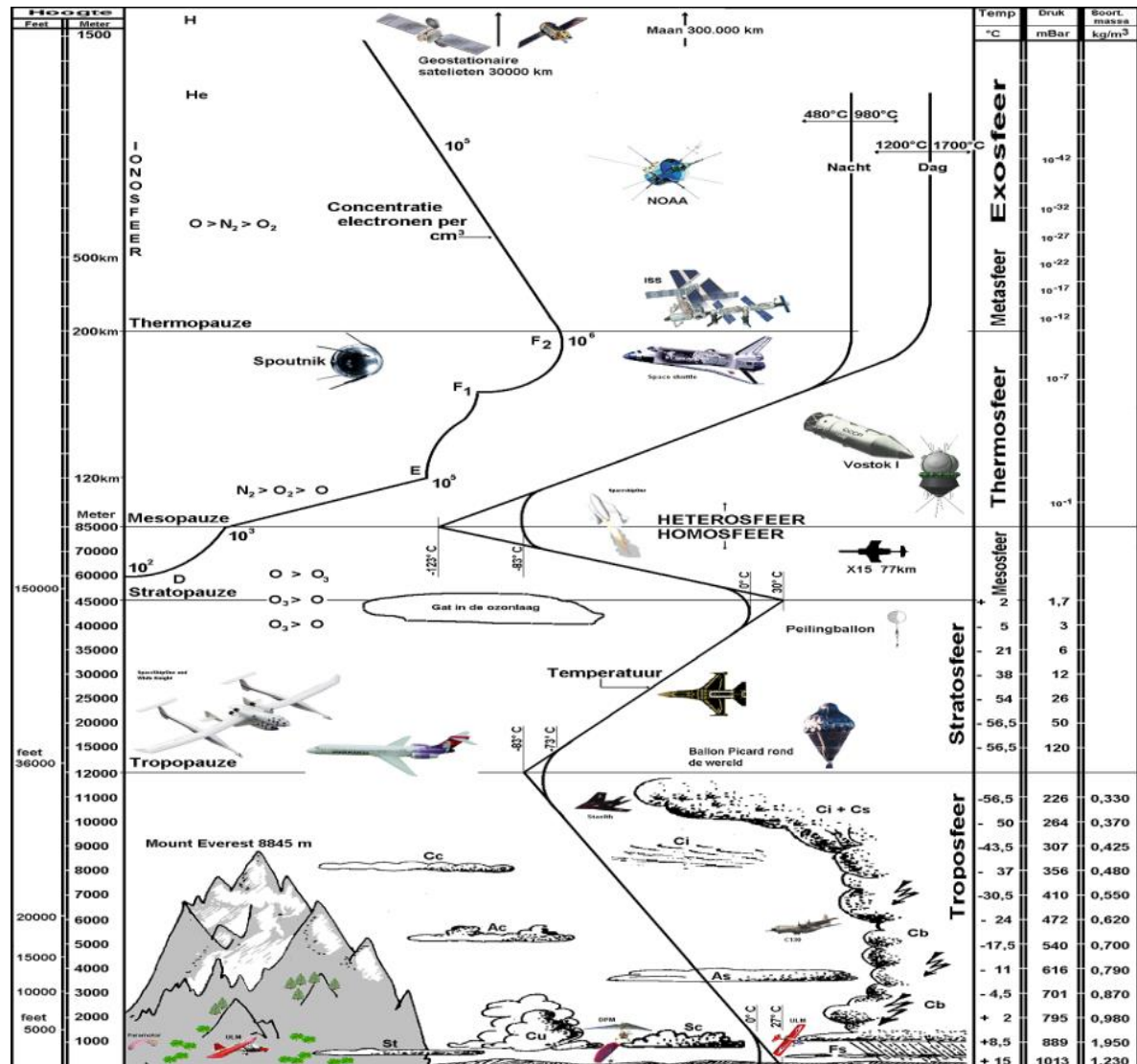
São apresentadas cinco camadas: troposfera, estratosfera, mesosfera, termosfera e exosfera, sendo a troposfera e a estratosfera as mais relevantes para o estudo da poluição atmosférica. A região mais próxima à superfície da terra é a troposfera (Figura 1 e Tabela 1), uma camada de ar estreita e densa com praticamente toda a massa gasosa da atmosfera (75%), além de quase todo vapor d'água e aerossóis. A camada seguinte, a estratosfera, é mais seca e contém grandes quantidades de ozônio, tendo uma importância científica grande em função dos processos de absorção e dispersão dos raios solares que a incidem.

Tabela 1: Composição média da atmosfera

Gás	Concentração em Volume
Nitrogênio (N ₂)	78,08%
Oxigênio (O ₂)	20,94%
Argônio (Ar)	0,93%
Dióxido de Carbono (CO ₂)	0,03%
Neônio (Ne)	18,18 ppm
Hélio (He)	5,24 ppm
Ozônio (O ₃)	0,60 ppm
Hidrogênio (H)	0,50 ppm
Criptônio (Kr)	1,14 ppm
Xenônio (Xe)	0,09 ppm
Metano (Me)	1,50 ppm
Óxido Nitroso (N ₂ O)	0,40 ppm

Fonte: Gomes, 2010

Figura 1: Características da Atmosfera



Fonte: Commons, 2004

A atmosfera também apresenta quantidades significativas de aerossóis, que são partículas de poeira em suspensão, matéria orgânica, fumaça, entre outros, podendo ter origem natural ou antropogênica. Há uma estimativa de que 30% dos aerossóis presentes na sua composição tem origem antropogênica, ou seja, produzidos pelos seres humanos. Logo, sua quantidade nesse meio pode aumentar continuamente ao longo do tempo (AYOADE; ANDRADE, 1996; ALMEIDA, 1999; GOMES, 2010).

O conceito de poluição atmosférica inclui atividades humanas e/ou naturais que levam à deterioração da sua qualidade original. Durante centenas de anos os seres humanos vêm realizando atividades que modificaram a sua composição química.

A poluição atmosférica é a introdução direta ou indireta de materiais poluentes em quantidades que afetem sua qualidade e composição resultando em efeitos negativos para o

bem estar do ser humano, a natureza viva e não viva, aos ecossistemas, aos materiais, aos recursos naturais e à utilização do meio ambiente (BRETSCHNEIDER; KURFÜRST, 1987).

As fontes de poluição do ar podem ser classificadas como fontes fixas, móveis ou naturais (SPOHR; ZANINI; DAPPER, 2016). Fontes fixas são aquelas representadas por atividades que realizam combustão em locais fixos e unidades em que os processos intrinsecamente geram emissões. Enquanto as fontes móveis são todos os meios de transporte aéreo, marítimo e terrestre que utilizam motores à combustão como força motriz, sendo o termo utilizado para descrever uma ampla variedade de veículos, máquinas e equipamentos que geram poluição atmosférica e que podem mover-se, ou serem movidos, de um lugar para o outro (CETESB, 2013; NETO; CARNEIRO, 2015). Já as fontes naturais são aquelas oriundas de erupções vulcânicas, tempestades de areia e incêndios florestais naturais (CANCADO *et al.*, 2006).

Os metais pesados presentes no ar mais estudados e que possuem alguma relação com o tráfego veicular e processos industriais, de acordo com a Tabela 2, são Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn (MARTINS, 2009).

Tabela 2: Tipos e fontes de metais pesados e seus efeitos sobre o tecido vegetal

Poluentes	Fonte	Efeito
Cd	Atrito dos pneus	Pode bloquear elementos do xilema
Zn	Vulcanização de pneus	Pode bloquear elementos do xilema
Cu	Desgaste de peças automotoras	Possui pouca mobilidade e as maiores concentrações estão na parte aérea em fases de crescimento intensivo
Fe	Poeira e ressuspensão do material particulado proveniente de indústrias de aço e desgaste de peças metálicas dos veículos	Seu acúmulo preferencial é nas folhas, sendo responsável pelo metabolismo basal, reações de oxirredução e síntese de clorofila
Mn	Componente da gasolina aditivada e causa aumento na octanagem da gasolina	Atua na fotossíntese e transferência de fosfato, estabilização da estrutura do cloroplasto e síntese de ácidos nucleicos
Pb	É também um componente da gasolina aditivada, pneus reciclados, ligas metálicas e baterias	Ocorre na endoderme como uma barreira para transporte de metais, tornando sua mobilidade pequena

Fonte: Adaptado de Moreira, 2010

A presença de agentes potenciais de poluição atmosférica nos espaços urbanos, que ameaçam a saúde e a qualidade de vida de grupos humanos e dos demais organismos vivos, assim como a integridade do meio abiótico, tem despertado a busca por medidas e estratégias

destinadas à detecção precoce de processos poluidores, assim como de instrumentos e métodos de intervenção em áreas com exposição humana a poluentes (KLUMPP *et al.*, 2001).

A qualidade do ar pode ser avaliada em nível local, regional, nacional e internacional, através de estimativas das emissões, do uso de modelos matemáticos e de medidas das concentrações ambientais dos principais poluentes, utilizando-se, normalmente, métodos físico-químicos. Por estas medidas, pode-se verificar como as normas e valores limites para concentrações de poluentes no ar, estabelecidos ou recomendados, estão sendo respeitados. Os resultados dessas medidas, porém, não permitem conclusões imediatas sobre os impactos das concentrações atuais de poluentes em seres vivos (KLUMPP *et al.*, 2001).

O grau e a extensão das mudanças ambientais nas últimas décadas deram uma nova urgência e relevância para a sua detecção e compreensão, devido às atividades humanas, que alteraram o ciclo biogeoquímico global e de outros poluentes. Atualmente, aproximadamente 5 milhões de produtos químicos são conhecidos e 80000 estão em uso; 500-1000 são adicionados por ano, resultando em um aumento progressivo no fluxo de formas químicas biodisponíveis para a atmosfera (RŪTA; PALIULIS, 2010).

3.2 BIOMONITORES E BIOMONITORAMENTO

A partir de meados do século passado, iniciou-se o processo de utilização de organismos vivos, como método auxiliar de detecção de alterações perigosas da qualidade do ambiente, que foi denominado de biomonitoramento (GARTY; KLOOG; COHEN, 1998; XIAO *et al.*, 1998). Bioindicadores foram usados para avaliação da qualidade do ar pela primeira vez em 1958, em Los Angeles, EUA (HECK, 1966). No entanto, Schönbeck em 1969 afirmou pela primeira vez que os indicadores biológicos revelaram informações sobre efeitos da poluição ambiental sem a necessidade de ser avaliados por meio de métodos físico-químicos. Ainda em meados do século XIX, o Dr. Willian Nylander postulou a hipótese de que o uso de parâmetros populacionais de líquens poderia prever sobre os efeitos da poluição do ar (TEMG Kg⁻¹ERMA *et al.* 2004).

Assim, o Biomonitoramento pode ser definido como qualquer tipo de técnica ou método experimental indireto de verificar a existência de poluentes encontrados em determinada área, utilizando-se organismos vivos, que respondem ao estresse submetidos por modificações nos ciclos vitais ou pela acumulação de poluentes (CARRERAS; PIGNATA,

2009; SANTOS, 2011; RAI, 2016). Já os bioindicadores representam seres vivos utilizados em ensaios de biomonitoramento basicamente em dois métodos distintos:

a) Método passivo, quando são utilizados seres vivos que já habitam a área de estudo; (SMODIŠ; PARR, 1999; BAJPAI; UPRETI; DWIVEDI, 2010; RONCI *et al.*, 2016; MELO JUNIOR; RAIMUNDO; AMORIM, 2014).

b) Método ativo, quando estes indivíduos são introduzidos de forma controlada no local a ser investigado (SMODIŠ; PARR, 1999; BAJPAI; UPRETI; DWIVEDI, 2010; RONCI *et al.*, 2016; SILVA, 2011).

A Tabela 3 apresenta uma comparação das vantagens e desvantagens do uso de biomonitores vegetais para a deposição atmosférica.

Tabela 3: Comparação de vantagens e desvantagens do uso de biomonitores vegetais para a deposição atmosférica

Vantagens	Desvantagens
Disponível para amostras em todos os momentos	Os efeitos sazonais do crescimento devem ser levados em consideração
Amostragem relativamente barata	O crescimento pode ser afetado por variáveis ambientais
É possível relacionar a concentração de tecidos à deposição (musgos e líquens)	Os efeitos do poluente no crescimento dificultam a interpretação
Não é necessário licenciamento para utilização de espécies comuns e pouco treinamento espacial	A discriminação diferencial de poluentes pode influenciar nos padrões de absorção
	A população pode conter uma mistura de genótipos resistentes e não resistentes
	Ocorre risco de contaminação por substrato em alguns casos

Adaptado de: Pakeman; Hankard; Osborn, 1998

Geralmente, os vegetais apresentam maior sensibilidade à poluição do que os animais, incluindo o homem (ALVES, 2001). As espécies de plantas utilizadas em biomonitoramento podem ser classificadas de acordo com o tipo de reação ao poluente, como: a) bioindicadoras que são sensíveis e apresentam sintomas como alteração na morfologia das flores e frutos; b) biosensoras ou biomarcadoras onde seus sintomas não são visíveis; c) bioacumuladoras as quais possuem menos sensibilidade à poluição do ar e acumulam partículas em seus tecidos e d) indicadoras ecológicas sendo observadas mudanças em comunidades vegetais, como o desaparecimento de espécies não tolerantes à poluição ou colonização de espécies oportunistas e/ou mais tolerantes (SUN *et al.*, 2011; ACHOTEGUI-CASTELLS *et al.*, 2013).

O método do biomonitoramento permite avaliar a resposta de organismos vivos à poluição, oferecendo vantagens como: custos reduzidos de instalação e acompanhamento; ausência de aparelhagem sofisticada de medição; eficiência para o monitoramento de áreas amplas e por longos períodos de tempo e, também, viabilidade na avaliação de elementos químicos em baixas concentrações no ambiente em estudo (CARRERAS; PIGANATA, 2001; CARNEIRO, 2004).

Alguns autores referem-se à dificuldade em diferenciar nos organismos, os efeitos de poluentes e processos de reação às demais condições ambientais, como solo, clima e alterações antrópicas. Assim, o biomonitoramento torna-se mais adequado quando fornece dados que podem ser comparados com informações obtidas pelos métodos convencionais de monitoramento ambiental, por meio de métodos instrumentais analíticos que podem ser automáticos ou mecânicos (NIMIS *et al.*, 2000).

Dessa forma, autores afirmam que existem três principais situações que levam a um biomonitoramento: a) onde há razões para acreditar que espécies nativas estão ameaçadas; b) quando há implicações para a saúde humana e c) quando existe o interesse de conhecer a qualidade ambiental de alguma localidade (SILVA; HEUSER; ANDRADE, 2003; SAWIDIS *et al.*, 2011).

A coleta sistemática de dados relativos a esses efeitos permite a criação de um inventário de respostas, o que representa o terceiro sistema de informação no controle da qualidade do ar, adicionados aos inventários de emissões e de concentrações ambientais. O emprego de bioindicadores, portanto, não pretende e nem consegue substituir medições pelos métodos físico-químicos, mas fornece informações adicionais referentes a efeitos sobre organismos vivos (KLUMPP *et al.*, 2001).

A padronização de técnicas, desde o cultivo e a exposição das plantas até a avaliação dos resultados, é um requisito fundamental para a validade e a aplicabilidade dos dados obtidos. Porém, a grande diversidade de métodos aplicados nos inúmeros estudos conduzidos e publicados em vários países europeus utilizando plantas como bioindicadoras da poluição do ar, não somente inviabiliza a comparação dos dados obtidos, mas também contribui para reduzir a aceitação desse método biológico de controle da qualidade do ar frente às autoridades e a opinião pública (KLUMPP *et al.*, 2001).

O estudo com biomonitores torna-se relevante para demonstrar, além da presença da poluição atmosférica em ambientes urbanos, os problemas que esses poluentes causam para a saúde e qualidade de vida dos seres humanos, além do desequilíbrio ecológico que ocorre com

os demais organismos e com o meio abiótico (KLUMP *et al.*, 2001). Acredita-se que a toxicidade dos metais liberados no ambiente exceda a de todos os outros poluentes radioativos e orgânicos combinados (RÖLLIN; NOGUEIRA, 2011). Baltrėnaitė *et al.* (2014), alertaram para o fato de que pequenas concentrações de metais pesados no meio ambiente já são um risco sério, devido a capacidade desses metais bioacumularem e biomagnificarem na cadeia alimentar, especialmente para as espécies consideradas topo de cadeia, como o homem, uma vez que esses estudos ainda são pouco explorados no mundo (KLEIN; BORGES, 2018).

Segundo Baumbach (1996), os gases e material particulado têm efeito direto nas plantas, principalmente nas folhas, acículas e posteriormente chegando às raízes através da contaminação do solo. Os danos da poluição são comumente classificados como aguda, crônica ou escondida. Cada poluente gera uma interação diferente com a vegetação, assim como a reação das plantas ao poluente varia entre espécies e estágio de crescimento (BAYCU *et al.*, 2009).

Existem duas formas de entrada dos poluentes presentes na atmosfera, nas folhas ou acículas: estomática, com abertura e fechamento dos estômatos regulados pela necessidade de gás carbônico (CO₂) para a fotossíntese e evapotranspiração ou, através da epiderme, pela cutícula. A via estomática é a mais frequente. Os poluentes são relocados nos espaços intracelulares, onde alguns são capazes de destruir suas estruturas e outros interferem no metabolismo das plantas. Geralmente, somente em áreas próximas a emissão de poluição há concentração suficiente para causar grandes danos (BAUMBACK, 1996).

Segundo Baycu *et al.* (2009), os tecidos das plantas refletem os elementos encontrados próximos a fonte emissora devido a interação com o ambiente local, a qual pode ser benéfica à vegetação, pois alguns metais pesados (Mn, Fe e Zn) são considerados micronutrientes e sua entrada é facilitada, porém alguns elementos tóxicos também acabam entrando na planta.

A maioria dos vegetais é sensível aos metais pesados: a abertura estomática é prejudicada, a fotossíntese é deprimida, a respiração e o crescimento são perturbados. Como a toxidez dos metais depende, sobretudo, da inativação de enzimas vitais, esses mecanismos oferecem proteção bastante eficaz (CASTRO; KLUGE; DECHEN, 2007).

As plantas podem ser acumuladoras de metais pesados, e sendo assim, podem tanto mitigar os efeitos da poluição como servirem de bioindicadoras. Elas geralmente possuem mecanismos de resistência impedindo efeitos tóxicos (CASTRO; KLUGE; DECHEN, 2007).

O critério de seleção para uma planta ser utilizada no biomonitoramento é que ela deve ser encontrada em grande número na área a ser monitorada e sua amostra deva ser fácil e

barata. As plantas têm uma boa dispersão, permitindo uma alta densidade de pontos amostrais, possibilitando a construção de mapas de alta resolução (GRATANI; CRESCENTE; VARONE, 2009).

Alguns estudos com o biomonitoramento de metais pesados utilizando outros vegetais vêm sendo desenvolvidos tanto no Brasil como em outras partes do mundo (Tabela 4).

Tabela 4: Exemplos de espécies utilizadas como bioindicadoras de metais pesados presentes no ar atmosférico

Espécies	Autor/Ano	Local	Poluentes	Método
Bromélia <i>Tillandsia usneoides</i> e <i>Tillandsia stricta</i>	NOGUEIRA, 2006; OLIVEIRA; DE MELO, MIGUENS, 2016	Brasil São Paulo	Co, Ni, Zn, Ba e Sb	Ativação com nêutrons e por ICP-MS
Líquens <i>Cladonia verticillaris</i>	MOURA; FERNANDES; SILVA, 2012; PIQUÉ, 2005	Brasil Pernambuco	Pb	Cromatografia líquida e microscopia eletrônica de varredura
<i>Tradescantia</i> sp	SAVÓIA, 2013	Brasil São Paulo	Pb, Cr, Ni e Cd	Espectrofotometria de absorção atômica em forno de grafite (GFAA)
Orquídea <i>Anoectochilus roxburghii</i>	TINGMING <i>et al.</i> , 2016	China	Cu, As, Cd, Hg e Pb	Espectrofotometria de massa com plasma indutivamente acoplado
Cascas de árvores da espécie <i>Poincianella pluviosa</i>	SOUZA <i>et al.</i> , 2019	Brasil Volta Redonda/RJ	Pb, Cd, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn	Espectrofotometria de absorção atômica

Fonte: Adaptado de Savóia, 2013

A categorização de plantas em grupos sensíveis e tolerantes deve ser considerada em programas de pesquisa dessa área de conhecimento, visto que plantas sensíveis podem ser utilizadas como bioindicadores de reação e as tolerantes podem servir, tanto como na acumulação, como no abate de poluentes do ar em ambientes urbanos e industriais (PIGNATA *et al.*, 1999). Outros métodos visuais estão baseados na verificação da frequência e abundância de espécies sensíveis expostas a poluentes atmosféricos (SCERBO *et al.*, 1999).

As principais injúrias decorrentes da poluição do ar observadas em plantas são: aumento ou diminuição na produção de algumas enzimas (IQBAL *et al.*, 2010); alterações

genéticas (FLECK; MORESCO; RHODEN, 2016); mudanças na abertura e no fechamento estomático (PINA; MORAES, 2010); e modificações anatômicas na epiderme, tecidos vasculares e fotossintetizantes (ARRIVABENE *et al.*, 2015). Por conseguinte, essas alterações levam a sintomas como clorose e necrose em tecidos e órgãos, que podem evoluir, levando o indivíduo à morte (MANNING; FEDER, 1980).

3.2.1 Família Orchidaceae

A Família Orchidaceae abrange 70% do total de epífitos vasculares típicos de florestas tropicais e subtropicais úmidas, constituindo uma das maiores famílias de angiospermas. Compõe-se de aproximadamente 780 gêneros e 28000 espécies de plantas epífitas, rupícolas ou terrestres no mundo, isto sem incluir os híbridos artificiais que duplicam as espécies nativas existentes (BONILLA; CALLEGO; AGUIRRE, 2014; CHASE *et al.*, 2015). Colômbia e Equador são considerados os países com maior diversidade e riqueza de orquídeas (BONILLA; CALLEGO; AGUIRRE, 2014).

No entanto, a abundância e a diversidade são fortemente influenciadas pela mudança de condições ecológicas ao longo de gradientes altitudinais, latitudinais e continentais, sendo a distribuição de chuvas ao longo do ano, combinadas com as variações de temperaturas, os fenômenos mais importantes para o sucesso destes epífitos (GENTRY; DODSON, 1987; DING *et al.*, 2016). As condições adversas a que estão submetidas às epífitas implicam no desenvolvimento de um conjunto de adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas (BARROS *et al.*, 2015).

No Brasil, foram descritos cerca de 200 gêneros e 2500 espécies, com predomínio de flores pequenas e inconspícuas (BARROS *et al.*, 2015). As orquídeas brasileiras são conhecidas e apreciadas mundialmente e a diversidade de formas, hábitos e adaptações que já haviam sido relatadas por Hoehne (1949) e Pabst; Dungs (1975, 1977). A *Cattleya walkeriana*, por exemplo, descoberta por Gardner, em 1839, possui hábito epifítico, destacando-se nesta flora pela sua beleza e tamanho reduzido dos órgãos, despertando interesse de colecionadores e comerciantes (SILVA; MILANEZE-GUTIERRE, 2004).

Embora não tenham contato com o solo, segundo Duarte; Gandoli (2013), as epífitas adquirem recursos, para sua sobrevivência, por outros meios, como pela atmosfera e por lixiviação de compostos oriundos das copas das árvores. As epífitas apresentam estratégias que permitem a reserva de água em órgãos suculentos, quer sejam raízes, caules ou folhas.

Entre as estruturas envolvidas nesse processo, a hipoderme é uma das mais citadas (DRESSLER, 1990; BARROS *et al.*, 2015).

O hábito epifítico, comum entre as orquídeas, caracteriza-se pelas condições extremas, contando em geral com limitadas quantidades de umidade e nutrientes. As folhas, os pseudobulbos e as raízes das orquídeas são órgãos envolvidos diretamente com a economia de água. As primeiras apresentam-se com vários graus de suculência em seus tecidos, estando adaptadas para a estocagem de água no tecido parenquimático e, em algumas espécies, contando também com camada hipodérmica, composta por uma ou mais camadas celulares (PERLEBERG, 2009; HEBERLE; JASPER, 2012). Os pseudobulbos são porções engrossadas do caule, podendo acumular principalmente água e carboidratos, tal como o amido (NG; HEW, 2000).

Essa sensibilidade é justificada pela presença dos estômatos, uma vez que através deles são efetuadas as trocas gasosas, as quais podem provocar principalmente efeitos metabólicos. Observam-se consequências como descoloração das folhas e necrose em tecidos e órgãos (PEDROSO, 2009).

Os poluentes do ar penetram nos vegetais de forma primária ou secundária. A forma primária ocorre através das folhas e a secundária através das raízes, onde os metais pesados e a precipitação ácida afetam principalmente as raízes, enquanto os gases SO₂, NO₂ e O₃ afetam particularmente as folhas (DASSLER; BORTITZ, 1998).

A absorção de poluentes pelos vegetais nas folhas ocorre tanto pela superfície superior quanto a inferior. A região foliar é revestida externamente por uma camada cerosa, hidro-repelente, a cutícula – que apresenta na sua composição a cutina, pectina, hemicelulose, ácidos graxos e ceras. A cutícula, em geral, é mais espessa na face adaxial que na abaxial. Nesta face, predominantemente, aparecem os estômatos, também revestidos internamente pela cutícula. Os estômatos aumentam, de sobremaneira, a superfície para o contato com a solução (MALAVOLTA, 1980; FERNANDEZ; SOTIROPOULOS; BROWN, 2015).

Algumas espécies de orquídeas vêm sendo utilizadas como biomonitoras da poluição atmosférica em diferentes países. As espécies *Encyclia tampensis*, *Epidendrum tampense* e *Epidendrum rigidum* foram pesquisadas na Califórnia (EUA), pelos pesquisadores Leslie Nyman, David Benzing, Patric Temple e Joseph Arditti da Universidade da Califórnia, em 1989, onde estudaram o efeito de O₃ e SO₂ sobre essas orquídeas e caracterizou algumas respostas a exposições agudas pelas orquídeas no sul da Flórida expostas a essas concentrações por câmaras internas, para estabelecer limites de lesões ou efeitos fisiológicos.

As flores podem representar um estágio no ciclo de vida das orquídeas vulneráveis ao SO₂ e O₃, sendo danificadas em geral por esses gases e podem produzir feridas ou induzir o etileno, o que reduzirá seu período de vida, o que por sua vez, pode reduzir a exposição a polinizadores e limitar a produção de sementes como consequência. Em longo prazo, isso pode esgotar ou eliminar populações (NYMAN *et al.*, 1989).

Os autores Ranjith Jayasekera e Matthias Roszbach pesquisaram os níveis de metais pesados em epífitas de diferentes grupos taxonômicos, como *Usnea barbata*, *Pogonatum*, *Lycopodium selago*, *Polypodium lanceolatum* e *Actinodaphne ambigua*, além da *Bulbophyllum elliae* (Orchidaceae), em fragmento de floresta no Sri Lanka, da Universidade de Kelaniya, em 1996. Uma área de reserva natural imperturbável, localizada em uma floresta tropical de montanhas a cerca de 1800 m de altitude, serviu como local de estudo para investigar e avaliar os níveis de concentração natural de As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb e Zn. Os materiais de todas as amostras estavam dentro de limites aceitáveis, e em relação ao grau de homogeneidade. As variações no teor de metais pesados foram observadas em diferentes gêneros vegetais discutidos em termos de seus hábitos e local de crescimento na floresta (JAYASEKERA; ROSSBACH, 1996).

Os pesquisadores Roman Prazak e Jolanta Molas, da Universidade de Ciências da Vida em Lublin, nos Estados Unidos, em 2015 e 2017, apresentaram 2 publicações. Seu principal objetivo foi determinar o efeito de concentrações crescentes de Mn, em características morfológicas e na acumulação de Fe e de Mg nas raízes e brotos de *Dendrobium kingianum* Bidwill. A acumulação de Mn em brotos e raízes aumentou, sendo que na parte aérea foi cerca de 2 - 3 vezes maior do que nas raízes. O estudo confirmou que o Mn pode afetar a absorção e o acúmulo de outros metais essenciais, como Fe e Mg, nas raízes e brotos, diminuindo à medida que o nível de Mn externo aumenta. A acumulação de Fe e Mg nas raízes foi maior do que nos brotos (PRAZAK; MOLAS, 2015, 2017).

Na China, em 2016, os autores Shen Tingming, Liu Zhiyuan, Zhongyu Wu, Chen Wei pesquisaram a determinação dos metais pesados Cu, As, Cd, Hg e Pb em *Anoectochilus roxburghii* pelo método ICP-MS. Esta Orchidaceae é considerada uma erva que pode ser usada como medicamento, é comumente usada no tratamento de doenças pulmonares, hepatite, nefrite, artrite reumatoide e neurastenia. O uso externo pode tratar inchaços, feridas e picadas de cobra. Nos últimos anos, *A. roxburghii* mostrou alguns efeitos no tratamento do câncer, diabetes e hipertensão, e tem atraído cada vez mais a atenção da comunidade médica. Os problemas de segurança alimentar são cada vez mais sérios, e a poluição por

metais pesados é um deles. Como material medicinal valioso essa espécie é inevitavelmente contaminada por metais pesados durante o processo de plantio, e torna-se um método rápido e preciso para detectar metais pesados de grande importância para garantir a qualidade e segurança em diferentes áreas produtoras. Verificou-se que as amostras dos indivíduos nas cidades de Muyang e Fu'an foram as mais baixas. As amostras estão em conformidade com os limites de metais pesados dos fitoterápicos chineses, de acordo com a edição de 2010 da Farmacopeia Chinesa (TINGMING *et al.*, 2016).

Os autores Zaliyatun Akhma Mat Yasin, Maziah Mahmood e Noor Azmi Shaharudiin da Faculdade de Biotecnologia e Ciências Biomoleculares, na Malásia, em 2017, realizaram pesquisas sobre os efeitos dos micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe) no crescimento da *Spathoglottis plicata*, esta orquídea também tem valor medicinal. De acordo com Rao (2004), o processo de ebulição das folhas é utilizado para o tratamento de reumatismo. Neste estudo, o objetivo foi investigar os efeitos de micronutrientes (CuSO₄, ZnSO₄, MnSO₄ e Fe-EDTA) sobre o crescimento de *S.plicata*. As plântulas de altura uniforme (1,5 cm) foram transferidas para um meio suplementado (MS) com diferentes concentrações de micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe). A produção máxima do teor de proteína solúvel (38,98 mg/g de peso fresco, FW) foi registrado quando as plântulas foram tratadas com 25 µ de MnSO₄. As atividades destas enzimas dependem da quantidade destes compostos presente nas plantas. Elevadas atividades de enzimas oxidativas não tem quaisquer efeitos nocivos sobre o crescimento de plântulas; pelo contrário, elas provavelmente protegem as células de dano oxidativo, tais como a peroxidação lipídica e carboxilação proteica (YASIN; MAHMOOD; SHAHARUDIIN, 2017).

3.2.2 Oeceoclades maculata como biomonitora ativa

No Brasil, foi utilizada como bioindicadora da poluição atmosférica, objeto dessa pesquisa, a espécie *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. (Figura 2). É uma espécie humícola, de porte herbáceo dotada de raízes curtas e pouco tuberizadas. Os pseudobulbos são verdes e as folhas possuem lâmina verde-clara pintalgada de verde-escuro. A inflorescência é racemosa com 5 - 15 flores. As pétalas e sépalas são branco-esverdeadas. O labelo é trilobado e apresenta dois calos na base, face rosada e centro e bordas de cor branca. São pequenas (1 - 2 cm de diâmetro), abrindo gradativamente uma a uma de baixo para cima com baixa durabilidade. Os frutos maduros são amarelados, perianto persistente e as sementes, de 200 a 800 por fruto, têm aspecto farináceo e são dispersas pelo vento. *O.maculata* é uma espécie

invasora, que tem origem na África e foi introduzida no Brasil (STERN, 1988) e Ilhas Guadalupe (FELDMANN; BARRÉ, 2001), espalhando-se pela Colômbia, Venezuela e América Central, chegando até a Flórida (STERN, 1988).

Figura 2: Detalhe da floração de *Oceoclades maculata* (Lindl.) Lindl.



Fonte: Delfini, 2011

O sistema reprodutivo é o principal fator para o sucesso dessas orquídeas, variando de apomixia e autogamia a polinização cruzada obrigatória, obtida com sistemas de polinização por enganação (ACKERMAN, 2009). *O. maculata* é polinizada de maneira passiva, onde, por intermédio de gotas de chuva, as polínias deslocam-se, e, por meio da torção do estipe, entram em contato com o estigma (AGUIAR *et al.*, 2012). Na ausência da chuva, a autopolinização acontece via torção do estipe devido ao dessecamento. É geralmente encontrada com suas raízes em meio à serapilheira, parcialmente decomposta, na camada mais superficial do solo e em locais sombreados (SOUZA-LEAL; PEDROSO-DE-MORAES, 2014).

Facilmente, encontra-se esta planta com flores ou frutos. As inflorescências começam a ser emitidas nos meses de janeiro, fevereiro e março e a frutificação ocorre em fevereiro, podendo estender até o final de maio.

4. MATERIAL E MÉTODOS

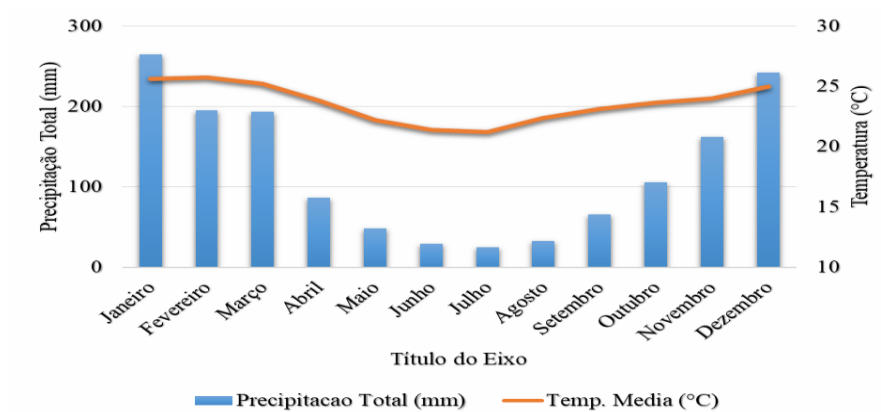
4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Região Intermediária de Volta Redonda – Barra Mansa, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do estado do Rio de Janeiro (IBGE, 2017), no trecho médio da bacia do rio Paraíba do Sul, entre as serras do Mar e da Mantiqueira, na cidade de Volta Redonda, na coordenada referente à 22°29'00''S e 44°05'00''W.

O relevo do município segue o padrão do vale do médio Paraíba do Sul, com alturas entre 350 m a 707 m em relação ao nível médio do mar (NMM) - (NMG KG-1), declividades superiores a 30% (meia laranja) entremeados por pequenos riachos e brejos esparsos, do tipo mar de morros, segundo o Instituto Estadual do Ambiente (INEA, 2009; PVR, 2017).

O clima predominante é tropical mesotérmico, com inverno frio e seco, verão quente e chuvoso (FONSECA, 2017). A Temperatura média mínima anual é de 16,5°C e a média máxima anual é de 27,8°C. A precipitação média anual é de 1377,9 mm e com uma umidade média anual de 77%, sendo dezembro e janeiro os meses com maior incidência de chuvas (LEE *et al.*, 2019) (Figura 3).

Figura 3: Climograma representando série histórica de temperatura e precipitação em Volta Redonda-RJ (1967 – 2016)



Fonte: Fonseca, 2017

A cobertura florestal do município pertence ao ecossistema da Floresta Estacional Semidecidual, inserida no domínio da floresta Atlântica (RIZZINI, 1997; RIBEIRO *et al.*, 2009; IBGE, 2009). O conceito ecológico de Floresta Estacional Semidecidual é condicionado pela dupla estacionalidade climática: uma tropical, com época de intensas chuvas de verão

seguidas por estiagens acentuadas; e outra subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo intenso frio de inverno, com temperaturas médias inferiores a 15°C (RIZZINI, 1997; IBGE, 2009).

O município de Volta Redonda possui atualmente mais de 273012 habitantes, sendo a maior cidade da região Sul Fluminense e a terceira maior do interior do ERJ (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2017; 2019), sendo uma cidade que constituiu-se em torno do núcleo urbano anexo a Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) (com cerca de 10 km de extensão no centro da cidade), instalou-se na localidade a partir de 1943. Nos anos 1950, o então distrito pertencente à Barra Mansa emancipou e tornou-se município; embora o grande poder de fato da área continuasse sendo a própria CSN, proprietária de casas e edifícios, até meados dos anos 1960. No regime militar, o município passou a ser área de segurança nacional e os prefeitos eram indicados pelo poder central. A CSN exercia o poder de fato sobre toda a cidade, provendo serviços de educação, saúde e lazer, para os seus empregados e dependentes (LASK, 1992; MOREL, 1989).

As atividades industriais na cidade e em municípios adjacentes contribuem com emissão de elevadas concentrações de material particulado, além de outros gases, como gás sulfídrico (H_2S), óxidos de enxofre (SO_x), dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), etano (C_2H_6), óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO), material particulado (poeira, fuligem, finos de minério), e outros (OLIVEIRA, 2014).

Fontes móveis também contribuem significativamente para a poluição do ar em Volta Redonda. De acordo com o Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN), o tráfego diário no município possui cerca de 140000 veículos, de diferentes categorias, o que representa 2% da frota do estado, sendo 40% movidos à gasolina, 15% com gasolina + gás natural veicular, 26% com etanol + gasolina, 8% com etanol + gasolina + gás natural veicular, 5% a etanol e 4% a diesel (DENATRAN, 2019).

O INEA publica um relatório sobre a avaliação da qualidade do ar em Volta Redonda, assegurando um fluxo considerável de poluição do ar no município (INEA, 2009).

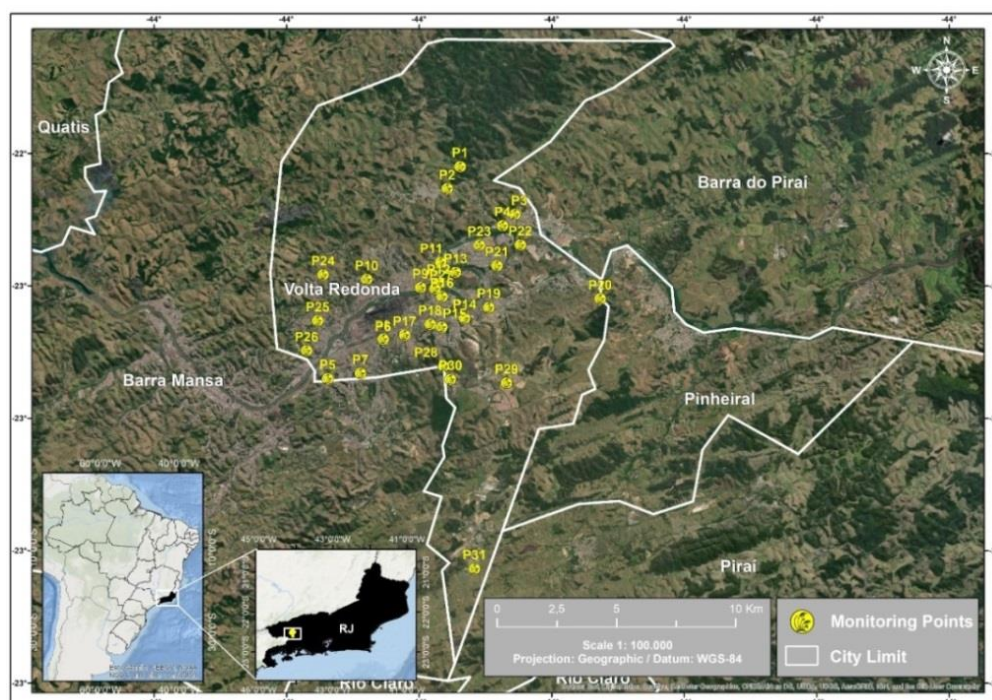
4.2 AMOSTRAGEM E COLETA DE DADOS

Para o estudo foi selecionada a espécie Orchidaceae *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. As orquídeas foram adquiridas em estabelecimentos especializados, plantadas em substrato com casca de pinus misturado com musgos e logo que adaptaram-se, foram

distribuídas nas casas de pessoas conhecidas e residentes nos pontos de interesse, para que cuidassem das plantas durante o período de estudo.

Foram selecionados e identificados 31 pontos de amostragem, representados por bairros (Figura 4), sendo distribuídos em sete setores, de modo a obter-se representatividade das áreas com alguns bairros mais urbanizados (leste, sudeste, centro-norte, centro-sul e oeste) consequentemente de maior exposição aos poluentes, e das áreas com alguns bairros mais ruralizados (norte e sul), representando a menor exposição aos poluentes, assim distribuídos: norte (P1 - Santa Rita Zarur, P2 - Santa Cruz, P3 - São Luiz e P4 - Dom Bosco), sudoeste (P5 - Jardim Suíça, P6 - Rústico, P7 - Minerlândia e P8 - Conforto), centro norte (P9 - Vila Mury, P10 - Retiro, P11 - Voldac, P12 - Niterói e P13 - Barreira Cravo), centro sul (P14 - Jardim Normandia, P15 - São João, P16 - Aterrado, P17 - Vila e P18 - Laranjal), leste (P19 - Jardim Amália, P20 - Três Poços, P21 - Santo Agostinho, P22 - Brasilândia e P23 - Vila Americana), oeste (P24 - Açude, P25 - Belmonte, P26 - Jardim Belmonte e P27 - Nossa Senhora das Graças) e sul (P28 - Casa de Pedra, P29 - Belvedere, P30 Siderópolis e P31 Roma). O local de coleta de cada amostra foi georreferenciado utilizando o aplicativo *Bússola Melon Soft Geographic Positioning System* (GPS). As coordenadas geográficas, latitude e longitude, foram coletadas em coordenadas *Universal Transverse Mercator* (UTM) (Figura 4). Cada planta foi instalada em uma altura de 1,20m a 1,50m do solo.

Figura 4: Localização dos pontos de amostragem no município de Volta Redonda, RJ



Cada indivíduo foi plantado em um vaso de polipropileno com volume aproximado de 200 ml contendo substrato a base de casca de pinus (*Pinus spp.*), fibra de coco (*Cocos nucifera L.*), carvão vegetal e terra vegetal. Em cada vaso foi afixada uma etiqueta, conforme indicam nas Figuras 5 a e 5 b, com informações básicas de cuidados com as plantas, como: molhar somente uma vez por semana, não adubar, manter em lugar sombreado e claro, evitar colocar terra e retirar ervas daninhas.

Figuras 5 a e 5 b: Instruções para os cuidados da *O. maculata* distribuída nas casas



As plantas foram distribuídas no mês de setembro de 2018 e permaneceram cultivadas por um período de 1 ano. A primeira coleta de dados foi realizada em março de 2019, no período de 6 meses (estação chuvosa), e a segunda no mês de setembro de 2019, no período de 12 meses (estação da seca) considerando a idade da planta desde a sua distribuição.

De cada indivíduo foram coletadas de 2 a 3 folhas, tanto no período de 6 quanto em 12 meses. O corte das folhas foi feito com o auxílio de uma tesoura de poda e armazenadas em sacos de papel. A poeira presente na superfície das amostras foi removida com o uso de um pincel, não sendo realizada a lavagem das folhas.

4.3 ANÁLISES QUÍMICAS

Todas as amostras foram secas em estufa com circulação de ar a 65° C e trituradas em almofariz de ágata. O material obtido foi passado em uma peneira com malha de 0,2 mm, de modo a obter as folhas na forma de pó, sendo pesadas 0,2 g de matéria seca e submetida à

digestão nitro-perclórica (TEDESCO *et al.*, 1995). Foram realizadas três repetições da análise das folhas da *O. maculatta*. As concentrações de Pb, Cd, Ni, Zn, Fe e Mn foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica com chama de ar/acetileno utilizando um equipamento SpectrAA 55B, Varian.

4.4 ANÁLISES E TESTES ESTATÍSTICOS

Nos testes estatísticos ocorreram as análises descritiva e exploratória (médias, variância, valores máximos e mínimos, desvios padrão, amplitude e coeficiente de variação – CV%). Os dados obtidos não apresentaram distribuição normal. Portanto, foram utilizados os testes de Kruskal-Wallis (KW) e Bonferroni para comparação múltipla de média e demonstração de diferenças entre metais pesados avaliados apresentando valores estatisticamente diferentes entre os setores/bairros comparados no estudo. Foi aplicado o teste de Mann Whitney para verificar a existência de diferenças significativas entre os grupos, considerando o valor de $p \leq 0,05$ (BROWER; ZAR, 1984).

Para a cluster analysis (CA) foram consideradas as concentrações dos metais pesados analisados (Pb, Cd, Ni, Zn, Fe e Mn) e os postos (estações) para cada indivíduo de *O. maculata* instalados nas diferentes regiões da cidade de Volta Redonda, RJ (Modo Q). Posteriormente, foi realizada a conversão da matriz primária de dados em uma matriz quadrada, onde foram realizados os agrupamentos entre as concentrações dos metais em cada setor considerado no estudo, sendo utilizado o índice da distância euclidiana (dissimilaridade) e o método de Ligação Média Entre Grupo (UPGMA), (GOTELLI; ELLISON, 2011; MOREIRA *et al.*, 2016). Para a definição dos grupos homogêneos das concentrações dos metais pesados, traçou-se a linha de corte ou linha "fenon", que é uma linha paralela ao eixo horizontal do dendrograma obtido da CA a um percentual estabelecido da medida de distância, assim como foi calculado o coeficiente de correlação cofonético (CCC) - (SNEATH; ROHLF, 1962). Assim, quanto maior o valor de CCC, menor será a distorção. Na prática, os dendrogramas com $CCC < 0.7$ indicam a inadequação da técnica CA.

Todas as análises estatísticas foram realizadas via software PAST (PAleontological STatistical) - versão 2.17 (Hamg *et al.*, 2001). Os gráficos boxplots foram produzidos via software R versão 3.6.3 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

Os pontos de instalação de cada um dos vasos plantados com *O. maculata* foram determinados com uso do Sistema de Posicionamento Global (GPS), configurado com Datum

Side 69 fuso 21, reprojatados para SIRGAS2000. A elaboração dos mapas de distribuição das concentrações dos elementos (Fe, Zn e Mn) que destacaram-se na série temporal, com o auxílio do Sistema de Informação Geográfico (SIG) - ARCGIS versão 9.3 (ESRI, USA). Foram testados três métodos de interpolação matemática existente na literatura para identificar quais os melhores. Os métodos usados foram: i) S - Spline; ii) IDW - Inverso do Quadrado da Distância e iii) K - Krigagem.

Para avaliação do desempenho dos modelos de interpolação foram usados os seguintes indicadores estatísticos: os coeficientes de determinação (R^2) e correlação linear de Pearson (r), índice de concordância de Willmott (d) (Willmott, 1981), índice de confiança ou desempenho (IC) de Camargo; Sentelhas (1997), Erro Padrão da Estimativa (EPE) e Raiz Quadrada do Erro Quadrático Médio (RMSE) de Santos Silva *et al.* (2019).

5. RESULTADOS

A análise descritiva dos metais pesados no município de Volta Redonda (Tabela 5), para os períodos de 6 e 12 meses de idade da planta (estações chuvosa e seca), mostrou que as concentrações de Zn, Fe e Mn foram maiores no período de 12 meses, com destaque para o Fe que aumentou cerca de 6 vezes, com variação de $211,26 \text{ mg kg}^{-1}$ para $17414,2 \text{ mg kg}^{-1}$, quando comparado aos 6 meses. O Cd, Pb e Ni apresentaram abaixo do limite de quantificação do equipamento, sendo não significativos (n.s.), com valores de $0,039 \text{ mg kg}^{-1}$, $0,169 \text{ mg kg}^{-1}$ e $0,204 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente.

Os resultados mostraram que as médias das concentrações dos metais pesados foram superiores as medianas nas estações chuvosa e seca, principalmente para o Zn aos 6 meses de idade com os menores indicadores estatísticos, por exemplo, média ($26,03 \text{ mg.kg}^{-1}$), mediana ($25,13 \text{ mg.kg}^{-1}$) e desvio padrão ($9,47 \text{ mg.kg}^{-1}$), ao contrário, no período de 12 meses com os maiores valores na média ($38,15 \text{ mg.kg}^{-1}$), mediana ($30,67 \text{ mg.kg}^{-1}$) e desvio padrão ($25,03 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Em relação ao Mn, ocorreram diferenças significativas quanto aos indicadores estatísticos, por exemplo, as concentrações foram superiores aos 12 meses com média ($170,26 \text{ mg.kg}^{-1}$), mediana ($157,92 \text{ mg.kg}^{-1}$) e desvio padrão ($88,59 \text{ mg.kg}^{-1}$).

O Fe também apresentou diferenças significativas, destacando-se por apresentar também as maiores concentrações no período de 12 meses, com média ($2532,63 \text{ mg.kg}^{-1}$), mediana e desvio padrão ($1973,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $2971,29 \text{ mg.kg}^{-1}$). Os CV's obtidos para todos os metais pesados aos 6 meses foram inferiores ao período de 12 meses (Tabela 5), com destaque para alta variabilidade (117,32%).

Com relação ao teste de KW (Tabela 6), foi possível observar diferença entre os períodos de 6 e 12 meses de idade da planta, representando o aumento de Fe, Mn e Zn no período de 12 meses.

No que diz respeito à contaminação de plantas por metais pesados, Ross (1994) estabeleceu intervalos de concentrações nos quais uma planta pode ser considerada normal ou contaminada, em relação aos elementos Cd, Pb, Mn, Ni e Zn, com exceção do Fe. De acordo com os resultados obtidos, os elementos indicaram que os indivíduos amostrados podem ser considerados não contaminados, pois não ultrapassaram os limites estabelecidos por Ross nos períodos de 6 e 12 meses.

Tabela 5: Relação da Média, Mediana e Valores dos Metais Pesados em *O. maculata*, para os períodos de 6 e 12 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ, comparados ao padrão definido Ross (1994)

Estações	Metal Pesado	Média (mg.kg ⁻¹)	Mediana (mg.kg ⁻¹)	Valores			Amplitude Interquartílica (mg.kg ⁻¹)	
				Mínimo (mg.kg ⁻¹)	Máximo (mg.kg ⁻¹)	Amplitude Total (mg.kg ⁻¹)		
Chuvosa 6 Meses	Zn	26.03	25.13	11.56	49.38	37.81	9.59	
	Mn	71.13	67.03	32.78	135.84	103.06	37.44	
	Fe	507.21	536.88	168.13	966.88	798.75	324.53	
	Cd	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
	Pb	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
	Ni	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Seca 12 Meses	Zn	38.15	30.67	0.36	102.17	101.81	22.34	
	Mn	170.26	157.92	49.29	386.54	337.25	108.1	
	Fe	2532.63	1973.33	460.42	17414.17	16953.75	1005.83	
	Cd	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
	Pb	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
	Ni	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
Estações	Metal Pesado	Coeficiente Variação Amostral (%)	Desvio Padrão Amostral (mg.kg ⁻¹)	Quartil		Limite		Ross (1994)
				Inferior (mg.kg ⁻¹)	Superior (mg.kg ⁻¹)	Inferior (mg.kg ⁻¹)	Superior (mg.kg ⁻¹)	
Chuvosa 6 Meses	Zn	36.39	9.47	20.44	30.03	6.05	44.42	8.0 - 400
	Mn	36.85	26.21	48.9	86.34	-7.26	142.49	15 – 10 ³
	Fe	41.65	211.26	323.75	648.28	-163.05	1135.08	--
Seca 12 Meses	Zn	65.62	25.03	21.91	44.25	-11.61	77.77	8.0 - 400
	Mn	52.03	88.59	109.4	217.5	-52.76	379.66	15 – 10 ³
	Fe	117.32	2971.29	1491.67	2497.5	-17.08	4006.25	--

n.s. – não significativo. Abaixo do limite de quantificação do equipamento que é de 0,039 mg kg⁻¹, 0,169 mg kg⁻¹ e 0,204 mg kg⁻¹, para Cd, Pb e Ni, respectivamente.

Em relação ao boxplot, o Fe (Figura 6) foi superior ao primeiro e terceiro quartil na estação chuvosa, correspondendo aos 6 meses (323,75 mg.kg⁻¹ e 648,28 mg.kg⁻¹), e os valores máximos (966,88 mg.kg⁻¹) e mínimos (168,13 mg.kg⁻¹), assim como a amplitude total e interquartílica (798,75 mg.kg⁻¹ e 324,53 mg.kg⁻¹). No período de 12 meses, estação da seca, os valores do primeiro e terceiro quartil foram de (1491,67 mg.kg⁻¹ e 2497,50 mg.kg⁻¹), os valores máximo (17414,17 mg.kg⁻¹); mínimo (460,42 mg.kg⁻¹); amplitude total (16953,75 mg.kg⁻¹) e interquartílica (1005,83 mg.kg⁻¹). O Teste Mann Whitney apresentou diferenças significativas (Tabela 6).

Quanto ao Mn (Figura 6), os valores do primeiro e terceiro quartil foram (48,90 mg.kg⁻¹ e 86,34 mg.kg⁻¹) e (109,40 mg.kg⁻¹ e 217,50 mg.kg⁻¹), nos períodos de 6 e 12 meses

apesar da diferença nas escalas de concentrações, os valores máximo ($135,84 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $386,54 \text{ mg.kg}^{-1}$); mínimo ($32,78 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $49,29 \text{ mg.kg}^{-1}$); amplitude total ($103,06 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $337,25 \text{ mg.kg}^{-1}$) e interquartílica ($37,44 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $108,10 \text{ mg.kg}^{-1}$). Houve diferenças significativas de acordo com o teste Mann Whitney (Tabela 6).

Em relação ao Zn (Figura 6), foi apresentada uma variabilidade em relação aos valores do primeiro e terceiro quartil ($20,44 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $30,03 \text{ mg.kg}^{-1}$), seguidos dos valores máximo ($49,38 \text{ mg.kg}^{-1}$) e mínimo ($11,56 \text{ mg.kg}^{-1}$) e a menor amplitude interquartílica ($9,59 \text{ mg.kg}^{-1}$) aos 6 meses. De acordo com o teste Mann Whitney não foram apresentadas diferenças significativas para o p. valor $\leq 0,05$ (Tabela 6).

Figura 6: Boxplot da concentração de Metais Pesados em *O. maculata*, para os períodos de 6 e 12 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ. a) Fe (6 e 12 meses); b) Mn (6 e 12 meses); c) Zn (6 e 12 meses).

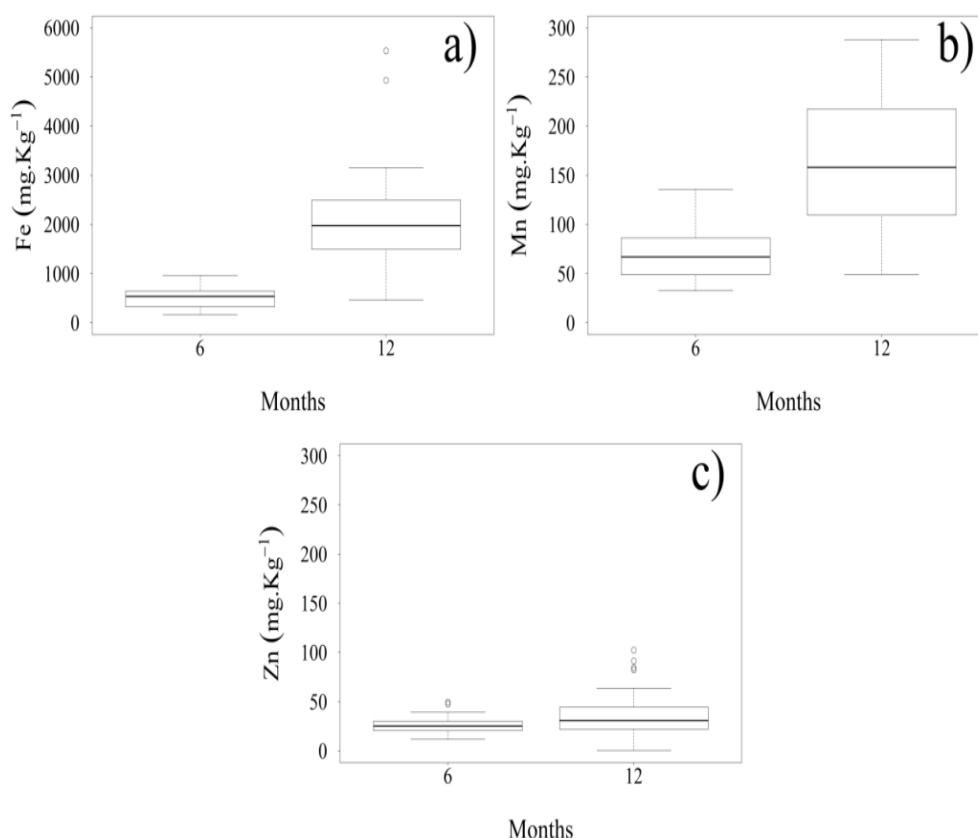


Tabela 6: Teste de Meann Whithney para comparações múltiplas a 5% de significância da concentração de Metais Pesados em *O. maculata*, nos períodos de 6 e 12 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ. Zn: Zinco; Mn: Manganês; Fe: Ferro; Cu: Cobre.

Fe	6 meses	12 meses
6 meses		3,111E-10*
12 meses	3,111E-10*	
P valor =	$\chi^2= 39,69$	
Mn	6 meses	12 meses
6 meses		1,51E-07*
12 meses	1,51E-07*	
P valor =	$\chi^2=27,65$	
Zn	6 meses	12 meses
6 meses		0,05203
12 meses	0,05203	
P valor =	$\chi^2= 3,802$	

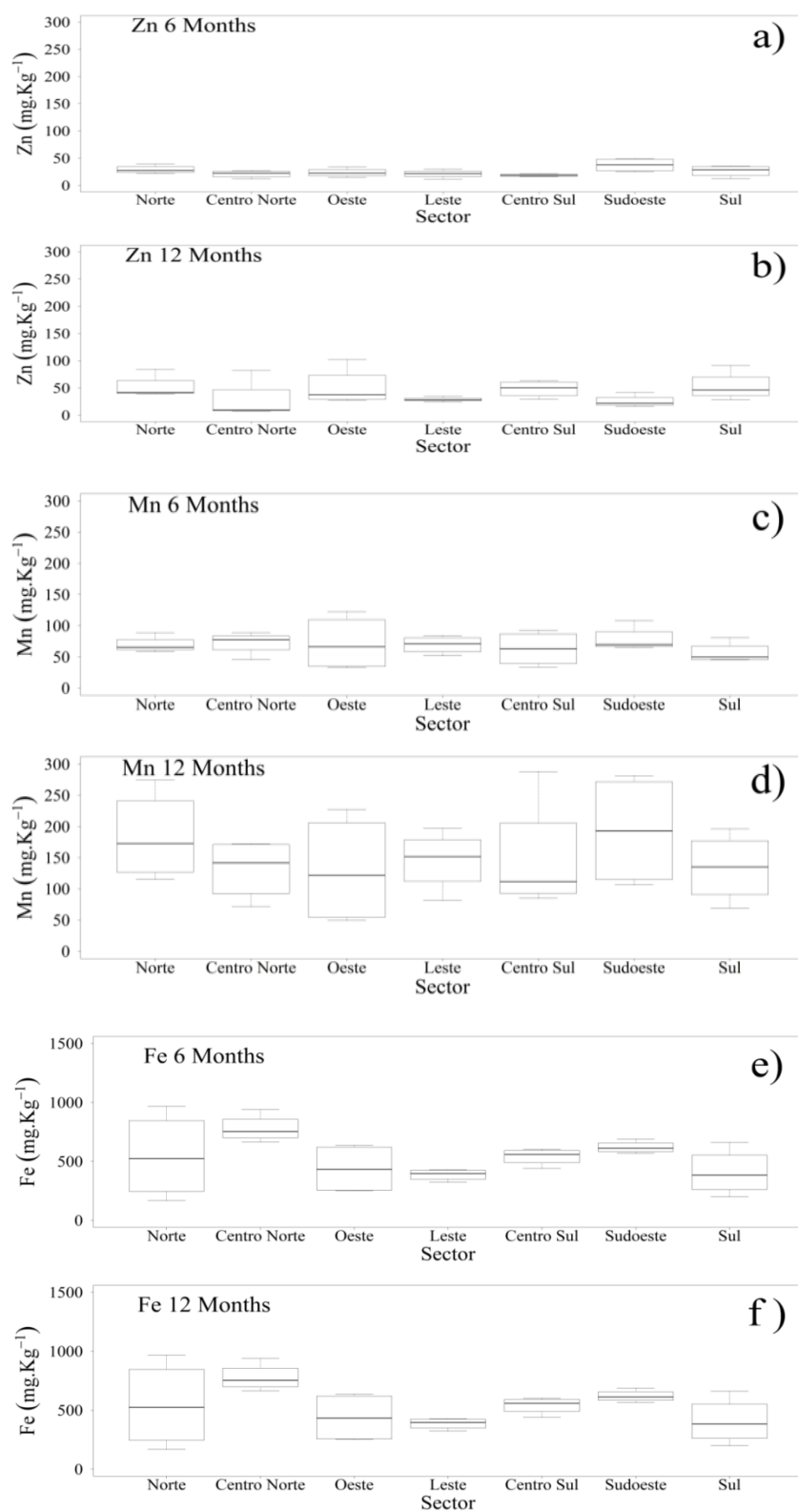
A partir de análise do boxplot para o Zn (Figura 7) para cada setor, observa-se uma maior concentração no sudoeste e menor no centro sul para o período de 6 meses. Ao longo de 12 meses, os dados foram maiores para o setor centro norte e menor em relação ao leste. O Zn apresentou diferenças significativas nos setores centro sul e sudeste no período de 6 meses e no leste para 12 meses, de acordo com o teste de KW (Tabela 7).

O Mn (Figura 7) apresentou maior variação do resultado no setor oeste em relação ao tempo de 6 meses e menor no leste. No período de 12 meses houve maior presença deste elemento no setor centro sul e menor no centro norte. Não houve diferenças significativas de acordo com o teste KW para 6 e 12 meses (Tabela 7).

O Fe (Figura 7) apresentou destaque no setor centro norte e menor variação no leste nos 6 meses. Ao longo dos 12 meses apresentou maior distinção no setor centro sul e menor no sudoeste. O teste KW (Tabela 7) apresentou diferenças significativas nos setores oeste, leste, sudoeste, centro sul e sul no período de 6 meses e no setor sul para 12 meses.

Observa-se variabilidade similar aos encontrados para a idade das plantas de 6 e 12 meses (estações chuvosa e seca), onde ora observa-se uma baixa concentração dos metais pesados Zn e Mn, ora altas concentrações de Fe, sem a presença de valores extremos (outliers) em nenhum setor definido no estudo.

Figura 7: Boxplot da concentração (mg.kg^{-1}) de Metais Pesados em *O. maculata*, para os períodos de 6 e 12 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ. a) Zn (6 meses); b) Zn (12 meses); c) Mn (6 meses); d) Mn (12 meses); e) Fe (6 meses); f) Fe (12 meses).



O desempenho do método de interpolação (IDW, Krigagem e Spline) segundo os indicadores estatísticos nas (Figuras 8 e 9) indicaram que as maiores dispersões em relação à linha 1:1 ocorreu no método de Krigagem para as estações chuvosa e seca, com baixos coeficientes de R^2 (0,2552 e 0,2461) e r (0,5052 e 0,4961), sendo categorizados como de precisão moderada, seguidos pelos os maiores valores de EPE (8,40 mg.kg^{-1} e 23,57 mg.kg^{-1}) e RMSE (8,12 mg.kg^{-1} e 22,79 mg.kg^{-1}). E, portanto, o método de interpolação Krigagem não é recomendado para interpolação de concentrações de metais pesados, segundo os indicadores estatísticos.

De modo geral, os métodos de interpolações IDW e Spline ajustaram-se de forma satisfatória, com alta precisão dos modelos de interpolação (Figuras 8 e 9). De acordo com os índices próximos de 1 e IC categorizados como ótimos (WILLMOTT, 1981; CAMARGO; SENTELHAS, 1997), juntamente com os altos valores dos coeficientes de R^2 e r ($> 0,99$), ambos os métodos podem ser adotados na interpolação de concentrações de metais pesados. No entanto, os baixos valores de EPE e RMSE, qualificam o IDW como o método que é perfeitamente aplicável no estudo.

Figura 8: Diagrama de dispersão (1:1) dos modelos de interpolação IDW (a), Spline (b) e Krigagem (c) das concentrações dos metais pesados (mg.kg^{-1}) observado e estimado para o períodos de 6 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ.

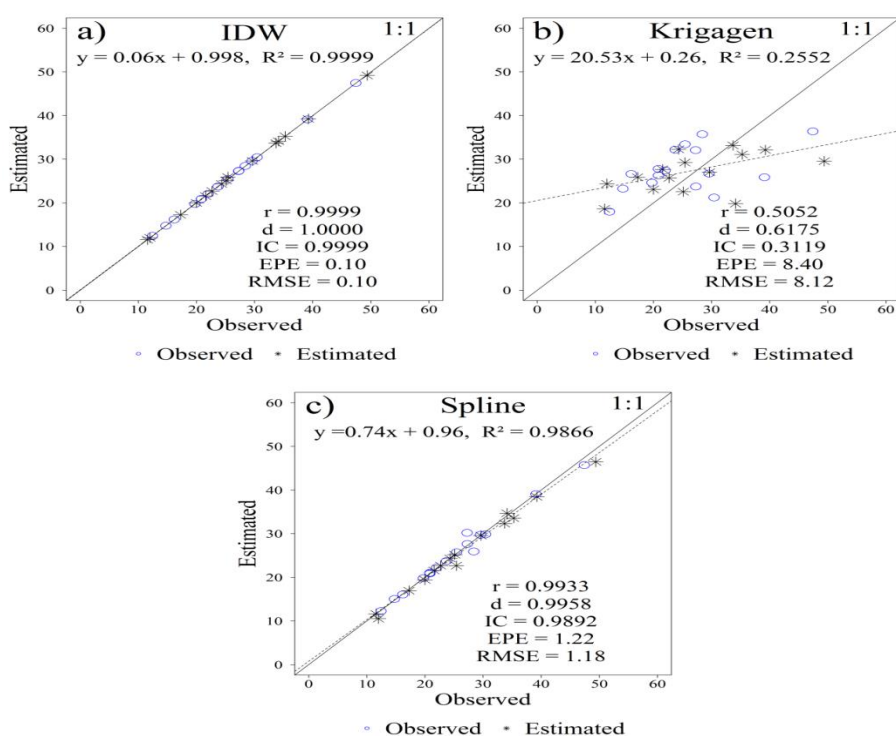
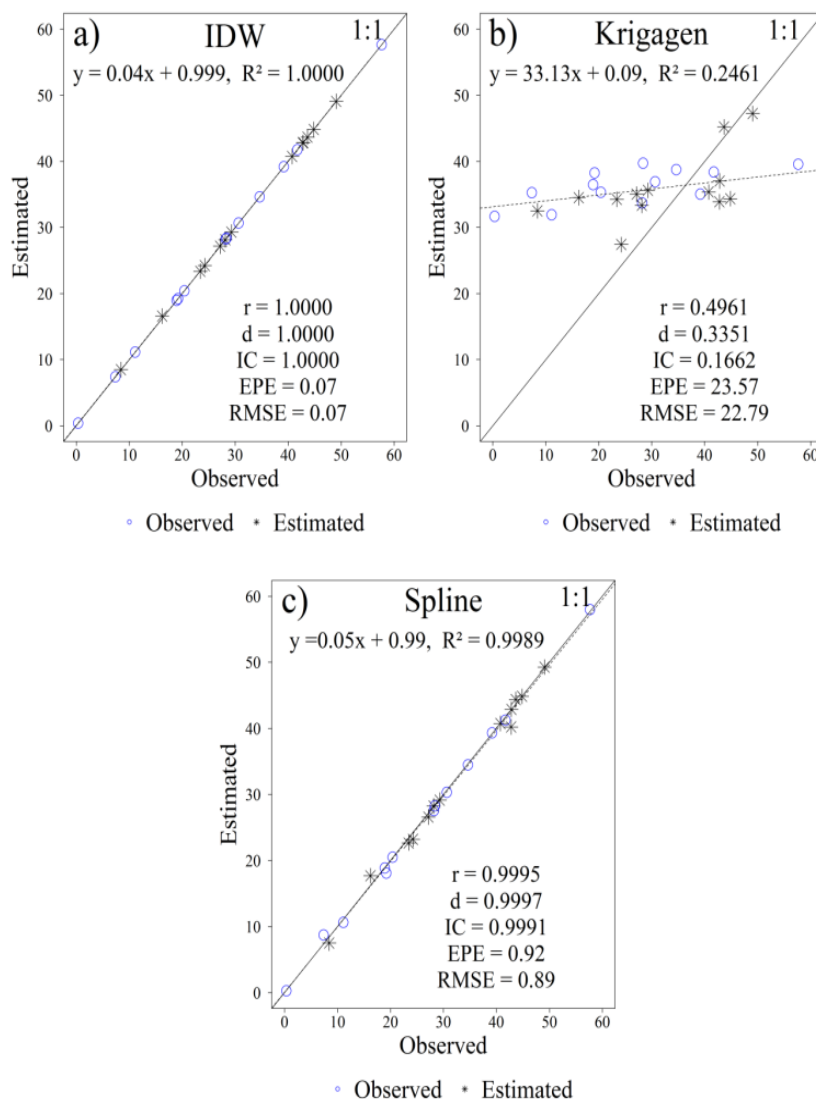


Figura 9: Diagrama de dispersão (1:1) dos modelos de interpolação IDW (a), Spline (b) e Krigagem (c) das concentrações dos metais pesados (mg.kg^{-1}) observado e estimado para o períodos de 12 meses, na cidade de Volta Redonda, RJ.



Com base no modelo de interpolação IDW foram espacializados as concentrações do Fe, Zn e Mn nos pontos amostrados na região de estudo (Figura 1), sendo considerados os períodos de 6 e 12 meses. O Zn (Figura 7) apresentou as maiores concentrações médias no setor Sul, enquanto o Mn e o Fe com maiores concentrações médias no setor centro-sul (Figuras 8 e 9).

Figura 10: Distribuição espacial do Zn nos períodos de 6 (a) e 12 (b) meses, na cidade de Volta Redonda, RJ.

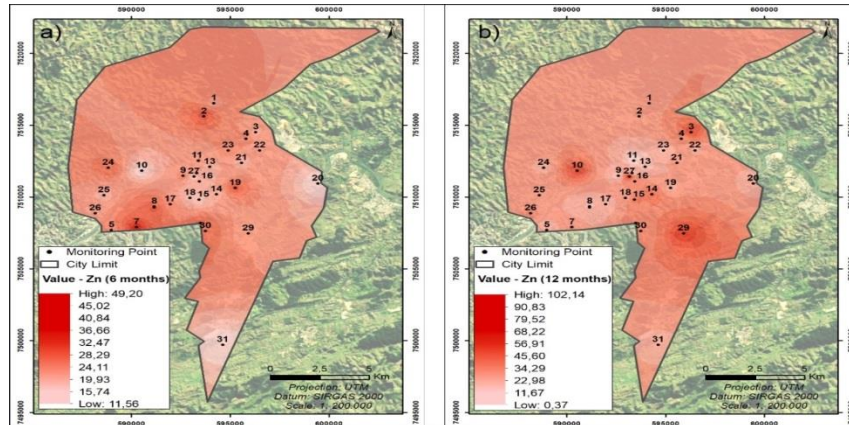


Figura 11: Distribuição espacial do Mn nos períodos de 6 (a) e 12 (b) meses, na cidade de Volta Redonda, RJ.

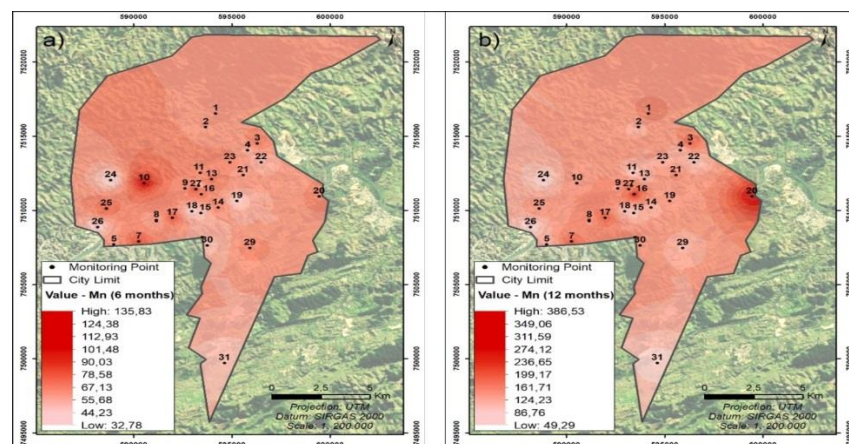
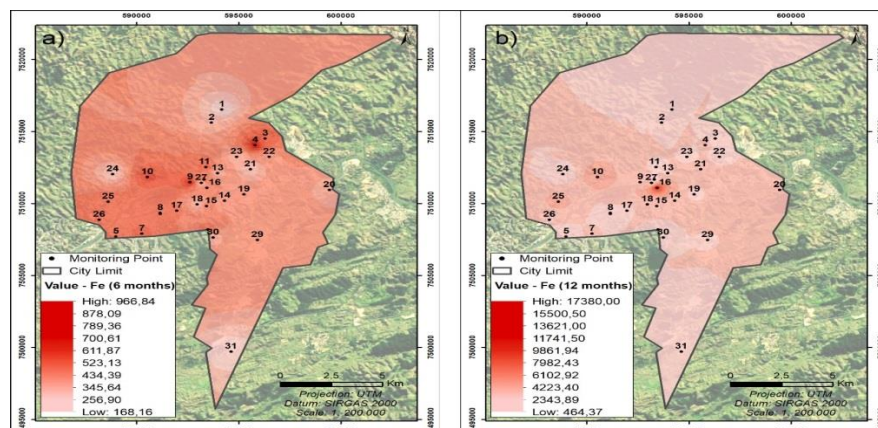
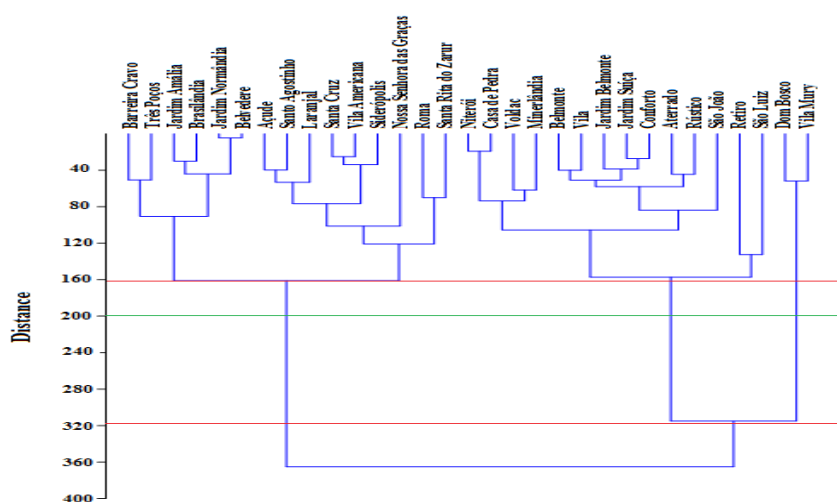


Figura 12: Distribuição espacial do Fe nos períodos de 6 (a) e 12 (b) meses, na cidade de Volta Redonda, RJ.



Em relação ao Dendrograma, para a estação chuvosa, no período de 6 meses de idade da planta (Figura 13), foi observada a formação de agrupamento das concentrações nos diferentes setores do município. O CCC obtido foi igual a 0,76, o que demonstra bom ajuste entre os grupos formados, sendo adequado para resumir a informação ao conjunto dos dados utilizados no estudo. Segundo Santos; Souza (2018), o coeficiente cofenético mede o grau de ajuste entre a matriz original e a matriz de agrupamentos obtida após a construção do dendrograma, sendo considerado aceitável quando apresenta valor superior a 0,7.

Figura 13: Dendrograma demonstrando a concentração de Metais Pesados em *O. maculata*, para o período de 6 meses de idade da planta, obtidos através da análise de agrupamento utilizando a distância euclidiana simples e o método de UPGMA, na cidade de Volta Redonda, RJ.



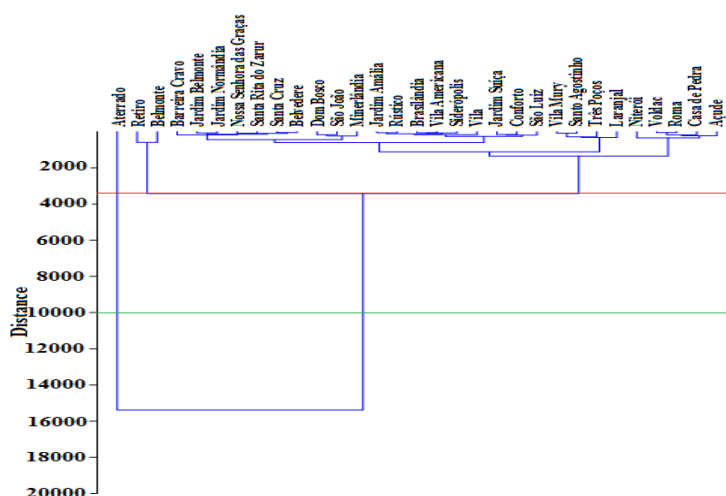
Ao realizar um corte na distância de 320 (Figura 13), houve a separação dos bairros Vila Mury e Dom Bosco dos demais. Houve uma grande variação do Fe, realizando esta separação, de forma que Dom Bosco e Vila Mury destacaram-se por apresentarem concentrações variando entre 939,4 e 966,9.

Ao efetuar outro corte há uma distância de 160 (Figura 13), foi mostrada maior dissimilaridade, havendo a formação de três novos grupos, sendo que os bairros Barreira Cravo até Belvedere apresentaram variações de Fe entre 326,3 a 443,3, separando dos bairros Açude até Santa Rita do Zarur, com variantes entre 168,1 a 251,9, havendo a separação também dos bairros Niterói ao São João, dos bairros Retiro e São Luiz, com concentrações de 536,9 a 664,4.

Ao realizar o corte a 50%, a uma distância de 200, houve a formação de três grupos. O primeiro grupo envolveu os bairros Barreira Cravo ao Santa Rita, onde apresentou os menores valores de metais pesados devido à localização mais distante do centro urbano-industrial. O segundo grupo estendeu-se dos bairros Niterói ao São Luiz, com maiores resultados de metais pesados. O terceiro grupo foi formado somente pelos bairros Dom Bosco e Vila Mury, apresentando, ainda, maiores dados, com locais próximos as áreas de siderurgia e tráfego. A grande variação foi para o Fe e Cu o que levou a formação desses grupos distintos.

O dendrograma para a estação da seca, período de 12 meses (Figura 14), também apresentou o agrupamento das concentrações nos diferentes setores do município. A linha de Fenon, indicada, foi traçada considerando 50% das dissimilaridades, buscando destacar as concentrações de metais em grupos homogêneos. A correlação apresentou-se a uma distância acima de 10000, em relação às características similares para os elementos Pb, Zn, Mn, Ni, Fe e Cd. O dendrograma demonstrou ainda que a distância euclidiana apresentou um CCC = 0,99, obtendo um bom ajuste, corroborando com o valor de similaridade encontrado. Baseado na técnica de Análise de Agrupamento houve a formação de dois grupos distintos, sendo um menor e outro maior.

Figura 14: Dendrograma demonstrando a concentração de Metais Pesados em *O. maculata*, para o período de 12 meses de idade da planta, obtidos através da análise de agrupamento utilizando a distância euclidiana simples e o método de UPGMA, na cidade de Volta Redonda, RJ.



Dessa forma, na formação dos grupos, a um corte de 10000 (Figura 14), o bairro Aterrado separou-se dos demais, apresentando maior dissimilaridade, devido a influencia significativa de Fe, com 17414,2, destacando-se dos demais bairros analisados.

Ao realizar um novo corte a uma distância próxima de 4000 (Figura 14), houve a formação de dois novos grupos, separando o Retiro e Belmonte dos demais bairros que encontravam-se juntos anteriormente. Porém, outros bairros uniram-se, os quais, no período de 6 meses, separaram-se de acordo com as concentrações encontradas, especialmente do Fe.

6. DISCUSSÃO

Conforme Vanz; Mirlean; Baisch (2003), os metais pesados podem ser oriundos da crosta terrestre por atividades naturais, como o intemperismo de rochas (SANTOS; SOUZA, 2018) e antrópicas originadas de processos siderúrgicos e presença de frotas veiculares, e são disseminados na atmosfera através de material particulado (MP) (CAMPOS *et al.*, 2010).

O município de Volta Redonda é uma região que abriga uma extensa frota de veículos e atividades industriais (siderúrgica; cimenteira, alimento, dentre outras), sendo estes os maiores responsáveis pela emissão de grandes concentrações de MP e outras substâncias, por fontes fixas e móveis (ROCHA; GUIMARÃES, 2017).

Segundo Sor *et al.* (2008), Volta Redonda é o segundo município com a maior emissão de (PM₁₀) de todo o estado do Rio de Janeiro (4031 toneladas em 2003), com a metalurgia sendo uma das atividades industriais que mais contribui para a emissão de poluentes atmosféricos.

Dessa forma, o perfil socioeconômico da cidade de Volta Redonda justifica a ocorrência de elevadas concentrações de Zn, Mn e Fe, atuando como fontes potenciais de poluição do ar.

Dentre os elementos analisados nesse estudo, Cd, Pb e Ni apresentaram valores abaixo do limite de quantificação das técnicas ao equipamento utilizado (espectrofotômetro de absorção atômica) e, portanto foram excluídos das análises no estudo. Enquanto, Zn, Mn e Fe apresentaram valores quantificáveis e distintos, com relação à distribuição espacial e com a idade da planta (Figura 6 e Tabela 5).

As emissões de Zn são, principalmente, de origem industrial, como na mineração, combustão de resíduos e processamento de aço em indústrias automotivas e elétricas (FALAH-ARDAKANI, 1984; BASLAR *et al.*, 2009). É considerado um dos metais pesados emitidos em altos índices em atividades siderúrgicas e metalúrgicas presentes, por exemplo, no pó de aciaria elétrica (RYBICKA, 1989; SILVA *et al.*, 2016). Encontra-se presente também na poluição veicular, de acordo com Weckwerth (2011), derivando do desgaste de pneus na estrada, sendo um dos principais elementos emitidos pelos escapamentos, devido a sua utilização como aditivo para melhorar a qualidade da gasolina, funcionando como anticorrosivo, lubrificante e antioxidante. Cadle *et al.* (1997), afirmaram ainda que o Zn é adicionado ao óleo do motor como componente de antidesgaste e antioxidação. As emissões de veículos a diesel também podem conter Zn, como verificou Silva (2007). No que diz

respeito ao álcool, segundo Oliveira, Saczk; Okumura (2002) é empregado nos processos bioquímicos de produção do etanol.

O Zn teve um leve aumento no período de 12 meses, ou seja, na estação da seca, sendo que tanto na estação chuvosa como a da seca (6 e 12 meses de idade da planta) as concentrações foram maiores quando comparadas a outros estudos, principalmente nos bairros do setor sudoeste que estão próximos a grandes avenidas, sendo a poluição veicular a principal fonte. Os setores localizados em regiões de menores tráfegos a concentração diminui (Figura 7 e Tabela 5).

Silva (2007) identificou o Mn dentre os principais metais na exaustão de veículo a gasolina e a álcool. Esse metal pesado é encontrado em baixas concentrações e na maioria das vezes representa impurezas em combustíveis e óleos lubrificantes. Além disso, Schauer *et al.* (2006), consideraram que o atrito dos pneus e o desgaste de peças veiculares também podem contribuir com essa emissão. Dentre as atividades metalúrgicas, o Mn é encontrado nas atividades de mineração, fundição, metalurgia, britagem de minério, produção de aço em ligas ferrosas e não ferrosas. É também encontrado na fabricação de baterias alcalinas de célula seca, dispositivos incendiários, aditivos antitanques, fósforos, pigmentos para cerâmica, vidros, corantes, tintas e em atividade operacional, sendo utilizado nas ligas de retificação, perfuração ou soldagem a arco e com varetas de solda (RÖLLIN; NOGUEIRA, 2011).

No presente estudo, o Mn comparado aos demais valores no período de 6 meses (estação chuvosa) destacou-se no setor centro sul, porém, apresentou variação quando analisado durante 12 meses (estação seca) demonstrando a presença de impurezas nos combustíveis e óleos lubrificantes, apresentando dispersão no setor oeste, o que pode confirmar a proximidade destes bairros as áreas de atividades metalúrgicas. Nos setores mais afastados, próximos das zonas rurais, a tendência é apresentar uma queda das concentrações deste metal (Figura 7 e Tabela 5).

O Fe está relacionado com a poeira, ressuspensão, nas frações fina e grossa do MP (RUHLING; STEINNES, 1988). Ele tanto está presente na composição química do solo como pode ser gerado no desgaste de peças metálicas dos veículos (SANTOS *et al.*, 2014). O minério de ferro gerado é essencial para a produção de aço e suas principais fontes emissoras podem ser a indústria siderúrgica e a queima de carvão (PANDEY; PATEL; SUBRT, 1998; DOGAN; UGULU; BASLAR, 2009). Sabendo-se que a metalurgia é um ramo da siderurgia, vale ressaltar que, também verificaram as operações metalúrgicas como fontes geradoras do Fe. Pode ser encontrado também em regiões de tráfego intensivo, estando associado ao MP

emitido na combustão de gasolina, álcool e diesel em partículas de fuligem (WANG *et al.*, 2003; SILVA, 2007; MOREIRA, 2010; CARDOSO *et al.* 2017). Segundo Voutsas; Samara (2002), esse elemento é mais abundante nas emissões de veículos com catalisador. Conforme Moreira (2010) pode ser gerado também pelo desgaste de pneus, freios e peças metálicas.

O Fe foi o elemento que mais obteve destaque no presente estudo, devido a grande atividade siderúrgica no município, aumentando em cerca de 6 vezes a concentração no período de 12 meses (estação seca), principalmente no setor centro sul que está próximo a CSN e devido ao baixo movimento do ar, sendo este elemento encontrado em todas as áreas analisadas. Em relação ao tempo de 6 meses (estação chuvosa) a concentração foi maior no setor norte, provavelmente devido a dispersão do minério de ferro presente na escória próxima aos bairros desse setor, sendo que os setores mais afastados, de áreas rurais, apresentaram menor concentração. O Fe apresentou também grandes quantidades em outros estudos (Figura 7 e Tabela 5).

Almeida *et al.* (2016) e Antunes *et al.* (2017) mostraram que há uma diferença no teor de metais presentes na composição dos combustíveis, como, Al, Ca, Fe, Mg e Si estão presentes no diesel seguido por Mn, Zn, Cu, Fe, Mg e Pb em etanol e Zn, Cu, Pb, e Cd na gasolina. Em estudo realizado por Wang *et al.* (2003), foi verificada a presença dos metais Cd, Fe, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn nas emissões de veículos a diesel.

Os metais Fe e Mn apresentaram as maiores concentrações na planta, após os 12 meses, sendo esse aumento observado também para o Zn, em menor proporção. Tal período coincide com a estação seca no Sul do ERJ (BRITO *et al.*, 2016; SOBRAL *et al.*, 2018). Essas maiores concentrações médias de metais pesados neste período, tem relação direta também com a idade da planta e, conseqüentemente, maior tempo de exposição ao ambiente, mas também com a estação seca, sendo caracterizada pelo menor índice pluviométrico e as variações sazonais do regime do vento (BRITO *et al.*, 2016).

Em geral, as plantas crescem absorvendo nutrientes do solo, sendo dependente da natureza, localização, combinação de areia, silte, argila e matéria orgânica. Os metais pesados concentram-se preferencialmente nas folhas, seguindo pelo caule até chegar às raízes. Um grande número de fatores controlam o acúmulo e a biodisponibilidade de metais associados ao solo e às condições climáticas, genótipo e manejo agrônômico das plantas, incluindo processos de transferência ativa e passiva, sequestro e especiação, tipo de sistema radicular da planta e resposta a elementos em relação aos ciclos sazonais (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1984). Essa variação deve-se ao fato de que partes diferentes, mesmo que das

folhas da mesma planta, podem conter proporções diferenciadas dos mesmos metais, dependendo da idade da planta e outros fatores ambientais.

Um estudo realizado por Akan *et al.*, (2012), no estado de Borno, Nigéria, mostrou que as folhas de plantas absorvem mais metais pesados do que as cascas de árvores. Assim, as concentrações de Fe e Zn das amostras utilizando Orchidaceae, no presente estudo, foram maiores com valores de 507,21 (6 meses) e 2532,63 (12 meses) para o Fe. O Zn teve concentrações médias de 26,03 (6 meses) e 38,15 (12 meses) e os resultados relatados por Akan *et al.*, (2012), mostraram que os valores médios foram de 3,41 µg/g para o Fe e o Zn teve 1,88 µg/g encontrados na casca de árvore. Porém, esta análise demonstrou que os demais elementos como Pb, Ni, e Cd apresentaram dados maiores do que na pesquisa realizada, com coletas feitas no mesmo período em ambientes urbanos com tráfego veicular, sendo as leituras efetuadas em espectrofotômetro de absorção atômica.

O estudo de biomonitoramento pode ser aplicado para cidades com diferentes estágios de desenvolvimento, e assim, foram observadas diferentes concentrações para cada localidade, como em pesquisas já realizadas por Martins (2009), Santos *et al.* (2015), Ferreira (2009) e Dragunski *et al.* (2009).

Para o estudo de biomonitores é necessário observar alguns pontos importantes, como definir forma de vida e espécie utilizada com mesmo estágio de desenvolvimento, procedendo aos mesmos tratos culturais, estabelecendo rede de amostragem, evitando generalizações em função das plantas e dos gradientes ambientais. É interessante avaliar os vegetais que são mais sensíveis para metais pesados, como é o caso da família Orchidaceae que em pouco tempo conseguem absorver uma grande quantidade de metais pesados presentes no ar atmosférico e adaptam-se a ambientes antropizados, como no caso desse estudo em que foram distribuídos 31 indivíduos e todos foram aproveitados, não havendo a necessidade de reposição.

Em estudo de Santos *et al.* (2015), realizado no Município de Ribeirão Preto - SP, foram apresentadas altas concentrações de Fe, Pb e Zn em áreas urbanas com elevado tráfego veicular em relação ao presente estudo. Foram utilizadas plantas da espécie *Tradescantia pallida* como biomonitoras, confirmando sua sensibilidade aos metais pesados existentes em áreas de grande concentração de veículos, como importantes meios de poluição, causando impacto negativo para a saúde, mesmo na exposição em ambientes com menores concentrações de poluentes. A pesquisa indica a necessidade da melhoria e gestão em áreas que não são industriais, buscando assim a qualidade do ar e causando um impacto positivo sobre a saúde da população.

Verificou-se também que o Fe apresentou teores elevados quando comparado com estudos semelhantes realizados por outros autores. Para Silva (2011), que estudou contaminantes atmosféricos nas principais avenidas da cidade de Patos – PB, as concentrações mais elevadas variaram em torno de 444 mg Kg^{-1} . Já Moreira (2010) quantificou dados médios de $199,72 \text{ mg Kg}^{-1}$ presentes em folhas de árvores localizadas no parque Ibirapuera da cidade de São Paulo – SP em locais com maior tráfego, ao passo que em locais de tráfego moderado essas médias tendem a diminuir, porém esses resultados ainda foram menores, quando comparados ao presente estudo com valores de $507,21 \text{ mg Kg}^{-1}$ para o período de 6 meses e $2532,63 \text{ mg Kg}^{-1}$ em 12 meses. A área de estudo e a metodologia aplicada, respectivamente, explicaram os altos teores no estudo. De acordo com Moreira (2010), ao lavar as folhas, evitou-se a contaminação de superfície reduzindo a provável acumulação.

Um estudo realizado por Souza *et al.* (2019), na cidade de Volta Redonda, com biomonitores utilizando casca de árvores da espécie *Poincinella pluviosa*, observaram resultados satisfatórios na identificação de metais pesados, onde revelou que algumas regiões da cidade que concentram elevado fluxo de veículos, transporte ferroviário e às atividades de siderurgia e de cimento. Esses dados mostraram que as concentrações de Zn e Fe assemelharam-se com as do estudo. O Mn apresentou um valor cerca de 3 vezes menor de $170,26 \text{ mg kg}^{-1}$ a $67,58 \text{ mg kg}^{-1}$, quando analisado em 12 meses. Houve diferenças em alguns metais quando relacionados, sendo que em locais próximos a intensa atividade urbana, as concentrações de metais pesados tendem a serem maiores, principalmente para Fe e Zn, com maior presença no período de 12 meses. De acordo com a Tabela 5, verifica-se que o nível de Fe em Volta Redonda (RJ) é bastante elevado, quando comparado com outras cidades urbano-industriais no Brasil, por exemplo, Ribeirão Preto, São Paulo, (MOREIRA *et al.*, 2016), Ferrerira (2009) no Paraná, Martins (2009) e Santos *et al.* (2014) em São Paulo, além de estudos fora do Brasil, como Baslar *et al.* (2009), Srivastava; Jain (2007), ambos na Índia e na Grécia, por Samara; Voutsas (2005), Chengdu, China (CHEN *et al.*, 2010) e Dheli, Índia (VATS *et al.*, 2010), onde verificou-se a associação entre MP e metais pesados.

Estudos realizados na Jordânia por El-Hazan *et al.* (2002), determinaram metais pesados em cascas de árvores e as concentrações encontradas foram maiores para o Pb, por ser um local com grande tráfego veicular, onde o metal foi utilizado na Europa como uma das principais fontes da gasolina. A sua presença vem diminuindo consideravelmente nas últimas décadas, sendo um elemento retirado deste combustível. Estes dados são confirmados em estudo realizado na Espanha, por Moreno-Grau *et al.* (2000) e por Falahi-Ardakani (1984).

A população mais sujeita a poluição atmosférica vem sofrendo graves consequências em relação à presença de poluentes e metais pesados. O município de Cubatão é um exemplo, onde todas as formas de vida sofrem em longo prazo com a poluição ocorrida principalmente nas décadas de 70 e 80 (NARDOCCI *et al.*, 2013). Porém, atualmente, o município ainda sofre com esse efeito, apresentando valores elevados de concentrações quando comparado a dados da qualidade do ar no centro de SP e demais municípios, como o presente estudo.

Além da utilização de cascas de árvores e folhas de plantas como a *Tradescantia pallida* e Orchidaceaes, como já citadas, outras plantas também podem ser empregadas, como as epífitas (Bromeliaceaes) *Tillandsia streptocarpa* e *Tillandsia pohliana* (DRAGUNSKI *et al.*, 2009) e líquens (MOURA; FERNANDES; SILVA, 2012). Dessas espécies utilizadas como biomonitoras, a maior sensibilidade ocorre nas folhas. Estudos com epífitas apresentaram maior sensibilidade à presença de metais pesados tanto em regiões com atividades industriais como em áreas com alto tráfego veicular. O presente estudo demonstrou uma relativa elevação de metais pesados, quando absorvidos nas folhas de Orchidaceaes.

No que diz respeito à contaminação de plantas por metais pesados, Ross (1994) estabeleceu intervalos de concentrações nos quais uma planta pode ser considerada normal ou contaminada, em relação aos metais Cd, Pb, Mn, Ni e Zn. Com base nessas informações, os resultados obtidos no presente estudo, mostrou que para os períodos de 6 e 12 meses os metais pesados indicaram que os indivíduos amostrados podem ser considerados não contaminados, sem ultrapassar os limites estabelecidos por Ross.

Somente o Fe não foi descrito por Ross (1994) em relação aos intervalos de contaminação, porém os resultados obtidos para esse elemento foram próximos aos encontrados por Souza *et al.* (2019), entre 693,70 a 5318,20 mg.kg⁻¹, que, como já citado, desenvolveu também na cidade de Volta Redonda um estudo de biomonitoramento passivo utilizando cascas de árvores da espécie *Poincianella pluviosa*.

Esse estudo apontou uma seletividade de metais depositados na parte aérea de *O. maculata*, obedecendo a seguinte ordem: Fe>Mn>Zn. Bajpai; Upreti; Dwivedi (2010) observaram maior especificidade para o Fe e Cu e menor para o Zn utilizando líquen (*Lepraria lobificans* Nyl) em um centro histórico na Índia central.

Para analisar a presença de poluentes no município de Volta Redonda e sua dispersão, há redes de monitoramento da qualidade do ar (automática e semiautomática), monitoradas pela CSN, que quantificam a concentração de material particulado, gases poluentes e

parâmetros meteorológicos na atmosfera, como a direção e velocidade do vento, temperatura, umidade, radiação solar, pressão atmosférica e precipitação (FIGUEIREDO, 2016).

Estudos realizados, como de Figueiredo (2016), utilizaram dados de estações automáticas existentes nos bairros de Volta Redonda. A direção do vento é apresentada segundo a rosa dos ventos. É possível observar uma clara predominância de ventos fracos a moderados. Na estação meteorológica do município nota-se que as direções predominantes foram as de leste, variando de nordeste a sudeste (INEA, 2009).

Para que seja possível inferir qualquer análise a cerca das emissões gasosas de siderurgias, como a CSN, é necessário atentar para uma série de fatores, dado que a concentração de poluentes no ar não depende unicamente dos mecanismos de produção (fonte), mas também de como é dada sua dispersão e remoção. Normalmente, a própria atmosfera é capaz de dispersar os poluentes, misturando-os eficientemente a um grande volume de ar, o que contribui para que a poluição fique em níveis aceitáveis, diluindo a concentração dos poluentes. No entanto, a capacidade dessa dispersão varia com a topografia e as condições meteorológicas locais (INEA, 2009).

Os estudos já realizados no município mostraram que existem bairros com maior presença de MP, principalmente os mais próximos à região de atividades siderúrgicas e em avenidas de trânsito intenso (PEITER; TOBBAR, 1998). Segundo Rocha; Guimarães (2017), os bairros mais afetados foram Belmonte, Retiro e Vila Santa Cecília, demonstrando um aumento de MP no decorrer dos anos. Anteriormente, Peiter; Tobar (1998), aplicaram uma metodologia simples, com base em indicadores oriundos do IBGE (saneamento, escolaridade, renda e domicílios), para identificar áreas e grupos populacionais mais vulneráveis a poluição ambiental em Volta Redonda. Os bairros categorizados como elevados no nível de poluição foram: São João Batista, Belmonte, Santa Rita do Zarur e Jardim Padre Josimo, enquanto, na categoria muito elevada foram: Retiro, Vila Mury, Belo Horizonte, Vila Brasília e Açude. Os bairros listados foram também identificados via técnica de CA com base no bioindicador *O. Maculata*, demonstrando nos dendrogramas (Figuras 13 e 14) a presença de maior concentração de metais pesados nos mesmos. Os bairros que apresentaram menor concentração foram os que estão mais distantes da siderurgia e tráfego intenso de veículos, sendo alguns deles considerados rurais, como Santa Rita do Zarur, Santa Cruz e Roma.

Estudos relacionados fazem-se presentes. Na França, de acordo com Van de Velde *et al.* (1998), foi observada a variação do verão ao inverno, com maiores concentrações no verão e as mais baixas no inverno. Essas variações sazonais observadas têm influencia sobre a

dispersão de poluentes e estão, no entanto, amplamente relacionadas à estrutura vertical da troposfera regional, que impedia a transferência de poluentes para grandes altitudes no inverno, mas não no verão.

Essa variação pode ocorrer em outros locais. Em estudo feito por Romero *et al.* (1999), em Santiago (Chile), considerada como uma das cidades latino-americanas mais poluídas, observou-se um aumento do trânsito vindo da superfície semiárida natural para as áreas urbanas como principal causa. O clima sazonal e os ciclos diários de ventos de declive também estão relacionados a esses padrões de distribuição espacial, onde possuem camadas em uma bacia fechada cercadas por montanhas. No inverno (estação das chuvas), as concentrações de MP são mais altas no centro e na parte sudoeste da cidade. Esse fenômeno também ocorre em estudos feitos na Itália por Bem (2003).

Na Índia (Délhi), um estudo feito por Khillare; Balachandran; Meena (2004) mostrou o oposto, ou seja, o clima também semiárido, com inverno de outubro a março e verão de abril a junho, a concentração aumenta no verão devido à tempestade de poeira. Durante o inverno, as temperaturas ambientes são mais baixas, com condições de misturas menores, ocorrendo à inversão de temperatura.

Outros levantamentos foram feitos avaliando a influência da poluição atmosférica no ano. Um estudo realizado por Bourotte *et al.* (2011), em São Paulo, mostrou que no período do inverno, em condições anormais, são encontradas altas concentrações de Zn, Ni, Mn, Pb, Cd, mesmo com rajadas de vento e umidade relativa do ar baixa, sugerindo contribuição da ressuspensão de poeira ser maior. No presente estudo, o mesmo acontece com Zn e Mn. Em estudo feito no sudeste do Kansas, segundo Guerra *et al.* (2006), foi demonstrado que o fator temporal como a direção do vento, torna-se significativo, onde os ventos geralmente produzem maiores concentrações de MP, o que é confirmado no presente estudo.

No município de Volta Redonda, a influência da direção e velocidade dos ventos intervém no transporte e dispersão de poluentes atmosféricos, como MP, determinando sua trajetória e alcances possíveis. Em situações de calmaria ocorre a estagnação do ar, proporcionando um aumento nas concentrações de poluentes (VELLOSO, 2007).

É sabido que a inversão térmica é desfavorável à dispersão de poluentes, o que resulta em dias mais poluídos (BOUROTTE, 2011). No caso de Volta Redonda, entre as Serras do Mar e da Mantiqueira, a inversão térmica é comum e, principalmente no inverno, onde os registros de chuva são menores devido a diminuição das incursões de Sistemas Frontais (BRITO *et al.*, 2016; SOBRAL *et al.*, 2018).

Verificou-se que a direção dos ventos na região é predominantemente para o leste durante o ano. Segundo o INEA (2009), a direção preferencial é causada pela circulação a oeste decorrente do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) sobre o Sudeste do Brasil, que por sua vez intensificam as circulações de mesoescala (circulação de vale-montanha) na região (CAMPOS *et al.*, 2016), demonstrando que os bairros com mais concentrações de MP encontram-se nessa direção.

Os dados meteorológicos indicaram uma predominância de ventos fracos a moderados que, aliados à precipitação mensal, chega a ser quase nula no inverno, dificultando a dispersão de poluentes, principalmente durante as estações mais secas, com influência anticiclônica (alta pressão), atravessada por sistemas frontais de baixa atividade (BOUROTTE *et al.*, 2011). Observa-se ainda que as direções dos ventos igualmente desfavoreçam a dispersão ao promoverem uma circulação parcialmente horária na região (INEA, 2009).

No município, ocorre o processo de inversão térmica que é desfavorável à dispersão de poluentes, resultando em dias mais poluídos (BOUROTTE *et al.*, 2011). Este fenômeno está relacionado à temperatura do ar e ao percurso de ação de ar frio ou quente, nebulosidade, incidência solar, precipitação e umidade relativa do ar. O seu acúmulo no período chuvoso, durante o verão, apresenta uma variação no intervalo de 70% a 80%, com os meses de dezembro a janeiro apresentando as maiores médias, sendo responsável pelo processo de remoção e dispersão de poluentes por gotículas de nuvens e gotas de chuva, enquanto que a estação seca se mantém no inverno, onde os valores são os mais baixos, chegando a 20 mm no mês de julho. Dados da precipitação apresentam um dos mais eficientes mecanismos de remoção de gases e MP da atmosfera, o que ocorreu no presente estudo.

Em estudo realizado por Kim; Fergusson (1994), avaliaram as concentrações de metais pesados em ambientes urbanos na Nova Zelândia, observaram as concentrações de Cd, Cu, Pb e Zn existentes em MP, medidos em um ambiente urbano. Verificou-se que as concentrações eram mais altas nas condições de ar mais frias e mais estáveis durante o inverno, assim como os dados obtidos nesta pesquisa. As concentrações foram maiores, provavelmente refletindo a influência de inversões térmicas. Houve a intervenção da direção do vento, sendo maior quando o seu fluxo chega através das áreas industriais da cidade.

A mídia local e regional questionam o posicionamento da indústria em decorrência das emissões de poluição atmosférica e denúncias feitas, visando o controle de emissões de poluentes no ar, como relatam o portal G1 (2018), em relação ao acúmulo de subproduto da

fundição de minério que chegou a atingir elevada altitude de escória recebida, prejudicando diversos bairros do município (FOLHA DO AÇO, 2019).

Santos (2017) recomendou a comparação dos dados coletados de biomonitores com aqueles obtidos em estações de monitoramento controladas por órgãos oficiais responsáveis pelos padrões de qualidade ambiental para correlacionar, por exemplo, as concentrações de MP com metais pesados.

Usualmente, as concentrações dos poluentes atmosféricos são medidas a partir de métodos físico-químicos instrumentais, muitas vezes envolvendo equipamentos automáticos de instalações fixas ou móveis, porém envolvem alto custo. Além disso, as medidas fornecidas são representativas dentro de uma pequena área, em um raio de 100 m no entorno da estação (CETESB, 2013), o que implica na instalação de muitas estações para monitorar amplas regiões geográficas, podendo ser uma forma inviável de medição dos poluentes atmosféricos em regiões com poucos recursos financeiros.

Como alternativa aos métodos instrumentais de determinação dos poluentes atmosféricos, o uso de diferentes organismos vivos que forneçam informações da qualidade ambiental vem sendo amplamente estudados, sendo estes conhecidos como biomonitores (BARGAGLI, 1998). As análises químicas de indivíduos que realizem o biomonitoramento como algumas espécies de plantas, líquens, musgos, briófitas têm sido importantes ferramentas para a avaliação da poluição do ar (PACHECO *et al.*, 2008).

O uso de biomonitores (ativos ou passivos) pode contribuir com a rede de monitoramento da poluição atmosférica, especialmente para a avaliação da concentração de metais pesados. Outros estudos corroboram com esses resultados como Santos *et al.* (2014) ao observarem a absorção de elementos químicos em casa de *Myracrodruon urundeuva* Lorenzi Harri (aroeira-vermelha) em uma região do Distrito Federal (Brasil); Souza *et al.* (2019) utilizando casca de *Poincianella pluviosa* na cidade de Volta Redonda, (Rio de Janeiro, Brasil); Vats *et al.* (2010) observaram a deposição de metais pesados resultantes da poluição atmosférica em duas espécies de musgos (*Physcomitrium imbricatum* Sull. e *Didymodon constrictus* (Mitt.) K.Saito) em diferentes regiões de Délhi (Índia); Cowden; Aherne (2019) também avaliaram as concentrações de metais pesados na atmosfera através de musgos (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp., *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. J. Linn. e *Isoetium stoloniferum* (Brid.) Renauld & Cardot) no noroeste de British Columbia (Canadá).

Foi demonstrada que a subestimação dos resultados da análise de absorção atômica em comparação com os obtidos por fluorescência de raios-X deve-se à decomposição incompleta de alguns compostos de analito e à adsorção de Fe, Cu e Pb precipitados (KUZNETSOVA *et al.*, 2004). Estudos utilizando microscopia eletrônica de varrimento com raio X EDS e espectroscopia (XPS) também foram eficientes (PAOLETTI *et al.*, 2003).

Os indivíduos da família Orchidaceae, utilizados no presente estudo, foram adequados para determinação de metais pesados, assim como o uso da espécie *Anoectochilus roxburghii* na China, utilizada por Tingming *et al.* (2016), observando que com outros métodos analíticos, como a tecnologia de espectrofotometria de massa por plasma (ICP-MS), há a presença de características de menor interferência, baixo limite de quantificação, rápida velocidade de análise, grande linearidade e detecção simultânea de vários elementos, sendo superior ao método de Absorção Atômica (AA), tornando-se uma tecnologia mais avançada para análise de metais pesados (TINGMING *et al.*, 2016), porém seus valores não ultrapassaram os dados comparados com os padrões estabelecidos por Ross (1994).

A sensibilidade na absorção de metais pesados pelas partes das plantas (casca, folha), depende do elemento, concentração e espécie, refletindo o efeito da contaminação atmosférica direta (SMODIS *et al.*, 2004).

Esses metais pesados concentraram-se diretamente em líquens e musgos, sendo que ambos não têm raízes e, portanto, obtêm a maior parte do suprimento de nutrientes diretamente da precipitação e deposição seca de partículas transportadas pelo ar, com risco praticamente insignificante de absorver metais do substrato e não possuem ou apresentam apenas uma cutícula muito reduzida, para que os íons retidos em sua superfície tenham acesso direto aos locais de troca nas paredes celulares (GARTY *et al.*, 2003; ZECHMEISTER *et al.*, 2003). Em vários casos, plantas inferiores não estavam disponíveis em áreas selecionadas de investigação; portanto, o biomonitoramento ativo ou plantas superiores como bioindicadores foram selecionadas, onde nos países participantes são bem aceitos pela população, por apresentarem fácil manejo e serem capazes de absorver nutrientes via foliar e pelas raízes (OLIVA; MINGORANCE, 2006; MANTOVANI, 2017).

Segundo Souza; Morassuti; Deus (2018), ainda é necessário à ampliação dos estudos com biomonitores, a partir de análises, havendo a necessidade de despertar a comunidade científica e os administradores públicos para darem continuidade a esse campo de pesquisa, a partir de análises já realizadas e publicadas nas bases de dados, para que possam compará-las, levando em consideração que a acumulação de metais pesados é um processo complexo e que

atinge quase todos os aspectos do crescimento, desenvolvimento e sobrevivência de um organismo. Ressalta-se ainda que o biomonitoramento ao utilizar plantas, tais como os musgos (briófitas) e líquens, pode ser uma importante ferramenta para aferir sobre os efeitos dos metais pesados nos ecossistemas (VATS *et al.*, 2010; TOVAR-SÁNCHEZ *et al.*, 2019; SOUZA; MORASSUTI; DEUS, 2018).

Segundo Carneiro; Takayanagui (2009) e Moreira *et al.* (2016), o uso da rede de biomonitoramento pode ser utilizada no futuro como um instrumento de classificação de vias sendo possível diferenciar partículas e fontes de emissão de um ponto para outro, embora seja uma pequena área. No entanto, a qualidade da discussão científica sobre o assunto é dificultada pela escassez de estudos e pela necessidade de incorporar métodos padronizados nos programas utilizando biomonitores para as diferentes regiões do planeta.

Diante de diversos efeitos cumulativos no município de Volta Redonda, vindos de toda a história de atividades siderúrgicas, segundo o verbete Volta Redonda (2013), afetando diretamente toda população, há a necessidade de estudos futuros, buscando correlacionar variáveis com informações confiáveis, visando dados meteorológicos seguros e ampliação de série temporal para estabelecer melhores redes para monitoramento atmosférico, quando comparadas ao biomonitoramento, como uma rede segura, que possivelmente possa fazer comparações com instrumentos e equipamentos (CETEM, 2013), para apresentar uma avaliação mais eficiente da qualidade ambiental e despertar o interesse em todos os agentes poluentes de buscar medidas visando a proteção da biodiversidade e do ambiente impactado.

Não obstante, os dados obtidos a partir das redes de biomonitores não devem ser analisados exclusivamente. Conforme Santos (2014) é necessário à comparação com informações obtidas por estações físicas de monitoramento de qualidade do ar, que por sua vez são controladas por órgãos oficiais responsáveis pelos padrões de qualidade ambiental, para que a tomada de decisão seja pautada e eficaz.

No ano de 2000, diversos países europeus (Espanha, Reino Unido, França e outros) criaram conjuntamente a 'Rede Europeia para a Avaliação da Qualidade do Ar pelo Uso de Plantas Bioindicadoras' - EuroBionet, utilizando diferentes bioindicadores (*Nicotiana tabacum* Bel W3, *Populus nigra* 'Brandaris', *Tradescantia* sp. Clone 4430, *Lolium multiflorum* italicum e *Brassica oleracea* acephala) para acompanhar a evolução de diferentes substâncias (metais pesados, ozônio, hidrocarbonetos, etc.). Esta experiência trouxe resultados importantes para a discussão sobre o uso de monitoramento biológico para a qualidade do ar em escala europeia e, particularmente, dentro da política ambiental da Comissão Europeia e,

ainda, atingiu o engajamento dos poderes públicos locais, empresas privadas e rede de escolas e instituições de ensino, demonstrando também como uma importante ferramenta para educação e conscientização ambiental (KLUMPP *et al.*, 2002a; 2002b).

Vários aspectos ainda podem ser atingidos em termos de políticas públicas quando se utiliza biomonitoramento para avaliação de estresses ambientais, uma vez que a obtenção dos dados é de baixo custo e não envolvem elementos sofisticados de alta tecnologia, aspectos de grande relevância para administração pública (KIENZL *et al.*, 2003). Da mesma forma, o uso de bioindicadores pode despertar maior interesse do poder público em geral, sendo parte da solução, além de deixar as discussões sobre poluição atmosférica mais palpável, o que independe de números complexos, gráficos e tabelas. Portanto, uma combinação de análises químicas e físicas e a reação de um bioindicador pode contribuir com um sistema de monitoramento de grande relevância para aplicação em cidades de tamanhos variados, seguidos de menor e maior adensamento urbano.

7. CONCLUSÃO

O uso da espécie *Oeceoclades maculata* da família Orchidaceae mostrou-se potencialmente eficaz como biomonitora ativa de acumulação de metais pesados presentes no ar atmosférico nas diferentes regiões da cidade de Volta Redonda, RJ e permite a investigação de impactos ambientais e são sensíveis na indicação da variabilidade espaço-temporal das emissões de metais (Zn, Fe, e Mn) relacionadas à poluição atmosférica.

As concentrações de Fe explicaram o comportamento das amostras oriundas do meio urbano, estando presente em maiores teores neste local, em comparação com outros metais pesados adotados no estudo, encontrado no MP da superfície e absorvido pelas folhas.

Os modelos de interpolação matemática são ferramentas primordiais no mapeamento da contaminação por oligoelementos na área urbana, destaque para os modelos IDW e Spline que sobressaem ao método da Krigagem no estudo e podem ser perfeitamente aplicáveis em regiões com características similares a área de estudo. A avaliação espacial baseado em biomonitores de plantas é eficaz na avaliação dos efeitos sinérgicos, antagônicos ou aditivos de produtos químicos em misturas complexas de poluentes atmosféricos localmente e remotamente, principalmente em ambientes urbanos e circunvizinhos.

Os resultados permitem uma associação com o fluxo de veículos automotores e as atividades da indústria siderúrgica que são concentradas em áreas urbanas que influenciam diretamente na disponibilidade de alguns metais pesados e no aumento de partículas sólidas depositadas com maior concentração sobre as folhas de vegetais, como as Orchidaceae.

Em relação à idade da planta, houve influência nas análises de concentrações aferidas, com aumento na segunda investigação que ocorreu no período de 12 meses, o que pode-se confirmar que é preciso realizar mais estudos e observar se em cada resultado, os valores irão aumentar a cada intervalo, como ocorreu no período de 12 meses em relação ao de 6 meses.

Geralmente, oligoelementos em partículas de ar não são monitorados rotineiramente em áreas povoadas, devido a dificuldades técnicas e financeiras. A análise desses elementos em plantas como biomonitores ativos e passivos permite a inclusão de novos parâmetros nos sistemas de monitoramento e controle da qualidade do ar, complementando dados de estações fixas e, assim permite aos gestores públicos pautarem novos rumos na avaliação ambiental da qualidade do ar de uma região menor e maior adensamento urbano, indicando assim um novo e relevante perfil de pesquisa para profissionais e acadêmicos da área.

REFERÊNCIAS

- ACHOTEGUI-CASTELLS, A.; SARDANS, J.; RIBAS, À.; PENUELAS, J. Identifying the origin of atmospheric inputs of trace elements in the Prades Mountains (Catalonia) with bryophytes, lichens, and soil monitoring. **Environ. Monit. and Asses.**, v. 185, p. 615 – 629, 2013.
- ACKERMAN, J. D. Invasive orchids: weeds we hate to love? **Lankes.**, v. 7, n. 1 – 2, p. 19 – 21, 2009.
- AGUIAR, J. M. R. B. V.; PANSARIN, L. M.; ACKERMAN, J. D.; PANSARIN, E. R. Biotic versus abiotic pollination in *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. (Orchidaceae). **Plant. Sp. Biol.**, v. 27, n. 1, p. 86 – 95, 2012.
- ALBANI, R. A. S.; DUDA, F. P., PIMENTEL, L. C. G. On the modeling of atmospheric pollutant dispersion during a diurnal cycle: A finite element study. **Atmos. Environ.**, v. 118, p. 19 – 27, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.07.036>
- AKAN, J. C.; INUWA, L. B.; CHELLUBE, Z. M.; LAWAN, B. Heavy Metals in Leaf, Stem Bark of Neem Tree (*Azadirachta indica*) and Roadside Dust in Maiduguri Metropolis, Borno State, Nigeria. **Environ. and Pollut.**, v. 2, n. 1, p. 88 – 95, 2012. doi:10.5539/ep.v2n1p88
- ALMEIDA, E. S.; SILVA, L. A.; SOUSA, R. M.; RICHTER, E. M.; FOSTER, C. W.; BANKS, C. E.; MUNOZ, R. A. Organic-resistant screen-printed graphitic electrodes: Application to on-site monitoring of liquid fuels. **Anal. Chimic. Acta**, v. 934, p. 1 – 8, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2016.05.055>
- ALMEIDA, I. T. **A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto, em São Paulo. 1999.** São Paulo, 194 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mineral), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999.
- ALVES, E. S. ; GIUSTI, P. M.; DOMINGOS, M.; SALDIVA, P. H. N.; GUIMARÃES, E. T.; LOBO, D. B. J. A. Estudo anatômico foliar do clone híbrido 4430 de *Tradescantia*; alterações decorrentes da poluição aérea urbana. **Rev. Brasil. de Bot.**, (suplemento), São Paulo. 05 dez, v. 24, n. 4, p. 567 – 576, 2001.
- ANTUNES, G. A.; SANTOS, H. S. DOS; SILVA, Y. P. DA; SILVA, M. M.; PIATNICKI, C. M. S.; SAMIOS, D. Determination of iron, copper, zinc, aluminum, and chromium in biodiesel by flame atomic absorption spectrometry using a micro emulsion preparation method. **Energ. Fuel.**, v. 31, p. 2944 – 2950, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b03360>
- ARRIVABENE, H. P.; SOUZA, I. da C.; CÓ, W. L. O.; CONTI, M. M.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ, C. R. D. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. **Chem.**, v. 127, p. 27 – 34, 2015.
- AYOADE; ANDRADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos.** São Paulo, SP: Difel, 332 p., 1996.

BAJPAL, R.; UPRETI, D. K.; DWIVEDI, S. K. Passive monitoring of atmospheric heavy metals in a historical city of central India by *Lepraria lobiflora* Nyl. **Environ. Mon. and Asses.**, v. 166, n. 1 - 4, p. 477 – 484, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1016-4>

BALTRÉNAITĖ, E.; BALTRÉNAS, P.; LIETUVNINKAS, A.; ŠEREVIČIENĖ, V.; ZUOKAITĖ, E. Integrated evaluation of aerogenic pollution by airtransported heavy metals (Pb, Cd, Ni, Zn, Mn and Cu) in the analysis of the main deposit media. **Environ. Scienc. and Pollut. Res.**, v. 21, p. 299 – 313, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2046-6>

BARGAGLI, R. Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. **Berlin: Spring.**, 1º ed., 324 p., 1998. ISBN: 978-3540645511.

BARROS, F.; VINHOS, F.; RODRIGUES, V. T.; BARBERENA, F. F.V. A.; FRAGA, C.N.; PESSOA, E. M.; FORSTER, W.; MENINI NETO, L.; FURTADO, S. G.; NARDY, C.; AZEVEDO, C. O.; GUIMARÃES, L. R. S. **Orchidaceae In Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, v. 73, p. 287 – 296, 2015. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/flora-do-brasil/FB179>. Acesso em: 15 de junho de 2019.

BASLAR, S.; DOGAN, Y.; DURKAN, N.; BAG, H. Biomonitoring of zinc and manganese in bark of Turkish red pine of western Anatolia. **J. Environ. Biol.**, v. 30, n. 5, p. 831 – 834, 2009.

BAUMBACK, G. Air quality control, formation and sources, dispersion, characteristics and impact of air pollutants: measuring methods, techniques for reduction of emission and regulation for air quality control. **Berlin: Spring.**, 1º ed., 490 p., 1996. ISBN: 978-3642790034.

BAYCU, G.; TOLUNAY, D.; ÖZDEN, H.; GÜNEBAKAN, S. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn and Ni concentration in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. **Environ. Pollut.**, London, v. 143, p. 545 – 554, 2009.

BECKER, D. F. P.; LINDEN, R.; SCHMITT, J. L. Richness, coverage and concentration of heavy metals in vascular epiphytes along an urbanization gradient. **Sci. and Total Environ.**, v. 584-585, p. 48 – 54, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.092>

BEM, H. Comparative studies on the concentrations of some elements in the urban air particulate matter in Lodz City of Poland and in Milan, Italy. **Environ. Int.**, v. 29, n. 4, p. 423 – 428, 2003.

BONILLA, M.; GALLEGU, E. Y.; AGUIRRE, C. Notas sobre *Galeandra beyrichii* Rchb. f. (Orchidaceae: Catasetinae) para Colombia. **Orquideología.**, v. 31, n. 1, p. 33 – 44, 2014.

BOUROTTE, C. L. M.; SANCHÉZ-CCOYLLO, O. R.; FORTI, M. C.; MELFI, A. J. Chemical composition of atmospheric particulate matter soluble fraction and meteorological variables in São Paulo state, Brazil. **Rev. Bras. de Meteorol.**, v. 26, n. 3, p. 419 – 432, 2011.

BRETSCHMEIDER, B.; KURFUST, J. Air Pollution Control Technology, **Elsevier**, Oxford, 3ª ed., 296 p., 1987.

BRITO, T. T.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; LYRA, G. B.; GOIS, G.; ZERI, M. Multivariate analysis applied to monthly rainfall over Rio de Janeiro, Brazil. **Meteor. and Atmos. Phys.**, v. 129, p. 469 – 478, 2016. <https://doi.org/10.1007/s00703-016-0481-x>

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Field & laboratory methods for general ecology. W.C. **Brown Publishers**, Boston, 4ª ed., 226 p., 1984. ISBN: 978-0697243584.

CADLE, S.; MULAWA, P.; BALL, J.; WEIBEL, DONASE, C.; WEIBEL, A.; SAGEBIEL, J.; KNAPP, K.; SNOW, R. Particulate emission rates from in-use high-emitting vehicles recruited in orange county, California. **Environ. Sci. And Technol.**, v. 31, n. 12, p. 3405 – 3412, 1997.

CAMARGO, A. P.; SENTELHAS, P. C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil. **Rev. Bras. Agromet.**, v. 5, p. 89 – 97, 1997.

CAMPOS, V. P.; CRUZ, L. P. S.; GODOI, R. H. M.; GODOI, A. F. L.; TAVARES, T. M. Development and validation of passive samplers for atmospheric monitoring of SO₂, NO₂, O₃ and H₂S in tropical areas. **J. Microc.**, v. 96, n. 1, p. 132 – 138, 2010.

CAMPOS, B.; REBOITA, M. S.; CARVALHO, V. S. B.; DIAS, C. G. Circulações Locais Induzidas pela Topografia no Vale do Paraíba e na Serra da Mantiqueira: um Estudo de Caso para o Período entre os dias 16 e 22 de agosto de 2010. **Rev. Bras. de Geog. Fís.**, v. 9, n. 3, p. 753 – 765, 2016. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v9.3.p753-765>

CANCADO, J E D.; BRAGA, A; PEREIRA, L A A; ARBEX, M A; SALDIVA, P H N; SANTOS, U P. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **J. bras. pneumol.** [online]., v. 32, suppl.2, p. S5 – S11, 2006.

CARDOSO, K. M.; PAULA, A.; SANTOS, J. S.; SANTOS, M. L. P. dos. Uso de espécies da arborização urbana no biomonitoramento de poluição ambiental. **Cienc. Florest.**, v. 27, p. 535 – 547, 2017. <https://doi.org/10.5902/1980509827734>

CARNEIRO, R. M. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Estudos sobre bioindicadores vegetais e poluição atmosférica por meio de revisão sistemática da literatura. **Rev. Bras. de Cien. Amb.**, v. 13, p. 26 – 44, 2009.

CARNEIRO, M. F. H.; RIBEIRO, F. Q.; FERNANDES-FILHO, F. N.; LOBO, D. J. A.; BARBOSA, J. R. F.; RHODEN, C. R.; MAUAD, T.; SALDIVIA, P. H. N.; CARVALHO-OLIVEIRA, R. Pollen abortion rates, nitrogen dioxide by passive diffusive tubes and bioaccumulation in tree barks are effective in the characterization of air pollution. **Environ. and Experiment. Bot.**, v. 72, p. 272 – 277, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.04.001>

CARNEIRO, R. M. A. **Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade.** 146 f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem

em Saúde Pública). Departamento de Enfermagem Materno-Infantil e Saúde Pública, Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, 2004.

CARRERAS, H. A.; PIGNATA, M. L. Comparison among air pollutants, meteorological conditions and some chemical parameters in the transplanted lichen *Usnea amblyoclada*. **Environ. Pollut.**, Jan. v. 111, p. 45 – 52, 2001.

CASTRO, P. R. C.; KLUGE, R. A.; DECHEN, A. R. **Introdução à Ecofisiologia Vegetal**. Piracicaba: FEALQ, 229 p., 2007.

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL - CETEM. Centro de Tecnologia Mineral, 2013. **Volta Redonda (RJ) convive com efeitos cumulativos de 71 anos de atividade siderúrgica**. Disponível em: <http://verbetes.cetem.gov.br/verbetes/ExibeVerbete.aspx?verid=135>. Acesso em: 05 de fevereiro de 2020.

CHASE, M.; CAMERON, K.; FREUDENSTEIN, J.; PRIDGEON, A.; SALAZAR, G.; VAN DEN BERG, C. Y.; SCHUITEMAN, A. An updated classification of Orchidaceae. **J. Bot. of the Lin. Soc.**, v. 177, p. 151 – 174, 2015.

CHEN Y. E.; YUAN S.; SU Y. Q.; WANG L. Comparison of heavy metal accumulation capacity of some indigenous mosses in Southwest China cities: a case study in Chengdu city. **Plant Soil Environ.**, v. 56, n. 2, p. 60 – 66, 2010. <https://doi.org/10.17221/160/2009-PSE>

COMMONS, W. File: Atmosfeer.png. 2004. **Atmosfeer**. Disponível em: <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?title=Special:ElectronPdf&page=File%3AAtmosfeer.png&action=show-download-screen&uselang=pt-br>. Acesso em: 07 de Julho de 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Emissões veiculares no Estado de São Paulo**, 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 03 de fevereiro de 2020.

COWDEN, P.; AHERNE, J. Interspecies comparison of three moss species (*Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, and *Isoetecium stoloniferum*) as biomonitors of trace element deposition. **Environ. Monit. Assess.**, v. 191, n. 4, p. 191 – 220, 2019. <https://doi.org/doi:10.1007/s10661-019-7354-y>

DASSLER, H. J.; BORTITZ, S. Air pollution and its influence on vegetation. **Dr. W. Junk Publishers**, Dordrecht, Tradução: Dr. Eva Katzer, Jena, GDR. DRW, 223p., 1998. ISBN 90-6193-619-5.

DELFINI, E. **Orquídeas**, 2011. Disponível em: <http://orquideas.com.br>. Acesso em: 05 de fevereiro de 2020.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO - DENATRAN. **Estatísticas**, 2019. Disponível em: http://www.detran.rj.gov.br/_estatisticas.veiculos/07.asp. Acesso em: 15 de julho de 2019.

DING, Y.; LIU, G.; ZANG, R.; ZHANG, J. L. U. X.; JIHONG HUANG, J. Distribution of vascular epiphytes along a tropical elevational gradient: disentangling abiotic and biotic determinants. **Sci. Report.**, v. 6, p. 1 – 11, 2016.

DOGAN, Y.; UGULU, I.; BASLAR, S. Turkish red pine as a biomonitor: A comparative study of the accumulation of trace elements in the needles and bark. **Ekoloji**, v. 19, n. 75, p. 88 – 96, 2009.

DRAGUNSKI, D. C.; CAIADO, J.; FERREIRA, E. F.; DELAPORTE, R. H.; LAVERDE, J. A. Uso de bromeliáceas em biomonitoramento atmosférico. **Arq. Cienc. Saúde. UNIPAR**, Umuarama, v. 13, n. 3, p. 205 – 209, 2009.

DRESSLER, R. L. The orchids: natural history and classification. New York: **Cambridge Harv. Univers. Press.**, 332 p., 1990. ISBN: 978-0674875258.

DUARTE, M. M.; GANDOLFI, S. Enriquecimento de florestas em processo de restauração: aspectos de epífitas e forófitos que podem ser considerados. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 507 – 514, 2013.

EL-HAZAN, T.; AL-OMARI, H.; JIRIES. A.; AL-NASIR, F. Cypress tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman city, Jordan. **Environ. Internat.**, v. 28, n. 6, p. 513 – 519, 2002.

FALAH-ARDAKANI, A. Contamination of environment with heavy metals emitted from automobiles. **Ecotoxicol. and Environ. Safety.**, v. 8, n. 2, p. 152 – 161, 1984. doi:10.1016/0147-6513(84)90057-5

FELDMANN, P.; BARRÉ, N. Atlas des orchidées sauvages de la Guadeloupe: Patrimoines naturels. **Mus. Nat. D'Histoire Naturelle**, Paris, 228 p., 2001. ISBN: 2-85653-534-8.

FERNANDEZ, V.; SOTIROPOULOS, T.; BROWN, P. **Adubação Foliar – Fundamentos Científicos e Técnicas de Campo**. 1º ed. São Paulo, SP: Abisol, 2015.

FERREIRA, A. B. **Avaliação do risco humano a poluentes atmosféricos por meio de biomonitoramento passivo: Um estudo de caso em São Mateus do Sul, Paraná**. São Paulo, Tese (Doutorado em Ciências), USP, 90f., 2009.

FIGUEIREDO, I. P. **Avaliação de Emissões Atmosféricas na Indústria Siderúrgica sob a Ótica do Controle e Monitoramento: O Caso Da CSN**. Monografia - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 97f, 2016.

FLECK, A. S.; MORESCO, M. B.; RHODEN, C. R. Assessing the genotoxicity of traffic-related air pollutants by means of plant biomonitoring in cities of a Brazilian metropolitan area crossed by a major highway. **Atmos. Pollut. Res.**, v. 7, n. 3, p. 488 – 493, 2016.

FOLHA DO AÇO. 2019. **Escritório ajuíza ação contra CSN por poluição do ar**. Disponível em: <https://folhadoaco.com.br/2019/06/17/escritorio-vr-ajuiza-acao-contra-csn-por-poluicao-do-ar>. Acesso em: 23 de janeiro de 2020.

FONSECA, S. M. **Influência de Unidades de Conservação na Qualidade da Água de Corpos Hídricos: Estudo de Caso na Arie Floresta da Cicuta/ RJ**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Volta Redonda, 117f., 2017.

GARRETT, R. Natural Sources of Metals to the Environment. Human and ecological risk assessment, GARRETT, R. G. (2000). Natural Sources of Metals to the Environment. Human and Ecol. **Risk Asses.: An Inter. Jour.**, v. 6, n. 6, p. 945 – 963, 2000. <https://doi.org/10.1080/10807030091124383>

GARTY, J.; KLOOG, N.; COHEN, Y. Integrity of lichen cell membranes in relation to concentration of airborne elements. **Archiv. Environ. Cont. Toxicol.**, v. 34, p.136 – 144, 1998.

GARTY, J.; TOMER, S.; LEVIN, T.; LEHR, H. Lichens as biomonitor saroud a coal-fired power station in Israel. **Environ. Res.**, v. 91, p. 186 – 198, 2003.

GENTRY, A. H.; DODSON, C. H. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. **Annals of Mis. Bot. Gard.**, v. 74, p. 205 – 233, 1987.

GOMES, J. **Poluição atmosférica, um manual universitário**. Editora: Publindústria, Edições Técnicas, 2ª edição, 2010. ISBN: 9789728953386.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. Princípios de Estatística em Ecologia. Porto Alegre, **Artmed**, 683p. cap. 12, p. 401– 455, 2011.

GRATANI, L.; CRESCENTE, M. F.; VARONE, L. Long-term monitoring of metals pollution by urban trees. **Atmos. Environ., Oxford**, v. 42, p. 8273 – 8277, 2009.

GUERRA, S. A.; LANE, D. D.; MAROTZ, G. A.; CARTER, R. E.; HOHL, C. M.; BALDAUF, R. W. Effects of Wind Direction on Coarse and Fine Particulate Matter Concentrations in Southeast Kansas. **J. Air Wast. Manag. Assoc.**, v. 56, n.11, p. 525 1531, 2006.

GUERRERO, J. S. P.; PIMENTEL, L. C. G.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; HEILBRON, P. F. L.; ULKE, A. G. A unified analytical solution of the steady-state atmospheric diffusion equation. **Atmos. Environ.**, v. 22, p. 281 – 308, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.015>

GUIMARÃES, S. A. B. **O Dano Ambiental**. Sítio Doutrina Jus Navegandi. 2009. Disponível em: <http://jus2.uol.com.br/doutrina/texto.asp?id=3055>. Acessado em: 6 de junho de 2019.

GURGATZ, B. M.; CARVALHO-OLIVEIRA, R.; OLIVEIRA, D. C. DE; JOUCOSKI, E.; ANTONIACONI, G.; SALDIVA, P. H. DO N.; REIS, R. A. Atmospheric metal pollutants and environmental injustice: A methodological approach to environmental risk analysis using fuzzylogicand tree bark. **Ecol. Indic.**, v. 71, p. 428 – 437, 2016.

HEBERLE, W. F. E.; M.; JASPER, A. A família Orchidaceae no Jardim Botânico de Lajeado, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesq. Bot.**, v. 3, 189 – 199. 2012.

HECK, W. W. The use of plants as indicators of air pollution. **Air, Soil and Water Pollut.**, v. 10, p. 99 – 110, 1966.

HOEHNE, F. C. **O Jardim Botânico de São Paulo**. Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio de São Paulo. 656 p., 1949.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico 2009**. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=330630>. Acesso em: 15 de junho de 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Potencial de poluição industrial do ar no estado do Rio**, 2017. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br/noticias-enso?busca=1&id=1&idnoticia=1154&t=air-pollution-potential-of-industry-in-the-state-of-rio-janeiro-is&view=noticia>. Acesso em: 16 de junho de 2019.

INSTITUTO NACIONAL DO AMBIENTE - INEA. **Instituto Estadual do Ambiente**. 2009. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Institucional/O_que_e_o_Inea/index.htm&lang=. Acesso em: 05 de junho de 2019.

IQBAL, Z.; LATEEF, M.; JABBAR, A.; GILANI, A. H. In vivo anthelmintic activity of *Azadirachta indica* A. Juss seeds against gastrointestinal nematodes of sheep. **Rev. Parasitol.**, v. 168, p. 342 – 355, 2010.

JAYASEKERA, R.; ROSSBACH, M. Background levels of heavy metals in plants of different taxonomic groups from a montane rainforest in Sri Lanka. **Environ. Geochem. Healt.**, v. 18, p. 55 – 62, 1996.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. 1984. Trace Elements in Soils and Plants. **Boca Raton**, FL7 CRC Press, 3ª ed., 1984. ISBN: 0-8493-1575-1.

KHILLARE, P. S.; BALACHANDRAN, S.; MEENA, B. R. Spatial and temporal variation of heavy metals in atmospheric aerosol of Delhi. **Environ. Monit. Assess.**, v. 90, n. 1 – 3, p. 1 – 21, 2004.

KIENZL, K.; RISS, A.; VOGEL, W.; HACKL, B.; GÖTZ, B. Bioindicators and biomonitors for policy, legislation and administration Chapter 3, p. 85 – 122, 2003. In: P Mushak. Trace Metals and other Contaminants in the Environment. **Elsevier**, New York. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80133-9](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80133-9)

KIM, N. D.; FERGUSON, J. E. The concentrations, distribution and sources of cadmium, copper, lead and zinc in the atmosphere of an urban environment. **Sci. Total Environ.**, v. 144, n.1 – 3, p. 179 – 189, 1994.

KLEIN, I. R.; BORGES, T. Direito dos animais: a intervenção do homem. **III Semin. de Fil. e Soc.**, v.2, n. 1, p. 1 – 5, 2018.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; FOMIN, A. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para avaliação da qualidade do ar usando plantas

bioindicadoras (EuroBionet). **Rev. Bras. Bot.**, São Paulo, v. 24, n. 4 (suplemento), p. 511 – 518, 2001.

KLUMPP, A. A. W.; KLUMPP, G.; BELLUZZO, N.; CALATAYUD, V. EuroBionet: A Pan-European Biomonitoring Network for Urban Air Quality Assessment. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 9, n. 3, p. 199 – 203, 2002a. <https://doi.org/10.1007/bf02987489>

KLUMPP, A.; FOMIN, A.; KLUMPP, G.; ANSEL, W.: Bioindication and Air Quality in European Cities - Research, Application, Comg kg-1unification. Heimbach Verlag, Stuttgart, p. 295, 2002b.

KUZNETSOVA, O. V.; KORZHOVA, E. N.; SMAGUNOVA, A. N.; MUKHETDINOVA, A. V.; TOMILOVA, O. A.; SIZYKH, Y. I. Comparison of the Results of Atomic Absorption and X-ray Fluorescence Analysis of Metals in Atmospheric Aerosols. **J. Anal. Chem.**, v. 59, n. 1, p. 39 – 44, 2004.

LASK, T. **Ordem e progresso: a estrutura de poder na "cidade operária" da Companhia Siderúrgica Nacional em Volta Redonda (1941-1964)**. Seropédica, Dissertação (Mestrado em Antropologia Social) - PPGAS Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 111f., 1992.

LEE, L. T.; CARVALHO, L. C. C. S.; COELHO, C. R.; CARVALHO, L. S. Q.; GARCIA, S. A. Capacidade de carga na trilha principal da ARIE da Floresta da Cicuta, Volta Redonda-Barra Mansa, Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. de la Facul. de Agron.**, v. 118, n. 2, p.1 – 10, 2019. <https://doi.org/10.24215/16699513e021>

MAHAPATRA, B.; DHAL, N. K.; DASH, A. K.; PANDA, B. P.; PANIGRAHI, K. C. S. Perspective of mitigating atmospheric heavy metal pollution: using mosses as biomonitoring and indicator organism. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 26, n. 29, p. 29620 – 29638, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06270-z>

MALAVOLTA, E. Elementos de nutrição mineral de plantas. São Paulo, **Agron. Ceres**, p. 251 p., 1980.

MANNING, W.; FEDER, W. Biomonitoring air pollutants with plants. Londres: **Applied Scienc. Publis. Ltd.**, 1980. ISBN: 978-0-85334-916-7.

MANTOVANI, C. **Silício foliar e proporções de nitrato e amônio na nutrição e no crescimento de orquídea**. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Jaboticabal, 48f., 2017.

MARQUES JÚNIOR, A. N.; PANETTO, D. P.; NEPOMUCENO, F. F. O.; MONNA, F.; LOSNO, R.; GUILLON, R. Tracking atmospheric dispersion of metals in Rio de Janeiro Metropolitan region (Brazil) with epiphytes as bioindicators. **An. Acad. Bras. de Cienc**, v. 90, n. 3, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201820170905>

MARTINS, A. P. G. **Cascas de árvores como biomonitores da poluição atmosférica de origem veicular em parques urbanos da cidade de São Paulo**. Tese (Doutorado em Patologia), Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 f., 2009.

MELO JUNIOR, J. C. F.; RAIMUNDO, C. M.; AMORIM, M. W. **Efeito da poluição atmosférica em folhas de *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn. (Melastomataceae).** Acta Biológica Catarinense, v. 1, n. 1, p. 65 – 72, 2014.

MOREIRA, T. C. L. **Interação da vegetação arbórea e poluição atmosférica na cidade de São Paulo.** Dissertação (Mestrado em Ciências), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 79 f., 2010.

MOREIRA, T. C. L.; OLIVEIRA, R. C. D. E.; AMATO, L. F. L.; KANG, C. M.; SALDIVA, P. H. N.; SAIKI, M. Intra-urban biomonitoring: Source apportionment using tree barks to identify air pollution sources. **Environ. Int.**, v. 91, p. 271 – 275, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.005>

MOREL, R. **A ferro e fogo: construção e crise da "família siderúrgica": o caso de Volta Redonda (1941-1968).** Tese (Doutorado em Sociologia), IFLCH, Universidade de São Paulo, São Paulo, 506 f., 1989.

MORENO-GRAU, S.; PÉREZ-TORNELL, A.; BAYO, J.; MORENO, J.; ANGOSTO, J.; MORENO-CLAVEL, J. Particulate matter and heavy metals in the atmospheric aerosol from Cartagena, Spain. **Atmos. Environ.**, v. 34, n. 29 – 30, p. 5161 – 5167, 2000.

MOURA, J. M.; FERNANDES, A. L.; SILVA, J. C. Utilização de líquens como bioindicadores de poluição atmosférica na cidade de Cuiabá – MT. III **Congres. Bras. de Gestão Amb.** Goiânia/ GO, 2012.

NARDOCCI, A. C.; FREITAS, C. U.; LEON, A. C. M. P.; JUNGER, W. L.; GOUVEIA, N. C. Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares: estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. **Cad. Saude Publica**, v. 29, n. 9, p. 1867 – 1876, 2013.

NETO, C. M. S.; CARNEIRO, V. A. Emissões atmosféricas por chaminés industriais nas mesorregiões leste, centro e sul do estado de Goiás (Brasil). **Rev. Mirante**, v. 8, n. 1, p. 169 – 184, 2015.

NG, C. K. Y.; HEW, C. S. Orchids pseudobulbs - "false" bulbs with a genuine importance in orchid growth and survival? **Sci. Hortic.**, Amsterdam, v. 83, p. 165 – 172, 2000.

NIMIS, P. L.; LAZZARIN, G.; LAZZARIN, N.; SKERT, N. Biomonitoring of trace elements with lichens in Veneto (NE Italy). **Sci. Total Environ.**, v. 255, p. 97 – 111, 2000.

NOGUEIRA, C. A. Avaliação da poluição atmosférica por metais na região metropolitana de São Paulo utilizando a *Bromélia Tillandsia Usneoides* L. como biomonitor. Tese (Doutorado em Ciências). Pós-Graduação em Tecnologia Nuclear, Instituto de Pesquisas Energética e Nucleares, USP, 112f., 2006.

NYMAN, L. P.; DAVID H. BENZING, D. H.; TEMPLE, P. J.; ARDITTI, J. Effects of ozone and sulfur dioxide on two epiphytic orchids. **Environ. Exp. Bot.**, vol. 30, n. 2, p. 207 – 213, 1989.

OLIVA, S. R.; MINGORANCE, M. D. Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts. **Chem.**, v. 65 , n. 2, p. 177 – 182, 2006.

OLIVEIRA, A. A. B. **Inventário das emissões atmosféricas na indústria siderúrgica.** Monografia. Universidade Federal Do Rio De Janeiro/UFRJ. Rio De Janeiro, RJ. 85f., 2014.

OLIVEIRA, M. L.; DE MELO, E. J. T.; MIGUENS, F. C. Tillandsia strictaSol (Bromeliaceae) leaves as monitors of airborne particulate matter-A comparative SEM methods evaluation. **Microsc. Res. Tech.**, p. 1 – 11, 2016. <https://doi.org/10.1002/jemt.22714>

OLIVEIRA, M. F.; SACZK, A. A.; OKUMURA, L. L. Determinação de zinco em álcool combustível por voltametria de redissolução anódica. **Eclet. Quim.**, v. 27, p. 153 – 160, 2002. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-46702002000200013&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 19 de janeiro de 2020.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD - OPS. **Evaluación de los efectos de la contaminación del aire em la Salud de América Latina y Caribe.** Washington, D. C, p. 1 – 72, 2009.

PABST, G. F. J.; DUNGS, F. Orchidaceae brasiliensis. **Hildesheim: Brucke-Verlag**, v. I, 1975.

PABST, G. F. J.; DUNGS, F. Orchidaceae brasiliensis. **Hildesheim: Brucke-Verlag**, vol. II, 1977.

PACHECO, A. M. G.; FREITAS, M. C.; BAPTISTA, M. S.; VASCONCELOS, M.T. S. D.; CABRAL, J. P. Elemental levels in tree-bark and epiphytic-lichen transplant at a mixed environment in mainland Portugal and comparison with an in situ lichen. **Environ. Pollut.**, v. 151, p. 326 – 333, 2008.

PAKEMAN R. J.; HANKARD P. K.; OSBORN D. Plants as Biomonitors of Atmospheric Pollution: Their Potential for Use in Pollution Regulation. In: Ware G.W. (eds) Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. **Rev. Environ. Cont. Toxicol.**, Springer, New York, NY, v. 157, p. 1 – 23, 1998.

PALLASMAA, J. Space, place and atmosphere. Emotion and peripheral perception in architectural experience. Lebenswelt. **Aesthet. Philosop. of Exp.**, n. 4, p. 230 – 245, 2014.

PANDEY, P. K.; PATEL, K. S.; SUBRT, P. Trace elemental composition of atmospheric particulate at Bhilai in central-east India. **Sci. Total Environ.**, v. 215, p. 123 – 134, 1998.

PAOLETTI, L.; DE BERARDIS, B.; ARRIZZA, L.; PASSACANTANDO, M.; INGLESSIS, M.; MOSCA, M. Seasonal effects on the physico-chemical characteristics of PM_{2.1} in Rome: a study by SEM and XPS. **Atmos. Environ.**, v. 37, n. 35, p. 4869 – 4879, 2003. doi:10.1016/j.atmosenv.2003.08.031

PEDROSO, A. N. V. **Avaliação estrutura de Nicotianatabacum “Bel W3” sob diferentes níveis de contaminação atmosférica.** Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Área de concentração de plantas vasculares em Análises Ambientais. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 68f., 2009.

PEITER, P.; TOBAR, C. Poluição do ar e condições de vida: uma análise geográfica de riscos à saúde em Volta Redonda, Rio de Janeiro, Brasil. **Cad. Saude Publica**, vol.14, n.3, p.473 – 485, 1998. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X1998000300003>

PERLEBERG, T. D. **A família Orchidaceae no Morro Quilongongo, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências). Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 157 f., 2009.

PIGNATA, M. L.; GUDIÑO, G. L.; CAÑAS, M. S.; ORELLANA, L. Relationship between foliar chemical parameters measured in *Melia azedarach* L. and environmental conditions in urban areas. **Sci. Total Environ.**, v. 243 – 244, p. 85 – 96, 1999.

PINA, J. M.; MORAES, R. M. Gas exchange, antioxidants and foliar injuries in saplings of a tropical woody species exposed to ozone. **Ecotoxicol. Environ. Safet.**, v. 73, n. 4, p. 685 – 91, 2010.

PIQUÉ, M. P. R. Biomonitoramento, instrumento pedagógico a serviço da sustentabilidade urbana. **XXXIII Cong. Bras. Ens. Eng.** Paraíba. 2005.

PORTAL G1. **Justiça Federal concede liminar para redução de escória da CSN em Volta Redonda, RJ**. 2018. Disponível em: <https://g1.globo.com/rj/sul-do-rio-costa-verde/noticia/2018/08/09/justica-federal-concede-liminar-para-reducao-de-escoria-da-csn-em-volta-redonda-rj.ghtml>. Acesso em: 23 de janeiro de 2020.

PRAŽAK R.; MOLAS J. Effect of copper concentration on micropropagation and accumulation of some metals in the *Dendrobium kingianum* Bidwill Orchid. **J. Elem.**, v. 20, n. 3, p. 693 – 703, 2015.

PRAŽAK, R.; MOLAS, J. Effect of Manganese on the in vitro development and accumulation of iron and magnesium in *Dendrobium Kingianum* Bidwill. **J. Elem.**, v. 22, n.1, p. 169 – 181, 2017.

PREFEITURA DE VOLTA REDONDA (PVR), 2017. Disponível em: <http://www.portalvr.com>. Acesso em: 12 de julho de 2020.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R, 2010. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org>. Acesso em: 12 de junho de 2020.

RAI, P. K. Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. **Ecotoxicol. Environ. Safet.**, v. 120, p. 120 – 136, 2016.

RAO, A. N. Medicinal orchid wealth of Arunachal Pradesh. Indian Medicinal Plants of Conservation Concern. Newsletter of ENVIS Node, **Found. Revital. Local Health Trad.**, Bangalore, v. 1, p. 1 – 5, 2004.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J. HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol. Conser.**, v. 142, n. 1141 – 1153, 2009.

RIZZINI, C. T. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. **Ed. Âmbito Cul.**, Rio de Janeiro, 747p., 1997.

ROCHA, N. L. T.; GUIMARÃES, C. S. Estudo da qualidade do ar e a atividade siderúrgica na cidade de Volta Redonda. **Cad. UniFOA**, n. 33, p. 25 – 36, 2017.

RÖLLIN, H; NOGUEIRA, C. Manganese. **Environ. Pollut. Health Effects Encycl. Environ. Healt.**, v. 12, p.617 – 629, 2011.

ROMERO, H.; IHL, M.; RIVERA, A.; ZALAZAR, P.; AZOCAR, P. Rapid urban growth, land-use changes and air pollution in Santiago, Chile. **Atmos. Environ.**, v. 33, n. 24 – 25, p. 4039 – 4047, 1999.

RONCI, L.; MECCOLI, L.; IANNILLI, V.; MENEGONI, P.; MATTHAEIS E. Comparison between active and passive biomonitoring strategies for the assessment of genotoxicity and metal bioaccumulation in *Echinogamg kg-1arus veneris* (Crustacea: Amphipoda). **Ital. J. Zoo.**, v. 83, n. 2, p. 162 – 172, 2016. <http://dx.doi.org/10.1080/11250003.2016.1169321>

ROMIEU, I.; ÁLAMO-HERNÁNDEZ, U.; TEXCALAC-SANGRADOR, J. L. **A contaminação atmosférica nas Américas: tendências, políticas e efeitos.** Determinantes ambientais e sociais da saúde. Washington: Opas; Editora Fiocruz, p. 475 – 495, 2011.

ROSS, S. M. **Toxic metals in soil-plant systems.** 1ª ed. New York : John Wiley & Sons Ltda, 453 p., 1994.

RUHLING, A.; STEINNES, E. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. **Copenhagen: Nordic Council of Minister**, v. 15, p. 1 – 67, 1988.

RŪTA, B.; PALIULIS, D. Research into heavy metals pollution of atmosphere applying moss as bioindicator: a literature review. **Environ. Res. Eng. Manag.**, v. 4, n. 54, p. 26 – 36, 2010.

RYBICKA, E. H. Metals and their chemical and mineralogical forms in industrial pollutants of the atmosphere. **Environ. Technol. Let.**, v. 10, n. 10, p. 921 – 928, 1989.

SAMARA, C.; VOUTSA, D. Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment. **Chem.**, v. 59, n. 8, p. 1197 – 1206, 2005.

SANTOS SILVA, D. S. B., JIMENEZ, J. C. V., PEREIRA, C. C., OLIVEIRA JÚNIOR, J. F., GOIS, G. Imputação de Dados Diários de Radiação Solar Global Via Ambiente R. **Encic. Bios**, v. 16, n. 29, p. 957 – 969, 2019. https://doi.org/10.18677/EnciBio_2019A76

SANTOS, A. P.; SEGURA-MUÑOZ, S. I.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L.; MARTINEZ, C. A.; TAKAYANAGUI, A. M. Traffic-related air pollution biomonitoring with *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt.cv. Purpurea Boom in Brazil. **Environ. Monit. Assess.**, v. 187, p. 1 – 10, 2015.

SANTOS, C. M. **Biomonitoramento passivo utilizando casca de aroeira vermelha (*Myracrodoun urundeuva*): estudo de caso da Região da Fercal, DF.** Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) – Instituto de Geociência da Universidade de Brasília, Brasília, 110 f., 2011.

SANTOS, C. M.; OLIVEIRA, R. C.; ROIG, H. L.; RÉQUIA JÚNIOR, W. J. Biomonitoramento passivo com casca de aroeira vermelha (*Myracrodruon urundeuva* Lorenzi Harri) para verificar a variabilidade espacial da poluição atmosférica em uma região do Distrito Federal, Brasil. **Rev. Eng. Sanit. e Ambient.**, v. 19, p. 453 – 460, 2014.

SANTOS, E. C. **Estudo da poluição aérea de elementos químicos pelas análises de cascas de árvore.** Dissertação (Mestrado em Ciências) Tecnologia Nuclear - Aplicações) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 132f., 2017.

SANTOS, E. F. N.; SOUSA, I. F. Análise estatística multivariada da precipitação do Estado de Sergipe através dos fatores e agrupamentos. **Rev. Bras. Climatol.**, v. 23, p. 205 – 222, 2018.

SAVÓIA, J. L. **Potencial de *Tradescantia pallida* cv. *Pupurea* para acumular metais pesados oriundos da poluição atmosférica particulada na região do grande ABC paulista.** Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, 144 f. São Paulo, 2013.

SAWIDIS, T.; BREUSTE, J.; MITROVIC, M.; PAVLOVIC, P.; TSIGARIDAS, K. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. **Environ. Pollut.**, v. 159, p. 3560 – 3570, 2011.

SCERBO, R.; POSSENTI, L.; LAMPUGNANI, L.; RISTORI, T.; BARALE, R. Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy). **Sci. Total Environ.**, v. 241, p. 91 – 106, 1999.

SCHAUER J. J.; LOUGH G. C.; SHAFER M. M.; CHRISTENSEN W. F.; ARNDT M. F.; DEMINTER J. T.; PARK J. S. Characterization of metals emitted from motor vehicles. **Res. Report., Health Effect. Instit.**, Boston MA, March, n. 133. 98 p., 2006.

SCHÖNBECK, H. Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. **Reinhaltung der Luft**, v. 29, p. 14 – 18, 1969.

SILVA, C. I.; MILANEZE-GUTIERRE, M. A. Caracterização morfo-anatômica dos órgãos vegetativos de *Cattleya walkeriana* Gardner (Orchidaceae). **Acta Scient. Biol. Sci.**, Maringá, v. 26, n. 1, p. 91 – 100, 2004.

SILVA, J.; HEUSER, V.; ANDRADE, V. Biomonitoramento Ambiental. In: J. Silva; B. Erdtmann, J. A. P. Henriques. **Gen. Toxicol.** Porto Alegre, v. 1, 2003.

SILVA, M. F. **Avaliação da qualidade do ar utilizando espécies arbóreas na cidade de Patos-PB.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Campina Grande, Patos, 63 f., 2011.

SILVA, M. F. **Emissão de metais por veículos automotores e seus efeitos à saúde.** Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 156 f., 2007.

SILVA, N. G.; BREHM, F. A.; MANCIO, M.; MORAES, C. A. M. Reutilização e reciclagem de resíduos siderúrgicos: oportunidades de pesquisa e desafios do setor. In: **Fórum Nac. de Res. Sol.**, Porto Alegre, RS, 2016.

SMODIŠ, B.; PIGNATA, M. L.; SAIKI, M.; CORTÉS, E.; BANGFA, N.; MARKERT, B.; NYARKO, B.; ARUNACHALAM, J.; GARTY, J.; VUTCHKOV, M.; WOLTERBEEK, H. T.; STEINNES, E.; FREITAS, M. C.; LUCACIU, A.; FRONTASYEVA, M. Validation and Application of Plants as Biomonitors of Trace Element Atmospheric Pollution – A Co-Ordinated Effort in 14 Countries. **J. Atmos. Chem.**, v. 49, n. 1 – 3, p. 3 – 13, 2004.

SOBRAL, B. S.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; GOIS, G.; TERASSI, P. M. B.; MUNIZ JUNIOR, J. G. R. Variabilidade Espaço-Temporal e Interanual da Chuva no Estado do Rio de Janeiro. **Rev. Bras. de Climatol.**, v. 22, n. 14, p. 281 – 308, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v22i0.55592>

SOR, J. L.; CLEVELARIO JUNIOR, J.; GUIMARÃES, L. T.; MORENO, R. DE A. M. Relatório piloto com aplicação da metodologia IPPS ao Estado do Rio de Janeiro: Uma estimativa do potencial de poluição industrial do ar. Rio de Janeiro: **IBGE**, 44 p., 2008.

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y.; DEUS, W. B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biom. Bras.**, vol. 9, n. 3, p. 95 – 106, 2018.

SOUZA, M. S. P. A.; SANTOS, F. S.; MAGALHÃES, L. M. S.; FREITAS, W. K.; GOIS, G.; JUNIOR, J. F. O. *Poincianella pluviosa* as biomonitor of heavy metals in the municipality of Volta Redonda, RJ, Brazil, **Rev. Bras. Eng. Agrícola e Ambient.** Campina Grande, PB, UAEA/UFCG, v. 23, n. 1, p. 71 – 76, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi>

SOUZA-LEAL, T.; PEDROSO-DE-MORAES, C. Fenologia reprodutiva e distribuição espacial de *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl. (Orchidaceae) em Cerrado do município de Mogi Guaçu, São Paulo, Brasil. Iheringia, **Série Bot.**, v. 69, n. 2, p. 405 – 416, 2014.

SPOHR, C.; ZANINI, R.R.; DAPPER, S. N. Poluição do ar como fator de risco para a saúde: uma revisão sistemática no estado de São Paulo. São Paulo Jan./Apr. **Est. avanc.**, v. 30, n. 86, p. 83 – 96, 2016.

SRIVASTAVA, A.; JAIN, V. K. Size distribution and source identification of total suspended particulate matter and associated heavy metals in the urban atmosphere of Delhi. **Chem.**, v. 68, n. 3, p. 579 – 589, 2007.

STERN, W. L. The long-distance dispersal of *Oeceoclades maculata*. **American Orchid Society Bulletin**, v. 57, p. 960 – 971, 1988.

SUN, S. Q.; WANG, G. X.; HE, M.; CAO, T. Effects of Pb and Ni stress on oxidative stress parameters in three moss species. **Ecotoxicol. Environ. Safet.**, v. 74, p. 1630 – 1635, 2011.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2ª ed., **Boletim técnico**, n. 5, Departamento de Solos, UFRGS, Porto Alegre, 174 p., 1995.

TEMG Kg⁻¹ERMAN, L.; BELL, J. N. B.; GARREC, J. P.; KLUMPP, A.; KRAUSE, G. H. M.; TONNEIJCK, A. E. G. Biomonitoring of air pollutants with plants – considerations for the future. Urban Air Pollution, Bioindication and Environmental Awareness. In: A. A. W. Klumpp, and G. Klumpp, (Eds). **Urban air pollut., bioind. and environ. aware.**, p. 337 – 373, 2004.

TINGMING, S.; ZHIYUAN, L.; WU, Z.; WEI, C. Determination of five elements of heavy metals in *Anoectochilus* by ICP-MS. **Chin. Tradit. e Herbal Drugs**, v. 47, n. 8, p. 1405 – 1408, 2016.

TOVAR-SÁNCHEZ, E.; SUAREZ-RODRÍGUEZ, R.; RAMÍREZ-TRUJILLO, A.; VALENCIACUEVAS, L.; HERNÁNDEZ-PLATA, I.; MUSSALI-GALANTE, M. The use of biosensors for biomonitoring environmental metal pollution, **Biosens. Environ. Monit.** In: T Rinken, and K. Kivirand, (Eds) Intech Open. <https://doi.org/10.5772/intechopen.84309>. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/biosensors-for-environmental-monitoring/the-use-of-biosensorsfor-biomonitoring-environmental-metal-pollution>. Acesso em: 27 de agosto de 2019.

VAN DE VELDE, K.; BOUTRON, C.; FERRARI, C.; BELLOMI, T.; BARBANTE, C.; RUDNEV, S.; BOLSHOV, M. Seasonal variations of heavy metals in the 1960s Alpine ice: sources versus meteorological factors. **Earth Planet. Sci. Lett.**, v. 164, n. 3 – 4, p. 521 – 533, 1998.

VANZ, A.; MIRLEAN, N.; BAISCH, P. Avaliação de poluição do ar por chumbo particulado: uma abordagem geoquímica. **Quim. Nova**, vol. 26, n. 1, p. 25 – 29, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-4042200300010006>.

VATS, S. K.; SINGH, A.; KOUL, M.; UNİYAL, P. L. Study on the metal absorption by two mosses in Delhi Region (India). **J. Am. Sci.**, v. 6, n. 3, p. 176 – 181, 2010.

VELLOSO, M. F. A. **Um Estudo para a Bacia Aérea III da Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica), Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE-UFRJ, 105f., 2007.

VOLTA REDONDA – RJ. **Volta Redonda (RJ) convive com efeitos cumulativos de 71 anos de atividade siderúrgica**. Disponível em: <http://verbetes.cetem.gov.br/verbetes/ExibeVerbete.aspx?verid=135>. Acesso em: 23 de janeiro de 2020, 2013.

VOUTSA, D.; SAMARA, C. Labile and bioaccessible fractions of heavy metals in the airborne particulate matter from urban and industrial areas. **Atmos. Environ.**, v. 36, p. 3583 – 3590, 2002.

WANG, Y. F.; HUANG, K. L.; LI, C. T.; MI, H. H.; LUO, J. H.; TSAI, P. J. Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. **Atmos. Environ.**, v. 37, p. 4637 – 4643, 2003.

WECKWERTH, G. Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne, Germany. **Atmos. Environ.**, v. 35, p. 5525 – 5536, 2011.

WILLMOTT, C. J. On the validation of models. **Phys. Geog.**, v. 2, p. 184 – 194, 1981. <http://dx.doi.org/10.1080/02723646.1981.10642213>

XIAO, Q.; MCPHERSON, E. G.; SIMPSON, J. R.; USTIN, S. L. Rainfall interception by sacramento's urban forest. **J. Arboric.**, v. 24, p. 235 – 244, 1998.

YASIN, Z. A.; MAHMOOD, M.; SHAHARUDIIN, N. A. Effects of micronutrients (Cu, Zn, Mn, and Fe) on the growth of *Spathoglottis plicata* plantlets. **Bio Technol. J. Biotechnol., Comput. Biol. Bionanotechnol.**, vol. 98, n. 1, p. 5 – 13, 2017.

ZECHMEISTER, H. G., HOHENWALLNER, D., RISS, A., HANUS-ILLNAR, A. Variations in heavy metal concentrations in the moss species *Abietinella abietina* (Hedw.) Fleisch. According to sampling time, within site variability and increase in biomass. **Sci. Total Environ.**, v. 301, p. 55 – 65, 2003.

ANEXOS

ANEXO I. RELAÇÃO OFICIAL DOS BAIRROS DO MUNICÍPIO DE VOLTA REDONDA

Setor	Bairro	Código do Bairro	Área (ha)
Setor Centro Norte	Aero Clube	2	116,82
	Barreira Cravo	5	28,20
	Belo Horizonte	43	20,11
	Niterói	22	32,69
	Retiro	24	805,21
	São João Batista	26	14,43
	Vila Brasília	39	95,27
	Vila Mury	40	86,35
	Voldac	42	36,98
	Total		1236,06
Setor Oeste	Açude	1	104,12
	Belmonte	7	285,75
	Jardim Belmonte	50	20,96
	Jardim Padre Josimo	45	126,36
	Siderlândia	49	140,72
	Total		1970,89
Setor Norte	Santa Cruz II	48	0,00
	Candelária	9	54,39
	Dom Bosco	12	32,54
	Pinto da Serra	47	84,46
	Santa Cruz	44	80,89
	Santa Rita do Zarur	33	92,03
	São Luiz	31	117,07
	Total		2572,99
Setor Leste	Água Limpa	3	95,64
	Brasilândia	8	70,63
	Santo Agostinho	34	332,91
	Três Poços	37	815,16
	Vila Americana	38	32,27
	Vila Rica	46	28,02
	Total		4128,70
Setor Sul	Casa de pedra	10	43,86
	Siderópolis	14	65,78
	Jardim Belvedere	36	37,37
	Total		5526,68
Setor Centro Sul	Aterrado	4	112,93
	Bela Vista	6	19,28
	Jardim Amália	15	152,33
	Jardim Paraíba	52	17,36
	Laranjal	18	74,79
	Monte Castelo	20	30,06
	Nossa Senhora das Graças	21	29,01
	São Geraldo	28	36,78

Cont...

Setor	Bairro	Código do Bairro	Área (ha)
	São João	29	50,99
	Sessenta	35	51,00
	Vila Santa Cecília	41	100,08
	Total		542,40
Setor Centro Sul	Duzentos e Quarenta e Nove	51	25,83
	Conforto	11	88,29
	Eucaliptal	13	45,86
	Jardim Europa	16	14,04
	Jardim Suíça	17	6,45
	Minerlândia	19	16,48
	Ponte Alta	23	108,83
	Rústico	25	9,16
	Santa Inez	32	10,15
	São Cristóvão	27	22,55
	São Lucas	30	39,77
	Total		247,46
Total dos bairros		52	18297,36

Fonte: Adaptado de IBGE, 2009