



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

MARCELLE SÃO PEDRO ABDIEL DE SOUZA

***Poincianella pluviosa* COMO BIOMONITORA PASSIVA DE METAIS PESADOS NO
MUNICÍPIO DE VOLTA REDONDA, RJ**

Prof. Dr. LUIS MAURO SAMPAIO MAGALHÃES
Orientador

SEROPÉDICA, RJ
DEZEMBRO – 2016



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

MARCELLE SÃO PEDRO ABDIEL DE SOUZA

***Poincianella pluviosa* COMO BIOMONITORA PASSIVA DE METAIS PESADOS NO
MUNICÍPIO DE VOLTA REDONDA, RJ**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheira Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Dr. LUIS MAURO SAMPAIO MAGALHÃES
Orientador

SEROPÉDICA, RJ
DEZEMBRO – 2016

***Poincianella pluviosa* COMO BIOMONITORA PASSIVA DE METAIS PESADOS NO
MUNICÍPIO DE VOLTA REDONDA, RJ**

MARCELLE SÃO PEDRO ABDIEL DE SOUZA

Monografia aprovada em ____ de _____ de 2016.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Luis Mauro Sampaio Magalhães – UFRRJ
Orientador

Prof. Dr. Welington Kiffer de Freitas – UFF
Membro

Prof. Dr. José Francisco de Oliveira Júnior – UFRRJ
Membro

DEDICATÓRIA

Dedico a minha monografia à mulher que me ensinou, desde bebê, a importância dos estudos e da independência feminina: minha amada avó Hilda Ribeiro de Souza (*in memoriam*). A esta maravilhosa mulher que do plano espiritual me envia todo o seu amor nos momentos em que mais preciso. Dedico também, com todo o amor que cabe em mim, aos meus pais Daisy e Marcelino e aos meus irmãos Matheus e Diego.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela oportunidade de chegar até aqui com muita saúde, concluindo um trabalho que possa ser útil à sociedade e por estar a poucos passos de pegar o meu diploma com a consciência tranquila de ter oferecido o meu melhor.

Agradeço aos meus pais Daisy e Marcelino por me ensinarem na prática o que é o verdadeiro amor, por confiarem em mim, por serem o meu refúgio, minha base e meu combustível. Aos meus irmãos Matheus e Diego, por tornarem a minha vida mais alegre e divertida, pelas companhias, pela amizade e pelo amor incondicional. Vocês quatro são a minha maior riqueza e eu os amo.

Agradeço a todos os familiares “São Pedros” e “Abdiéis” por me encherem de amor, por me fazerem sentir tão abençoada pela oportunidade de estarmos juntos hoje e na vida eterna e, em especial, ao meu tio-pai Luis Fernando Pereira. Aos familiares que se encontram no plano espiritual, em especial a minha avó Edith e minha tia Vera Lúcia. A saudade vive em meu coração.

Agradeço ao meu namorado Fernando César pelo companheirismo e amor genuíno. Muito obrigada por ter aparecido no meu caminho, me ensinando a ser mais paciente, mais confiante e serena. Obrigada por me mostrar que nos tempos e hoje ainda existe amor, confiança e respeito. Gratidão pelo carinho de seus familiares, em especial Ana Maria, Alline, Humberto e Arlindo.

Agradeço aos meus amigos de Volta Redonda por nunca terem desistido dessa amiga que sumiu, que bateu asas e voou, que quando chega na terra natal só quer ficar em casa porque a semana na Rural foi puxada, porque a Rural é isso, porque a Rural é aquilo. Em especial a Camila Rios, Camila Coêlho, Vanessa e João Pedro.

Agradeço a companhia das meninas mais lindas da Rural, que moram no alojamento F1, quarto 24. Imensa gratidão àquelas que me receberam quando mais precisei (Maysa, Cynara, Thaís Andrade, Suevy e Isis), àquelas que tive a oportunidade de receber (Suênia, Bruna, Evelyn, Natally, Dayana e Stéfanny) e àquelas que estão ficando (Rafaela, Thaís Lanode e Juliana), tendo pela frente a caminhada mais maravilhosa da vida de um ser humano. Em especial, agradeço a amizade e irmandade eternas da Suênia, amiga de curso, de quarto e de cidade natal, amiga para a vida toda!

Agradeço por fazer parte da melhor turma que a Engenharia Florestal da UFRRJ já teve, a 2010-II. Obrigada, meus companheiros, por todos os momentos que vivemos juntos. Gratidão em especial aos tesouros que encontrei nessa turma, presentes que a Rural me deu, uns desde o início, outros depois. São eles: Jéssica, Letícia, Ana Carolina, Mateus, Tito, Ari, João Flávio, Gerhard, Gabriel, Thales, Amanda, Hudson e Caio Rodrigues.

Agradeço a oportunidade de conviver com meus “bixos”, em especial Fagner, Caio Frossard, Iohann, Bibi Griffó, Laiza e João Elves Mohammed.

Agradeço às companheiras Mayara, Karla, Izabella e Clara Maria, do Laboratório de Manejo de Paisagens da UFRRJ, por todo o carinho.

Agradeço ao alojamento masculino M4 cobertura pelo carinho com que fui acolhida durante todos esses anos, em especial ao quarto 436, minha segunda casa ruralina. Gratidão aos meus queridos amigos Ronnier e Alexandre.

Agradeço pelo convívio com todos os floresteiros e floresteiros da Rural, em especial com aqueles das gestões 2011 a 2013 do CAEF e ABEEF, das quais fiz parte. Gratidão pelo convívio com os funcionários do Instituto de Florestas, em especial Tião, Greycon e Francisco.

Agradeço aos meus alunos de italiano pela experiência incrível de lecionar pela primeira vez na minha vida, em especial a minha amiga Glaucia.

Agradeço a todos os professores pelos ensinamentos que me foram passados. Meu obrigada especial dedico aos professores que marcaram minha vida pelo modo de ensinarem e

pelo carinho com seus alunos, como Gilmar, Eliane, Jaime, Bacis, André, Alexandra, Flávia, Acácio, Azarias, Paulo Leles e Marco Monte.

Agradeço ao professor Alexandre Miguel pelo carinho e respeito com seus alunos, pelo amor à profissão que nos contagia e pela oportunidade de ter sido monitora de sua disciplina.

Agradeço também aos professores José Francisco Júnior, Henderson Silva e Gustavo Lyra, que aceitaram compor a banca examinadora desta monografia.

Agradeço ao meu orientador Luis Mauro Magalhães pelos ensinamentos, atenção e paciência ao longo dessa caminhada, por ter me ensinado a ser paciente, por ter confiado na minha capacidade e por todo o suporte que me foi dado.

Agradeço aos meus coorientadores Welington Kiffer e Fabiana Soares, da UFF de Volta Redonda, pelos ensinamentos, atenção e paciência. Muito obrigada por terem confiado em mim.

Agradeço aos funcionários e professores da UFF de Volta Redonda, que estiverem ao meu lado durante as análises de laboratório, que me receberam como aluna da “casa”, que não se esqueceram do meu nome e que alegraram meus longos dias nos laboratórios. Aproveito para agradecer a melhor companheira de atividades que eu poderia ter, meu braço direito, Camila Salomão.

Agradeço ao pesquisador Luiz Fernando de Moraes, da Embrapa Agrobiologia, pelo primeiro contato com o mundo da pesquisa e por todos os ensinamentos que me passou, e também a todos os funcionários e bolsistas que me ajudaram.

Agradeço a oportunidade de ter participado do programa Ciência Sem Fronteiras, realizando intercâmbio na Politécnico de Milão, Itália. Neste período de um ano, pude amadurecer pessoal e profissionalmente, além de ter feito grandes amigos. Em especial: grazie mille per l'amicizia Margherita Amantea, ti porterò nel cuore per tutta la vita.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pela bolsa de iniciação científica, o que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço, por fim, à universidade que me recebeu de braços aberto, com toda a sua beleza e também seus problemas. O meu voo continua e carregarei comigo a bagagem que só os alunos da UFRRJ possuem. Orgulho de ser ruralina. Muito obrigada por tudo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

RESUMO

Este trabalho objetivou biomonitorar metais pesados acumulados em cascas de árvores da espécie *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz (sibipiruna), em alguns locais de Volta Redonda. Como áreas controle foram considerados os distritos Getulândia (Rio Claro), Rialto (Barra Mansa) e Vargem Alegre (Barra do Piraí). Na área de estudo, foram consideradas quatro posições distintas denominadas norte (bairro Vila Mury), sul (bairro Vila Santa Cecília, rua 33), leste (bairro Laranjal) e oeste (bairro Vila Santa Cecília, rua 14). As amostras de cascas externas foram coletadas em árvores com circunferência variando de 0,4 a 3,44 m, à altura entre 1,20 a 1,50 m do solo. Foram coletadas 8 amostras em cada posição e 1 em cada área controle. Todas as amostras foram secas em estufa com circulação de ar a 70°C e trituradas. A digestão foi realizada em mistura nitro-perclórica 6:1 e os teores de Pb, Cd, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica com chama ar/acetileno. Para verificar se existe 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. Ainda que na análise estatística somente os metais pesados Mn, Ni e Fe tenham apresentado diferenças significativas nas posições estudadas, foi possível verificar diferenças de concentrações para todos os bioelementos. Mn e Ni se destacaram por apresentarem concentração média maior nas áreas controle quando comparada a algumas posições, o que não era esperado. A maioria dos bioelementos estudados apresentaram menor concentração média na posição norte e concentrações maiores nas posições leste e sul. A exceção quanto a este comportamento foi o Cd, apresentando maior concentração média na posição norte. Os bairros Laranjal e Vila Santa Cecília são os mais afetados pela poluição atmosférica local, proveniente principalmente das emissões veiculares. O bairro Vila Mury apresentou as menores concentrações (com exceção apenas para o Cd), na maioria das vezes com valores próximos ao encontrados nas áreas controle, indicando que a posição norte pode estar distante das principais fontes poluidoras.

Palavras-chave: metais pesados, cascas de árvore, sibipiruna.

ABSTRACT

This paper is aimed at biomonitoring heavy metals accumulated in tree barks of the species *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz (sibipiruna), in some places of Volta Redonda. For control areas the districts Getulândia (Rio Claro), Rialto (Barra Mansa) and Vargem Alegre (Barra do Piraí) were considered. In the study area, four distinct positions denominated north (Vila Mury neighborhood), south (Vila Santa Cecília neighborhood, street 33), east (Laranjal neighborhood) and west (Vila Santa Cecília neighborhood, street 14) were considered. Samples of external shells were collected on trees with a circumference varying from 0.4 to 3.44 m, at height between 1.20 and 1.50 m from the soil. Eight samples were collected at each position and 1 in each control area. All samples were dried in an oven with air circulation at 70°C and ground. The digestion was carried out in a 6:1 nitro-perchloric mixture and the Pb, Cd, Ni, Cu, Zn, Fe and Mn contents were determined by air/acetylene flame atomic absorption spectrophotometry. To verify if there is 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 pairwise comparisons and Bonferroni correction. Although in the statistical analysis only the heavy metals Mn, Ni and Fe presented significant differences in the positions studied, it was possible to verify concentration differences for all the bioelements. Mn and Ni were distinguished by their higher mean concentration in the control areas when compared to some positions, which was not expected. Most of the bioelements studied presented lower mean concentration in the north position and higher concentrations in the east and south positions. The exception to this behavior was the Cd, with a higher average concentration in the north position. The neighborhoods Laranjal and Vila Santa Cecília are the most affected by the local air pollution, mainly coming from the vehicular emissions. The Vila Mury district presented the lowest concentrations (except for Cd), most of them with values close to those found in the control areas, indicating that the northern position may be far from the main sources of pollution.

Keywords: heavy metals, tree bark, sibipiruna.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. Geral.....	3
2.2. Específicos.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
3.1. Poluição atmosférica.....	3
3.2. Poluentes atmosféricos.....	4
3.3. Metais pesados.....	5
3.4. Arborização urbana.....	6
3.5. Biomonitoramento.....	7
3.6. Cascas de árvores como biomonitores.....	8
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	10
4.1. Área de estudo.....	10
4.2. Amostragem e coleta.....	11
4.3. Digestão e leitura.....	12
4.4. Análise estatística.....	13
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	13
5.1. Manganês (Mn).....	14
5.2. Níquel (Ni).....	15
5.3. Ferro (Fe).....	16
5.4. Cádmio (Cd).....	17
5.5. Chumbo (Pb).....	18
5.6. Cobre (Cu).....	19
5.7. Zinco (Zn).....	20
6. CONCLUSÕES.....	21
7. SUGESTÕES.....	22
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	23

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Localização do município de Volta Redonda, RJ, Brasil. Fonte: Wikipédia, 2016.10
- Figura 2:** Locais de amostragem das áreas controle em relação ao município de Volta Redonda, RJ. Fonte: Google Earth, 2016. 11
- Figura 3:** Locais de amostragem de casca de *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz (sibipiruna), no município de Volta Redonda, RJ. Fonte: Google Earth, 2016. 12
- Figura 4:** Concentrações médias (mg/kg) de Mn em cada posição e nas áreas controle do presente estudo. 14
- Figura 5:** Concentrações médias (mg/kg) de Ni em cada posição e nas áreas controle do presente estudo. 15
- Figura 6:** Concentrações médias (mg/kg) de Fe em cada posição e nas áreas controle do presente estudo. 16
- Figura 7:** Concentrações médias de Cd (mg/kg) em cada posição e nas áreas controle do presente estudo. 17
- Figura 8:** Concentrações médias (mg/kg) de Pb em cada posição e nas áreas controle do presente estudo. 18
- Figura 9:** Concentrações médias (mg/kg) de Cu em cada posição e nas áreas controle do presente estudo. 19
- Figura 10:** Concentrações médias (mg/kg) de Zn em cada posição e nas áreas controle do presente estudo. 21

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentrações dos metais pesados nas áreas controle e suas respectivas médias. . 13

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a poluição do ar tem sido um grave problema nos centros urbanos industrializados devido à crescente presença dos automóveis que se somaram às indústrias como fontes poluidoras (BRAGA *et al.*, 2001). Segundo Braga *et al.* (2007), são duas as principais fontes de emissão associadas à contaminação do ar urbano por metais pesados, compostos orgânicos tóxicos, SO₂, NO_x, CO, CO₂, fluoretos gasosos, dentre outros poluentes atmosféricos: as indústrias, desde o início da revolução industrial até os dias atuais, e os veículos automotores, que vêm se transformando na principal fonte de emissão a partir da segunda metade do século XX.

Segundo Samet (2007), a preocupação com a qualidade do ar em áreas urbanas é, sem dúvida, uma questão de saúde pública. Seu controle abrange desde a redução das emissões de poluentes, até a necessidade de intervenção e deslocamento de pessoas dos locais mais poluídos, em casos extremos, traduzindo-se em um desafio para a formulação de políticas específicas e a incorporação de novas técnicas para o monitoramento da qualidade do ar.

Os principais poluentes atmosféricos ocorrem na forma de gases ou particulados (GODISH, 2004). Esses dois grupos de poluentes atmosféricos, ditos tradicionais, têm sido objeto de um considerável número de pesquisas científicas e regulamentações. Isso se deve em parte aos impactos negativos que estes acarretam sobre a atmosfera, a vegetação, a saúde humana, aos animais e materiais (ALMEIDA, 1999).

Apesar de alguns metais serem essenciais ao organismo humano e às plantas, em maiores concentrações tornam-se tóxicos (JARUP, 2003). No ambiente urbano, os metais pesados são liberados na forma de partículas sólidas ou líquidas em diferentes tamanhos, associadas ao material particulado em suspensão (SAWIDIS *et al.*, 2011).

Volta Redonda, atualmente conhecida como “Cidade do Aço”, apresenta um histórico de ocupação desde a metade do século XVIII. O processo de urbanização da cidade intensificou-se em 1941, ano marcado por uma mudança definitiva. Foi o início do ciclo de industrialização de Volta Redonda, escolhida como local para instalação da Usina Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), em plena II Guerra Mundial, marcando as bases da industrialização brasileira (PORTAL VOLTA REDONDA, 2016).

O ciclo industrial ocorrido na região levou à ocupação territorial extensiva, de forma irregular e pouco planejada (MOREIRA, 2014). Desde então, o número de habitantes e consequentemente de veículos circulantes aumentou consideravelmente, além da intensificação da atividade industrial do município.

Segundo Almeida (1999), mineradoras, siderúrgicas e metalúrgicas são as principais fontes industriais geradoras de contaminantes metálicos no ar. Somando-se a estas fontes, Sawidis *et al.* (2011) destacam também os veículos, os quais liberam metais pesados por meio da queima de combustíveis.

Segundo Schafer (1995) citado por Silva (2007), a elevada concentração de veículos automotores em grandes centros urbanos constitui a principal causa de degradação ambiental devido à liberação de poluentes.

No Brasil, a resolução nº 03/90 (BRASIL, 1990) do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar. Entretanto, não existem padrões sobre metais pesados presentes no ar atmosférico.

A presença de agentes potenciais de poluição atmosférica nos espaços urbanos, que ameaçam a saúde e a qualidade de vida das pessoas 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 (CARNEIRO, 2004).

Entretanto, monitoramento da qualidade do ar somente em meios abióticos não é o suficiente, uma vez que não se pode ter uma noção real dos possíveis riscos aos organismos vivos. Uma alternativa para esta questão é o biomonitoramento, cujo objetivo é avaliar os impactos no meio biótico (STRAALEN, 1995 citado por SANTOS, 2011). A utilização de bioindicadores permite o monitoramento da poluição atmosférica a curto, médio e longo prazo sem a necessidade de utilizar equipamentos sofisticados e de alto custo, além de mostrar os resultados da ação de poluentes sobre organismos vivos, uma abordagem relevante para a determinação do impacto da tecnologia sobre a biosfera (SEAWARD, 2002).

Geralmente, as plantas são mais sensíveis à poluição que os animais, incluindo o homem, e, por esse motivo, estudos sobre os efeitos dos poluentes na vegetação podem fornecer subsídios importantes para os programas de controle da poluição do ar (ALVES *et al.*, 2001).

Segundo Guimarães *et al.* (2000), apesar dos efeitos observados em plantas não poderem ser extrapolados para populações humanas, os resultados do biomonitoramento vegetal podem ser considerados para esse fim, considerando a grande sensibilidade de tais organismos, mesmo em situações de baixos níveis de contaminação do ar. Assim, é admissível considerar que, se um poluente não causa nenhum dano detectável para a maioria das espécies vegetais sensíveis, não afetará também as demais espécies, incluindo o homem.

A utilização de cascas de árvores no biomonitoramento da poluição atmosférica tem sido estudada desde a década de 70. Diversos trabalhos avaliaram as cascas de árvores como boas indicadoras da poluição atmosférica, como os realizados por Barnes *et al.* (1976), Poikolainen (1997), Pacheco *et al.* (2002), Ferreira (2009) e Santos (2011).

Segundo Martins (2009), a utilização de cascas de árvores permite um biomonitoramento passivo (quando as espécies já estão no local de amostragem) e não apresenta despesas com transportes nem com produção e manutenção de mudas, visto que as cascas já estão naturalmente nos locais a serem amostrados. Além disso, não há perda de biodiversidade, uma vez que as árvores não são prejudicadas com a retirada das cascas e os pontos de coleta podem ser facilmente georreferenciados e análises geoestatísticas podem ser aplicadas.

Pereira *et al.* (2007) monitoraram, utilizando bromélias endêmicas, a emissão de poluentes orgânicos persistentes na região industrializada de Volta Redonda e no Parque Nacional de Itatiaia, localizados no sul do estado. Vianna *et al.* (2011) quantificaram metais pesados no ar de diferentes municípios do estado do Rio de Janeiro e em Salvador, utilizando *Tillandsia usneoides* (Bromeliaceae) como biomonitora. Em Três Rios, RJ, Soares *et al.* (2016) avaliaram a qualidade do ar atmosférico por meio da observação de líquens. Entretanto, não foram encontrados estudos sobre biomonitoramento de metais pesados em cascas de árvores no estado do Rio de Janeiro.

Diante disto, nota-se a importância de estudos relacionados à poluição atmosférica em cidades como Volta Redonda, que, além de ser um município industrial, apresenta crescente número de veículos automotores circulantes.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar o biomonitoramento de metais pesados acumulados em cascas de árvores da espécie *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz (sibipiruna) em alguns locais do município de Volta Redonda, RJ.

2.2. Específicos

Determinar as concentrações médias de chumbo (Pb), cádmio (Cd), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe) e manganês (Mn) em cascas de árvores da espécie *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz (sibipiruna) em diferentes locais do município de Volta Redonda.

Indicar as principais localidades do município de Volta Redonda com maiores concentrações médias.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Poluição atmosférica

A atmosfera é uma mistura de substâncias gasosas que envolvem a Terra, produzidas por processos biogênicos, geogênicos e atmosféricos. Com a evolução humana, a atmosfera começou a ser afetada pelas atividades antrópicas. Inicialmente, estes efeitos eram insignificantes. Com o crescimento da população humana, o uso de recursos naturais e os avanços tecnológicos, o impacto dos seres humanos sobre a atmosfera tem sido e continua a ser significativo (GODISH, 2004).

Segundo Elson (1992) citado por Cançado *et. al.* (2006), poluição atmosférica pode ser definida como a presença de substâncias estranhas na atmosfera, resultantes da atividade humana ou de processos naturais, em concentrações suficientes para interferir direta ou indiretamente na saúde, segurança e bem-estar dos seres vivos.”

Assunção (1998) aborda a poluição atmosférica como um fenômeno decorrente principalmente da atividade humana em vários aspectos, dentre os quais destacam-se o rápido crescimento populacional, industrial e econômico; a concentração populacional e industrial; os hábitos da população e o grau de controle.

Os efeitos da poluição atmosférica se caracterizam tanto pela alteração de condições consideradas normais como pelo aumento de problemas preexistentes. Esses efeitos podem ser tanto globais como podem ocorrer em níveis local e regional. De modo geral, os efeitos da poluição atmosférica manifestam-se na saúde humana, na vegetação, na fauna e sobre os materiais (ALMEIDA, 1999).

Os numerosos efeitos da poluição atmosférica sobre a vegetação incluem necrose dos tecidos das folhas, caule e frutos; redução ou supressão da taxa de crescimento; aumento da suscetibilidade a doenças, pestes e clima adverso e interrupção total do processo reprodutivo da planta (BOTKIN e KELLER, 2011). Os danos podem ocorrer de forma aguda ou crônica e são ocasionados pela redução da penetração da luz, com conseqüente redução da capacidade fotossintetizadora, geralmente por deposição de partículas nas folhas; mediante penetração de poluentes através das raízes após deposição de partículas ou dissolução de gases no solo; pela penetração dos poluentes através dos estômatos, que são pequenos poros na superfície das plantas (ASSUNÇÃO, 1998).

No que diz respeito à saúde humana, os poluentes atmosféricos podem afetá-la de diversas formas. Os efeitos vão desde o desconforto até a morte. Alguns desses efeitos incluem

irritação dos olhos e das vias respiratórias; redução da capacidade pulmonar; aumento da suscetibilidade a infecções virais e doenças cardiovasculares; redução do desempenho físico; dores de cabeça; alterações motoras e enzimáticas; agravamento de doenças crônicas do aparelho respiratório tais como asma, bronquite, enfisema e pneumoconioses; danos ao sistema nervoso central; alterações genéticas; nascimento de crianças defeituosas e câncer (ALMEIDA, 1999).

As fontes emissoras de poluentes atmosféricos são classificadas em duas categorias: estacionárias e móveis. Fontes estacionárias possuem localização fixa, como indústrias, termoelétricas e queima de resíduos sólidos urbanos. Fontes móveis, como o próprio nome já diz, não apresentam localização fixa e são representadas por veículos automotores, caminhões, ônibus, aeronave, navios e trens (BOTKIN e KELLER, 2011).

No processo siderúrgico, as fontes principais de emissões atmosféricas são o transporte e estocagem de matérias primas (carvão e minério), o tráfego de veículos e, no setor produtivo, a preparação do carvão na coqueria (carreamento, coqueificação, desenformamento e produção de vapor), sinterização (máquina de sinter), alto-forno (sopragem e aquecimento do ar), aciaria, lingotamento e central termoelétrica (SILVA *et al.*, 2015).

3.2. Poluentes atmosféricos

Na literatura, pode-se encontrar diversas classificações para os poluentes atmosféricos. Entretanto, Assunção (1998) apresenta uma classificação para os principais poluentes atmosféricos em função de sua origem (primários e secundários), estado físico (material particulado, gases e vapores) e classe química (orgânicos e inorgânicos).

Poluentes primários são emitidos diretamente no ar, representados por particulados, SO₂, CO, NO_x e hidrocarbonetos. Poluentes secundários são produzidos por reações entre os poluentes primários e componentes normais da atmosfera. O O₃ é exemplo de poluente secundário formado por reações químicas entre poluentes primários, luz solar e gases atmosféricos naturais (BOTKIN e KELLER, 2011).

Existem poluentes atmosféricos em todas as três fases da matéria: líquida, sólida e gasosa. Entretanto, como a grande maioria ocorre como material particulado (MP) e gases, esses dois termos acabam sendo mais utilizados (GODISH, 2004). O material particulado é representado pela combinação de substâncias sólidas e líquidas, sendo os gases representados por agrupamentos de substâncias gasosas e líquidas (vapores) (ALMEIDA, 1999).

Com o advento da nanotecnologia, os cientistas passaram a estudar os nanopoluentes, também denominados nanopartículas, que podem ser perigosas uma vez que flutuam pelo ar viajando por longas distâncias. Devido ao seu reduzido tamanho, os nanopoluentes podem entrar nas células de seres humanos, animais e plantas. Como a maioria destes nanopoluentes não existem na natureza, as células provavelmente não têm mecanismos de destoxificação, provocando danos ainda desconhecidos. Além disso, podem bioacumular-se na cadeia alimentar como os metais pesados (BUZEA *et al.*, 2007).

Os compostos orgânicos voláteis (COV) também são poluentes atmosféricos que se destacam por serem tóxicos aos animais e seres humanos e por, indiretamente, acentuarem a degradação do ozônio estratosférico, o efeito estufa e a formação de ozônio troposférico. Representam todo composto que contém carbono e reage fotoquimicamente na atmosfera (excluindo carbono elementar, monóxido e dióxido de carbono), podendo ser emitido na atmosfera pela frota veicular, por processos industriais e também por processos metabólicos de alguns vegetais (DERWENT, 1995).

Em se tratando das centenas de gases presentes na atmosfera terrestre, apenas um pequeno número destes são tóxicos ou encontram-se em concentrações suficientes para ameaçar direta ou indiretamente a saúde do ser humano e seu ambiente. Estão distribuídos em cinco

classes: óxidos de carbono, compostos de enxofre, compostos de nitrogênio, hidrocarbonetos, oxidantes fotoquímicos (GODISH, 2004).

No que diz respeito aos particulados, estes variam em tamanho, densidade, massa, morfologia, composição química e propriedades físicas e químicas. Partículas maiores e mais densas precipitam em questão de minutos, enquanto partículas menores e menos densas podem permanecer suspensas na atmosfera por dias ou semanas (GODISH, 2004).

Quanto ao tamanho, o material particulado pode ser identificado como inalável, sendo inaláveis são comumente subdivididas em ultrafinas, finas e grossas, com diâmetro aerodinâmico menor que 0,1 μm , 1 μm e, maiores que 1 μm , respectivamente. Nos últimos anos, órgãos ambientais de muitos países têm monitorado o material particulado inalável, capaz de penetrar no sistema respiratório humano, representando um risco para o desenvolvimento de doenças respiratórias e cardiovasculares (KAMPA e CASTANAS, 2008; SOUZA, *et. al.*, 2011).

Segundo Kampa e Castanas (2008), os principais componentes do material particulado são metais pesados, compostos orgânicos, material biológico, gases reativos e o núcleo da partícula de carbono. Esses componentes contribuem essencialmente para a toxicidade do MP.

3.3. Metais pesados

Os metais compõem um grupo de elementos químicos sólidos no seu estado puro, com exceção do mercúrio, que é líquido. Dentre estes elementos, existem alguns que apresentam densidade maior do que a dos demais, sendo denominados metais pesados (LIMA e MERÇON, 2011).

Embora não haja uma clara definição de metal pesado, a densidade é considerada fator determinante na maioria dos casos. Os metais pesados são, portanto, geralmente definidos como aqueles que têm uma densidade específica maior que 5 g/cm^3 (JARUP, 2003). São também conhecidos como elementos-traço por ocorrerem em concentrações da ordem de partes por milhão (ppm) ou partes por bilhão (ppb) (SILVA, 2007).

As principais propriedades dos metais pesados são os elevados níveis de reatividade e bioacumulação. Isto quer dizer que tais elementos, além de serem capazes de desencadear diversas reações químicas, são não-metabolizáveis (organismos vivos não podem degradá-los), permanecendo em caráter cumulativo ao longo da cadeia alimentar (LIMA e MERÇON, 2011).

Bioacumulação, segundo Kampa e Castanas (2008), significa um aumento da concentração de uma substância química num organismo biológico ao longo do tempo, em comparação com a concentração química da mesma substância no ambiente. Podem acumular-se em organismos a qualquer momento, desde que haja o contato, sendo armazenados mais rapidamente do que quebrados (metabolizados) ou excretados.

Os metais pesados são componentes naturais da crosta terrestre, mas também são lançados no meio ambiente através da queima de combustíveis e atividades industriais. Normalmente são transportados no ar, podendo entrar em contato com a água, o solo e os seres vivos. Há uma ampla variedade de fontes desses elementos, incluindo combustão, efluentes residuais e indústrias (JARUP, 2003).

Segundo Silva (2007), além de serem responsáveis pela emissão de poluentes gasosos, os veículos também emitem material particulado, no qual estão presentes partículas metálicas oriundas das partes internas do motor e do uso de combustíveis, óleos lubrificantes, aditivos para motores e conversores catalíticos. Não há padrão nacional para concentrações de metais pesados na atmosfera, sendo as informações sobre teores de poluentes metálicos provenientes dos motores de combustão interna também bastante limitadas.

Apesar de alguns metais serem essenciais ao organismo humano e às plantas, em maiores concentrações (embora relativamente baixas) tornam-se tóxicos (JARUP, 2003).

Ainda não está totalmente estabelecida a toxicidade das partículas metálicas para os organismos vivos, especialmente para os seres humanos, embora alguns compostos metálicos, além de apresentarem efeitos carcinogênicos, são também potentes alergênicos e sensibilizantes (WHO, 1991).

No que diz respeito à contaminação de plantas por metais pesados, estes podem diminuir a biossíntese de clorofila, podem causar a peroxidação dos lipídios nas membranas fotossintéticas e quando presentes superfície foliar causam efeitos negativos na taxa fotossintética, fechando os estômatos e diminuindo a penetração da luz (BAYCU *et al.*, 2006). Em estudo realizado por Ross (1994), foram estabelecidos intervalos de concentrações nos quais uma planta pode ser considerada normal ou contaminada.

Uma vez liberados, os metais pesados podem ser transportados pelo ar na forma de partículas adsorvidas ou absorvidas em material particulado em suspensão, sendo normalmente absorvidos pelas plantas quando em contato com o solo ou depositados diretamente sobre as folhas, galhos e troncos (BOTKIN e KELLER, 2011).

3.4. Arborização urbana

Segundo Lima *et al.* (1994) e Moreira (2010), arborização urbana é o termo utilizado para caracterizar o conjunto de elementos de porte arbóreo-arbustivo encontrado nas cidades. Esse conjunto é formado por áreas públicas e privadas, sendo compostas por árvores na calçada, praças, parques e jardins particulares.

Diferentes áreas de conhecimento adotam conceitos variados no que diz respeito à vegetação arbórea urbana e, em alguns momentos, estes se transformam em “linguagens” difíceis para a comunicação plena. Arborização urbana é um termo usado com frequência nos trabalhos com árvores isoladas ou em pequenos grupos, mas sua aplicação é rara ou inexistente quando se trata da atividade florestal, como reflorestamento e manejo de áreas silvestres (MAGALHÃES, 2004).

É importante ressaltar que, independentemente da terminologia que estará consagrada para designar o conjunto arbóreo urbano, a arboricultura e a silvicultura estarão atuando em estruturas distintas, sendo necessário que estas disciplinas e suas diferenças sejam incorporadas à pesquisa, à formação de profissionais e às políticas de administração destes componentes, nas cidades (MAGALHÃES, 2006).

Segundo Mello Filho (1985) citado por Volpe-Filik *et al.* (2007), as principais funções da arborização urbana são: função química - absorção do gás carbônico e liberação do oxigênio, melhorando a qualidade do ar urbano; função física - oferta de sombra, proteção e direcionamento do vento, absorção de ruídos e proteção térmica; função paisagística - quebra da monotonia da paisagem, pelos diferentes aspectos e texturas; função ecológica - abrigo e alimento aos animais; e função psicológica - bem-estar às pessoas proporcionado pelas massas verdes.

Entretanto, a arborização de vias públicas sem a realização de um prévio planejamento pode apresentar alguns problemas como o plantio de espécies de grande porte em lugares inadequados. Este procedimento é muito comum nas cidades brasileiras, causando, muitas vezes, sérios prejuízos, como rompimento de fios de alta-tensão, interrupções no fornecimento de energia elétrica, entupimento em redes de esgoto, obstáculos para circulação e acidentes envolvendo pedestres, veículos ou edificações (TAKAHASHI, 1992 citado por FARIA, 2007).

As folhas, os galhos e os troncos das árvores têm a capacidade de remover material sólido ou líquido particulado do ar, levando esse material e transportando-o para cursos d'água e solo. O intenso tráfego de veículos, a queima de combustíveis fósseis, a madeira, o carvão e as atividades de construção são fontes que geram esse material particulado. A retenção destas

partículas pela planta reduz a chance do material depositado ser novamente carregado pelo vento (SCHUCH, 2006).

Ruas bem arborizadas podem reter até 70% da poeira em suspensão e, mesmo no inverno, quando se apresentam desfolhadas, as caducifólias retêm até 60% de sua capacidade total. A remoção de gases tóxicos existentes na atmosfera pelas plantas ocorre quando esses gases se encontram retidos no material particulado, sendo filtrados conjuntamente. Se esses gases forem tóxicos, mas se apresentarem em doses subletais, eles permanecerão inócuos; já em doses letais, as plantas poderão ter seu desenvolvimento comprometido (SANTOS e TEIXEIRA, 2001).

As árvores do ambiente urbano têm considerável potencial de remoção de partículas e gases poluentes da atmosfera. No entanto, a capacidade de retenção ou tolerância a poluentes varia entre espécies e mesmo entre indivíduos da mesma espécie. Mesmo considerando-se que as árvores podem agir com eficiência para minimizar os efeitos da poluição, isso só será possível por meio da utilização de espécies tolerantes ou resistentes. Os danos provocados pela poluição atmosférica podem ser muito significativos, dependendo principalmente das espécies utilizadas e dos índices da poluição (ANDRADE e JERONIMO, 2015).

Segundo Nicodemo e Primavesi (2009), os indivíduos arbóreos possuem a capacidade de absorver gases pelos estômatos das folhas, além de muitas partículas ficarem retidas na superfície da planta. Os fatores que afetam a remoção da poluição pelas árvores incluem a quantidade de superfície foliar saudável, a concentração local de poluentes e as condições meteorológicas.

O processo pelo qual as árvores retiram particulados da atmosfera está relacionado com a manutenção de pressão alta do ar (ar mais frio) na superfície durante o dia, o que cria um tipo de rarefação do ar que favorece a queda dos particulados. Áreas sem árvores esquentam muito mais durante o dia e geram térmicas intensas, que lançam as impurezas para o alto. Essas impurezas caem sobre as áreas verdes com térmicas mais fracas e por isso atuam como vácuo (NICODEMO e PRIMAVESI, 2009).

3.5. Biomonitoramento

Biomonitoramento pode ser definido como qualquer tipo de técnica que se utilize da mensuração de respostas de organismos vivos em relação às alterações ocorridas no seu meio natural (BURTON, 1986 citado por SANTOS, 2011).

Quanto ao tipo de efeito detectado, os organismos utilizados em biomonitoramento vegetal podem ser classificados como bioindicadores, biosensores e bioacumuladores. Os bioindicadores permitem avaliar qualitativamente a contaminação ambiental, nos quais são identificados sintomas visíveis, como necrose foliar e clorose; os bioacumuladores permitem avaliação quantitativa de contaminantes, pois acumulam em suas folhas ou outras partes elementos ou substâncias químicas indicativas da poluição e que alteram suas funções vitais ou composição química; e os biosensores são assim denominados quando os poluentes promovem alterações ocultas, tais como mutações, alterações funcionais ou bioquímicas (ARNDT e SCHWEIZER, 1991; MARTINS, 2009).

O biomonitoramento pode ser passivo, quando o organismo se encontra no local de ocorrência natural e, conseqüentemente, na área de estudo; ou ativo, quando o organismo é introduzido no local de interesse para ser exposto aos poluentes por um determinado período de tempo (ELLENBERG, 1991).

Os componentes químicos presentes nos vegetais podem ser eficazes indicadores de áreas contaminadas quando comparados com valores de áreas mais limpas ou não poluídas (KABATA-PENDIAS, 2001).

Segundo Martins (2009), as técnicas de monitoramento da poluição do ar por meio de vegetais complementam os procedimentos instrumentais, e podem representar a única alternativa de avaliação da poluição em áreas remotas ou desprovidas de recursos tecnológicos. O biomonitoramento apresenta algumas vantagens em relação aos métodos tradicionais, como: custo baixo; recursos humanos e treinamento para implementação mais simples; as plantas apresentam resposta integrada à ação dos poluentes, permitindo avaliar o potencial tóxico de misturas complexas; as plantas sensíveis podem detectar poluentes em pequenas concentrações com muita eficiência, diferentemente dos métodos químicos ou físicos; e técnicas com grande potencial educativo.

Segundo Alves *et al.* (2001), várias espécies vegetais têm sido utilizadas em programas de biomonitoramento da qualidade do ar. Bennett e Buchen (1995), afirmam que centenas de espécies já foram testadas incluindo líquens, fungos, briófitas, gimnospermas e angiospermas.

A grande maioria dos estudos com biomonitoramento são realizados em países de clima temperado, mais especificamente na Europa Central (BUJOKAS, 2009), como mostra a Revisão Sistemática da Literatura realizada por Carneiro (2004). Esse conhecimento é frequentemente aplicado em áreas tropicais, como o Brasil, mas as diferenças climáticas e edáficas são muito grandes. Existem muitas vantagens de se utilizar espécies nativas ou tradicionalmente cultivadas em vez de espécies exóticas em estudos de biomonitoramento, como por exemplo a melhor adaptação ao clima (KLUMP, 2001).

Segundo Santos (2012), ainda não foram incorporados programas de biomonitoramento vegetal com métodos padronizados no Brasil. Porém, há alguns importantes grupos de pesquisa em São Paulo, Rio de Janeiro, Salvador, Viçosa e Curitiba, que têm contribuído para o conhecimento sobre bioindicadores vegetais de poluição do ar, inclusive sobre plantas nativas com esse potencial. Além disso, Martins (2009) comenta, que o biomonitoramento torna-se particularmente adequado para países em desenvolvimento como o Brasil, pois muitas vezes nestes países a rede de monitoramento é muito limitada.

Poluentes metálicos, que são associados a materiais particulados atmosféricos, se depositam nas estruturas vegetativas de plantas, líquens e musgos, por deposição seca ou úmida. Assim como os nutrientes, esses contaminantes passam para o interior das estruturas vegetativas, inicialmente, por processo não-metabólico, através de canículos existentes na cutícula das cavidades estomatais, atingindo os espaços intracelulares e paredes celulares. Posteriormente, em processo ativo e com dispêndio de energia, atravessam a membrana citoplasmática, atingindo o interior das células, por gradiente de concentração (KEANE *et al.*, 2001; CARNEIRO, 2004).

3.6. Cascas de árvores como biomonitoradores

As cascas de árvores muitas vezes apresentam vantagens para uso na técnica de biomonitoramento em relação aos líquens ou às folhas. Apesar de bem estabelecida, a utilização de líquens como biomonitoradores apresenta desvantagens, como a baixa ocorrência de líquens em locais poluídos, uma vez que a poluição pode afetar o seu crescimento. Já as folhas das árvores apresentam restrições devido à sua interação com o solo. Nas folhas são encontrados os poluentes provenientes tanto do solo quanto do ar atmosférico (UPRETI *et al.*, 2015).

O trabalho realizado por Lötschert e Köhm (1978) em Frankfurt, na Alemanha, foi um dos estudos pioneiros no que diz respeito ao uso de cascas de árvore no biomonitoramento da poluição do ar e, desde então, muitos outros foram desenvolvidos (MOREIRA, 2015).

Segundo Lepp (1975), existe polêmica em relação ao fato de que nutrientes absorvidos pelas árvores a partir do solo ou folhas poderiam ser transportados para a casca. Entretanto, essa contribuição é considerada insignificante. No estudo realizado por Santos (2011) na região de

Fercal, no Distrito Federal, foi visto que os altos valores de elementos encontrados nas cascas não seriam devido aos elementos presentes no solo.

Por outro lado, metais pesados e outros compostos podem ser transportados pelo vento a partir do solo para a superfície da casca, tendo, esta última, influência considerável no processo de acumulação. Uma superfície áspera, rugosa, tem maior potencial para acúmulo de poluentes atmosféricos do que uma superfície lisa (POIKOLAINEN, 2004), como foi verificado por Barnes *et al.* (1976) em estudo das concentrações de Pb, Cu e Zn em cascas de árvores, realizado na Escócia.

Não há nenhum método disponível para amostragem e análise no biomonitoramento com casca de árvore. Contudo, a localização, o número de árvores amostradas, a idade e a saúde da árvore, a altura do ponto de coleta da casca, a qualidade da casca e o tempo de amostragem, são pontos que devem ser considerados (POIKOLAINEN, 2004).

O efeito da poluição urbana, o que conseqüentemente significa acumulação de metais pesados, difere entre as espécies de árvores ou partes das árvores. Um fator crítico que determina a absorção de metal pesado por uma determinada planta seria a estrutura da sua folha ou superfície da sua casca. A bioacumulação vegetal de um elemento-traço confirma a sua disponibilidade no solo, entretanto, muitas plantas concentram elementos-traços em suas folhas e cascas em quantidades muitas vezes superiores àquelas contidas na solução do solo (BAKER *et al.*, 2000; MA *et al.*, 2001).

A retenção de partículas atmosféricas nas cascas é promovida pela eletricidade da superfície, fazendo das cascas um eficiente coletor. As partículas em suspensão dissolvidas na água da chuva também podem ser depositadas nas cascas, embora a influência deste processo não seja tão clara (LEPP, 1975; FERREIRA, 2009).

Kuik e Wolterbeek (1995) propuseram a utilização de amostras de cascas de árvores como biomonitores da poluição por metais pesados na Holanda. Seu uso foi recomendado para levantamentos em larga escala por causa de sua maior disponibilidade comparada com a de líquens e musgos. Segundo Sawidis *et al.* (2011), a razão para a acumulação eficiente e retenção de metais pesados na casca de árvore é a sua porosidade estrutural.

Cascas também são eficientes ferramentas para a determinação da origem da poluição e para a construção de mapas de distribuição espacial dos metais pesados (MOREIRA, 2015). Martins (2009) realizou um estudo utilizando cascas de árvores de cinco parques urbanos na cidade de São Paulo, para caracterizar a área de influência da poluição de origem veicular. As concentrações de elementos-traços na parte externa dos parques se apresentaram mais elevadas em comparação à parte interna e à região controle (área livre de poluição e com características similares aos parques estudados).

Ferreira (2009), no município de São Mateus do Sul, no Paraná, observou as concentrações dos elementos Fe, S e Si depositados nas superfícies das cascas de árvores da região e verificou a direção dos ventos a partir da indústria de xisto na região, sugerindo que Fe, S e Si podem ser usados como marcadores da poluição desta indústria.

Pacheco *et al.* (2002), em um estudo realizado em Portugal, mostraram que as cascas de árvore apresentaram concentrações mais altas dos elementos analisados em comparação aos líquens. Estes autores destacaram que a dificuldade de se trabalhar com valores de concentrações muito baixos, quando da utilização de líquens e epífitas, pode ser substituída pelo uso de cascas de árvores, por demonstrarem maior acúmulo de poluentes e, principalmente, porque evitam possível perda de biodiversidade.

Além disso, Poikolainen (1997) considerou que as cascas de árvores são boas para o biomonitoramento porque permanecem no lugar por um longo período de tempo, são facilmente acessíveis e, principalmente, porque a amostragem não danifica a árvore, visto que normalmente se utilizam as camadas externas da casca (córtex).

De Bruin e Hackenitz (1986), concluíram que camadas externas da casca são mais indicadas para estudos de poluição atmosférica. Santamaría e Martín (1997) também demonstraram que a composição química das cascas ásperas, grossas, externas e decíduas são mais indicadas para determinar condições ambientais.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

O município de Volta Redonda (22° 29' 00" S; 44° 05' 00" W) pertence à bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e está situado no sul do estado do Rio de Janeiro, no trecho inferior do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, entre as serras do Mar e da Mantiqueira (figura 1). Apresenta uma área de 182.483 km², 257.803 habitantes e densidade demográfica de 1.412,75 habitantes por km². A população é predominantemente urbana e apresenta participação feminina superior à masculina. A maioria da população encontra-se na faixa etária entre 15 e 59 anos, seguida pela faixa entre 0 a 14 anos (IBGE, 2010).

Com base no mapeamento de solo realizado por Dias *et al.* (2002), foram identificadas as seguintes classes de solo no município de Volta Redonda: argissolo vermelho amarelo, cambissolo, gleissolo, neossolos flúvicos e associação nitossolo/chernossolo.

O clima do município é Tropical de Altitude (Cwa) segundo a classificação de Köppen, apresentando verões quentes e chuvosos e invernos secos. A altitude varia entre 350 e 707 m, com temperatura média compensada de 21°C. O índice pluviométrico anual é de 1.337 mm, sendo a umidade média anual de 77%, mesmo nos meses de inverno, quando varia entre 71% e 72%. O Rio Paraíba do Sul domina a paisagem urbana de Volta Redonda e é o corpo-receptor natural de toda a malha hidrográfica do município. Ao mesmo tempo, é o grande manancial de que a cidade dispõe para seu abastecimento (PORTAL VOLTA REDONDA, 2016).

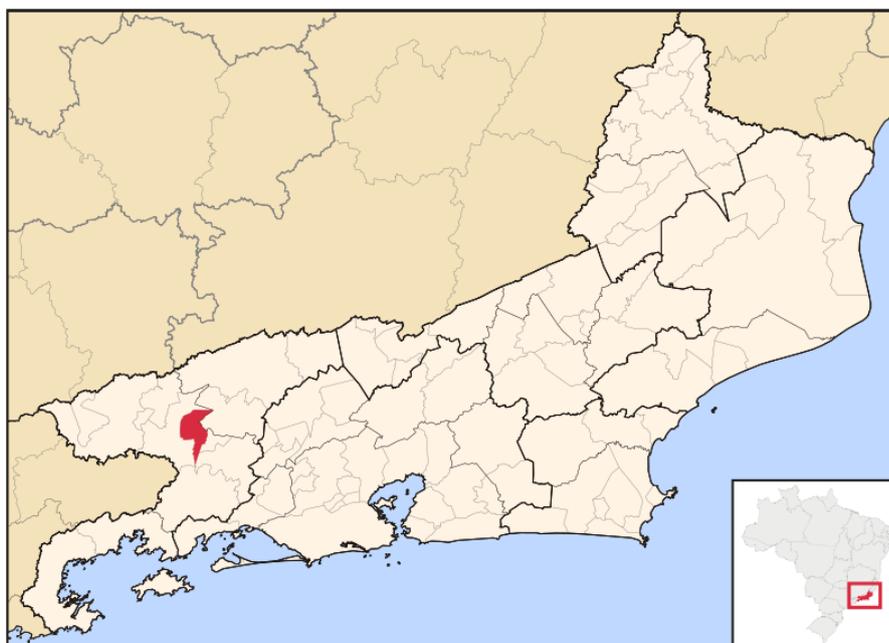


Figura 1: Localização do município de Volta Redonda, RJ, Brasil. Fonte: Wikipédia, 2016.

De acordo com a FEEMA (2007), os ventos na região de Volta Redonda são predominantemente de leste para oeste em todos os meses do ano, em associação à circulação decorrente da borda oeste do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul. O INEA (2015) mostrou que a direção preferencial do vento no município é proveniente do quadrante Sul-Leste, o que condiz com a informação disponibilizada no Portal da Prefeitura de Volta Redonda (2016), de que o vento predominante é na direção noroeste. Segundo Reis (2009), isto equivale dizer que os ventos sopram predominante na direção dos bairros Retiro, Belmonte e Vila Mury, sendo este último o bairro que representa a posição norte do presente estudo.

4.2. Amostragem e coleta

A espécie selecionada para o estudo foi *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz (sibipiruna) por estar distribuída de forma mais homogênea em relação às outras espécies presentes na arborização da cidade e por possuir casca rugosa. Segundo Santos (2013), as cascas mais rugosas apresentam maior superfície de absorção em relação às cascas finas e a camada externa contém maiores concentrações de metais pesados por estar mais exposta à poluição.

Os distritos Getulândia (Rio Claro), Rialto (Barra Mansa) e Vargem Alegre (Barra do Piraí) foram considerados áreas controle do presente estudo por não serem pólos industriais e sofrerem pouca influência de poluição veicular (figura 2). Estes distritos distam de Volta Redonda aproximadamente 17, 19 e 16 Km, respectivamente.

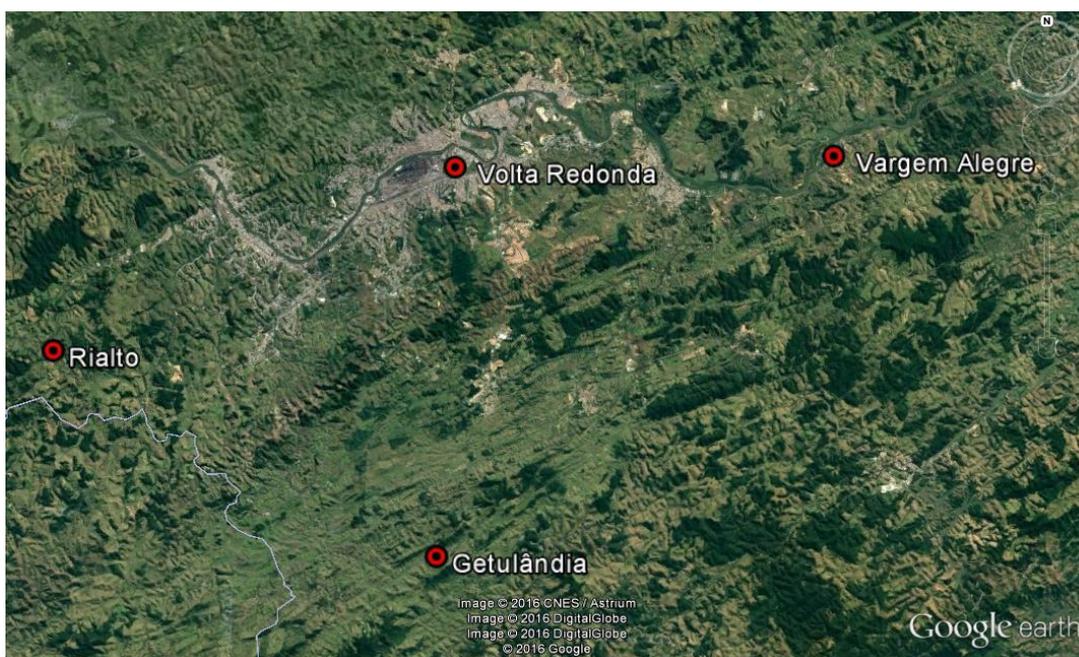


Figura 2: Locais de amostragem das áreas controle em relação ao município de Volta Redonda, RJ. Fonte: Google Earth, 2016.

No município de Volta Redonda, foram consideradas quatro posições distintas denominadas norte (bairro Vila Mury), sul (bairro Vila Santa Cecília, rua 33), leste (bairro Laranjal) e oeste (bairro Vila Santa Cecília, rua 14), nas proximidades da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), como mostra a figura 3.



Figura 3: Locais de amostragem de casca de *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz (sibiruna), no município de Volta Redonda, RJ. Fonte: Google Earth, 2016.

O local de coleta de cada amostra foi georreferenciado utilizando um *Geographic Positioning System* (GPS), com exatidão de 10 m. As coordenadas geodésicas, latitude e longitude, foram coletadas em coordenadas *Universal Transverse Mercator* (UTM).

As amostras de cascas externas foram coletadas em árvores da espécie *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz com circunferência variando de 0,4 a 3,44 m, como proposto por Martins (2009). A altura da coleta foi entre 1,20 a 1,50m do solo.

Foram coletadas 8 amostras em cada zona, de modo a obter-se representatividade da área mais urbanizada e conseqüentemente de maior exposição aos poluentes. Em cada área controle, apenas 1 árvore foi amostrada.

A coleta realizada nas regiões de estudo e nas áreas controle ocorreram nos meses de setembro e outubro de 2015, períodos de chuva escassa, evitando assim a perda significativa de metais pesados devido à água da chuva.

4.3. Digestão e leitura

As camadas externas das cascas (cerca de 3 mm de espessura) foram coletadas, armazenadas em sacos de papel e levadas para o Laboratório de Solos e Água da Universidade Federal Fluminense, campus Volta Redonda.

As amostras foram limpas manualmente com auxílio de uma escova de dente macia para remoção de teias de aranha, musgos e outros materiais estranhos, sendo posteriormente pesadas.

Todas as amostras foram secas em estufa com circulação de ar a 70°C e trituradas em moinho de facas. A digestão foi realizada em mistura nitro-perclórica 6:1 (TEDESCO *et al.*, 1995) e os teores de Pb, Cd, Ni, Cu, Zn, Fe e Mn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica com chama ar/acetileno.

4.4. Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas no programa estatístico PAST versão 2.17, disponibilizado na internet para uso gratuito, e no Microsoft Office Excel 2013.

Para verificar se existe 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.

O teste de Kruskal-Wallis é utilizado para comparar três ou mais populações, testando a hipótese nula de que todas as populações possuem funções de distribuição iguais contra a hipótese alternativa de que ao menos duas das populações possuem funções de distribuição diferentes. Este teste foi escolhido para o presente estudo considerando-se que as populações são representadas pelas posições norte, sul, leste e oeste e que o tamanho amostral é pequeno ($n=8$). Além disso, o teste de Kruskal-Wallis é o equivalente não paramétrico da ANOVA 1 fator, onde a variável medida deve estar em escala ordinal ou numérica e os pressupostos de normalidade e homogeneidade das variâncias comprometidas (JÚNIOR, 2002).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O teste não-paramétrico Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa entre as diferentes posições estudadas para os bioelementos manganês, níquel e ferro.

Foi possível observar um padrão comum entre alguns metais pesados. Manganês e níquel se destacaram por apresentarem concentração média maior nas áreas controle quando comparada a algumas posições, o que não era esperado. A maioria dos bioelementos estudados apresentaram menor concentração média na posição norte e concentrações maiores nas posições leste, sul e oeste; tendo a posição leste se destacado na maioria das vezes. A única exceção quanto a este comportamento foi o cádmio, apresentando maior concentração média na posição norte.

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. Com base nessas informações, os resultados obtidos no presente estudo se enquadram, para cada metal pesado, nos intervalos referentes às plantas normais, indicando que todos os indivíduos amostrados podem ser considerados não-contaminados. Somente o Fe não foi mencionado por Ross (1994) em relação aos intervalos, porém os resultados obtidos para esse elemento foram próximos aos encontrados por Martins (2009).

A tabela 1 representa a concentração de cada metal pesado nas áreas controle. Foram obtidas as médias entre cada área controle a fim de comparação com os resultados encontrados nas posições norte, sul, leste e oeste.

Tabela 1: Concentrações dos metais pesados nas áreas controle e suas respectivas médias.

Áreas Controle	Concentração (mg/kg)						
	Pb	Cd	Cu	Ni	Mn	Fe	Zn
Getulândia	0,000	0,167	7,017	1,825	43,233	385,500	19,033
Vargem Alegre	0,000	0,063	4,275	1,158	48,396	570,917	15,950
Rialto	0,038	0,033	5,800	1,417	31,583	352,167	21,050
Média	0,013	0,088	5,697	1,467	41,071	436,194	18,678
Desvio padrão	0,018	0,057	1,122	0,274	7,032	96,230	2,097

Em estudo realizado por Martins (2009), o qual teve como objetivo caracterizar a área de influência de tráfego veicular em cinco parques da cidade de São Paulo por meio do biomonitoramento de elementos-traço acumulados em cascas de árvores, a área controle apresentou concentrações médias maiores que as determinadas no presente estudo. Isto indica que uma área controle não necessariamente terá concentração nula de um bioelemento, possivelmente devido às diversas fontes emissoras desses poluentes e à dispersão dos mesmos.

5.1. Manganês (Mn)

O Mn apresentou diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis entre as posições norte e leste, com maior concentração média a leste (figura 4). Pode-se observar que a concentração média foi maior nas áreas controle quando comparada com o valor encontrado na posição norte, o que não era esperado.

As concentrações de Mn encontradas neste estudo estão próximas àquelas encontradas nos cinco parques da cidade de São Paulo, estudados por Martins (2009). No trabalho realizado na Turquia por Baslar *et al.* (2009), foram determinadas concentrações de Mn em cascas de *Pinus brutia* na faixa de 19,10 a 24,00 mg/kg, concluindo-se que a área de estudo não era poluída por este metal pesado. Os resultados encontrados no presente estudo estão acima dessa faixa, entre 38,0 e 90,0 mg/kg.

Segundo Peiter e Tobar (1998), considerando-se a CSN como fonte emissora, o bairro Laranjal (representando a posição leste do presente estudo) apresenta nível de poluição por dióxido de enxofre (SO₂) pouco elevado e o bairro Vila Mury muito elevado, permitindo assim considerar que a dispersão da maioria dos poluentes emitidos pela siderúrgica apresentem a mesma tendência do SO₂ devido ao regime de ventos do município.

Sendo assim, os resultados encontrados indicam a possibilidade da poluição por manganês ser mais influenciada pelas emissões veiculares, visto que a posição leste se encontra próxima à rodoviária do município e que há uma circulação considerável de veículos nas posições sul e oeste.

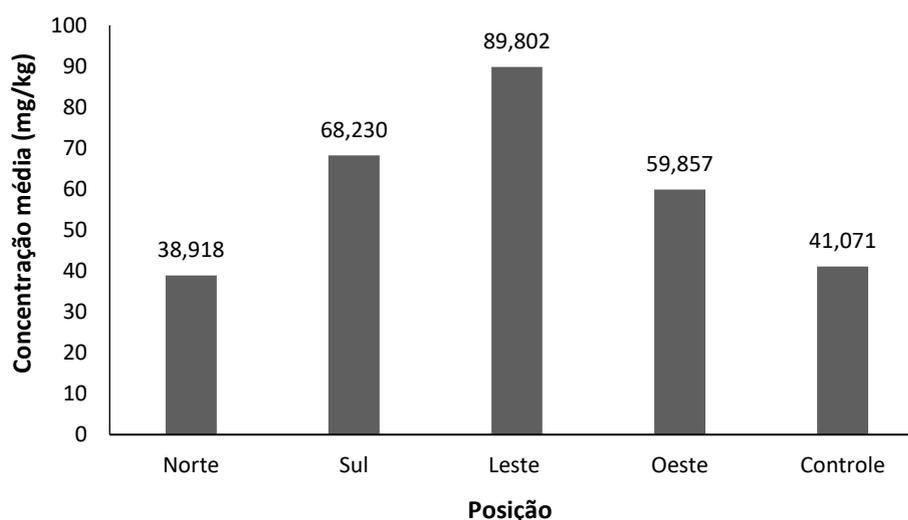


Figura 4: Concentrações médias (mg/kg) de Mn em cada posição e nas áreas controle do presente estudo.

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 impureza dos combustíveis e óleos lubrificantes. Além disso, Schauer *et al.*

(2006) consideram que o atrito dos pneus e o desgaste de peças veiculares também podem contribuir com as emissões de Mn.

O manganês é também considerado um micronutriente, podendo indicar que a rocha de origem do solo nas áreas controle seja rica neste elemento. Outra consideração que pode explicar a maior concentração média nas áreas controle comparada à posição norte, são as áreas agrícolas localizadas ao redor das áreas controle, podendo o Mn indicar contaminação de fertilizações e pulverizações, como no estudo de Moreira (2010).

5.2. Níquel (Ni)

A concentração média de Ni na posição norte apresentou diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis, quando comparada às concentrações médias das demais posições (figura 5). Os menores valores foram observados na posição norte e os maiores nas posições leste, sul e oeste, respectivamente. Verifica-se que a concentração média foi maior nas áreas controle quando comparada com os valores encontrados na posição norte e oeste, o que não era esperado.

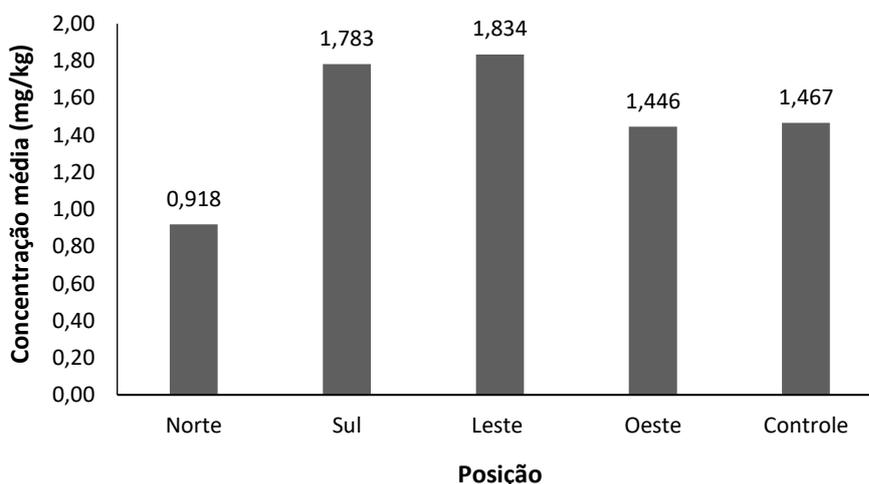


Figura 5: Concentrações médias (mg/kg) de Ni em cada posição e nas áreas controle do presente estudo.

Os valores encontrados de Ni, variando entre 0,90 a 1,90 mg/kg, estão abaixo das concentrações médias encontradas por Martins (2009), em São Paulo, e por Ferreira (2009), em São Mateus do Sul, Paraná. É possível que a espécie arbórea utilizada no presente estudo não seja adequada para determinação deste bioelemento ou que realmente os locais amostrados não estejam poluídos por níquel.

O Ni é originário principalmente da queima de petróleo e carvão, da indústria siderúrgica e das fundições de metais (OTVOS *et al.*, 2003). Segundo EPA (1984), o maior uso intermediário de Ni é na fabricação de ligas de níquel, incluindo aço inoxidável, ligas de aço, ferro dúctil e fundido, cuproníquel e ligas de alto níquel.

Mais de 80% de todo o consumo intermediário de níquel vai para a produção de aços e ligas, devido a sua resistência à corrosão e alta ductilidade, tornando-o um elemento de liga altamente valioso. Desse modo, a baixa concentração média de Ni na posição norte, onde se espera maior incidência de metais pesados devido ao regime de ventos em Volta Redonda, pode ser explicada pelo uso representativo deste elemento no processo de fabricação de aço, aliado a possíveis técnicas de controle e filtragem de emissões pela CSN.

A poluição atmosférica por níquel em escala local também pode ser causada por emissões de veículos que usam gasolina contendo Ni como aditivo e pela abrasão e corrosão dos freios e partes internas (ALMEIDA *et al.*, 2004). Segundo Silva (2007), o Ni também pode estar presente em emissões de veículos a diesel e como impurezas de óleos lubrificantes. Isso sugere que o tráfego veicular pode explicar as maiores concentrações médias de Ni nas outras posições, indicando também que a posição norte apresenta menor circulação de veículos.

Assim como o Mn, o níquel é considerado um micronutriente, podendo estar presente no solo das áreas controle devido à rocha de origem. Além disso, as áreas controles não estão completamente isentas do tráfego veicular. Essas considerações podem explicar a maior concentração média de Ni nas áreas controle em relação ao valor encontrado na posição norte.

5.3. Ferro (Fe)

A concentração média de Fe na posição norte apresentou diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis, quando comparada às concentrações médias das posições sul e leste. O menor valor foi observado na posição norte, sendo os maiores nas posições leste e sul, respectivamente. Como esperado, as áreas controle apresentaram menor concentração deste elemento-traço (figura 6).

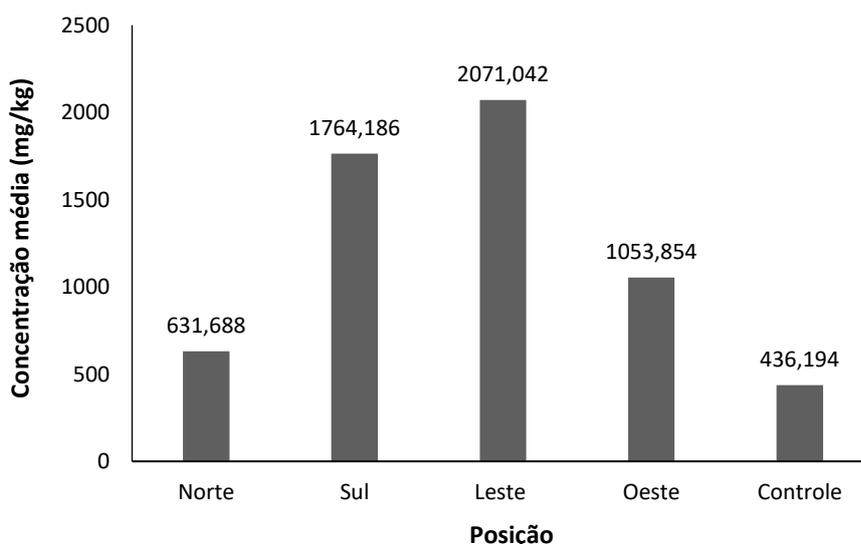


Figura 6: Concentrações médias (mg/kg) de Fe em cada posição e nas áreas controle do presente estudo.

O minério de ferro é essencial para a produção de aço e suas principais fontes emissoras podem ser a indústria siderúrgica e a queima de carvão (DOGAN *et al.*, 2010). Sabendo-se que a siderurgia é um ramo da metalurgia, vale ressaltar que Pandey *et al.* (1998), também verificaram as operações metalúrgicas como fontes emissoras do Fe.

As concentrações de Fe encontradas neste estudo estão próximas às encontradas nos cinco parques da cidade de São Paulo, estudados por Martins (2009), variando entre 693,70 a 5318,20 mg/kg.

Em trabalho realizado por El-Hasan *et al.* (2002), na cidade de Amã, Jordânia, as concentrações de Fe em cascas da espécie *Cupressus semervirens* L. foram mais elevadas nas áreas de alto tráfego que nas áreas industriais. Utilizando casca de árvore na identificação de fontes da poluição atmosférica, Moreira (2015) verificou a distribuição da concentração do Fe em áreas que possuem uma alta densidade de fluxo veicular tanto de veículos leves quanto

pesados. Santos *et al.* (2015) também encontraram altas concentrações do elemento Fe em áreas com o tráfego intenso utilizando a planta *Tradescantia pallida* na cidade de Ribeirão Preto.

Como já dito anteriormente, espera-se que a posição norte apresente maior influência da poluição industrial devido ao regime de ventos do município. Entretanto, é possível observar pela figura 6 que as posições sul e leste apresentaram maior concentração de Fe, indicando a poluição veicular como principal fonte local emissora desse bioelemento, visto que à posição sul se encontra uma das principais vias de fluxo veicular de Volta Redonda e à posição leste se encontra a Rodoviária.

Segundo Samara *et al.* (2003), o Fe é mais abundante nas emissões de veículos com catalisador. Este elemento está relacionado com a poeira e ressuspensão do material particulado, podendo ser gerado no desgaste de pneus, freios e peças metálicas dos veículos (MOREIRA, 2010).

Silva (2007) estudou a emissão de metais por veículos automotores e verificou a presença de Fe nas frações fina e grossa de material particulado emitido na combustão de gasolina, álcool e diesel. Além disso, percebeu que este metal pesado também está relacionado aos aditivos de óleos lubrificantes. Segundo Moreira (2015), mesmo uma pequena frota de veículos a diesel pode ser responsável por emissões consideráveis de poluição atmosférica.

Com base nos valores de literatura e classificação quanto ao nível de poluição por Fe, levantados por Ferreira (2009), o presente estudo permite classificar Volta Redonda como muito poluída nas posições sul e leste e, poluída nas posições norte e oeste.

5.4. Cádmio (Cd)

O teste de Kruskal-Wallis não apresentou diferença significativa entre valores de Cd encontrados nas posições estudadas. Entretanto, este bioelemento apresentou um comportamento diferente dos demais, apresentando maior concentração média na posição norte em relação as outras posições. Como esperado, as áreas controle apresentaram menor concentração de Cd (figura 7).

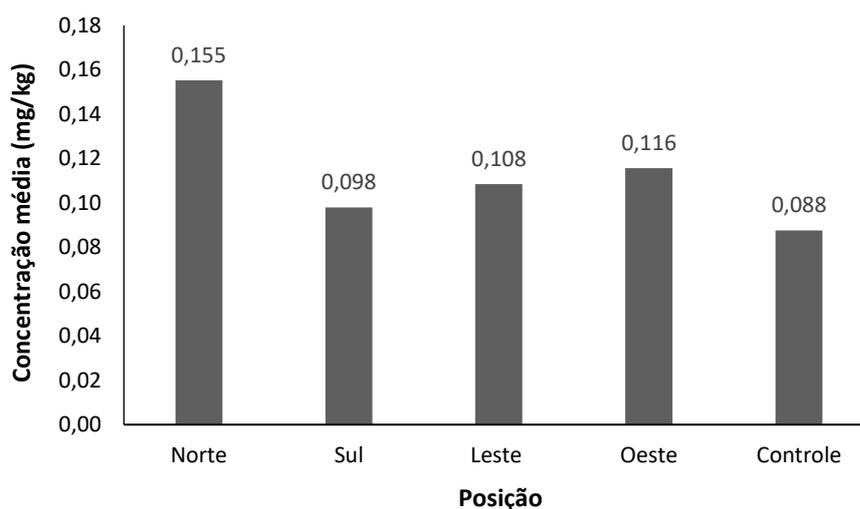


Figura 7: Concentrações médias de Cd (mg/kg) em cada posição e nas áreas controle do presente estudo.

Os valores de Cd encontrados no presente estudo foram próximos aos encontrados por Akan *et al.* (2013), no estado de Borno, Nigéria. Entretanto, Ferreira (2009) observou na cidade de São Mateus do Sul, Paraná, concentração média deste elemento mais elevada (4,00 mg/kg).

Em estudo realizado por Martins (2009), na cidade de São Paulo, os valores de Cd não foram apresentados porque os resultados obtidos ficaram abaixo do limite de detecção do equipamento utilizado, sugerindo que esses valores também eram baixos, como no presente estudo.

O Cd está entre os principais elementos presentes no pó de aciaria elétrica em siderúrgicas (SILVA *et al.*, 2016). Alloway (1990) também comenta que o cádmio está associado à poluição atmosférica por indústrias metalúrgicas. Essas informações podem explicar a maior concentração média de Cd encontrada na posição norte, considerada sob maior influência da poluição atmosférica da CSN devido ao regime de ventos do município.

Vale ressaltar que as concentrações médias observadas nas outras posições podem ser explicadas principalmente pela relação do Cd com emissões veiculares. Em estudo realizado por WANG *et al.* (2003), foi verificada a presença do metal cádmio nas emissões de veículos a diesel. O Cd no combustível álcool etílico origina-se na produção, armazenamento e transporte, constituindo uma contaminação inorgânica (OLIVEIRA *et al.*, 2002; BERGAMINI *et al.*, 2006).

Segundo Duarte (2003), o metal cádmio é utilizado em lubrificantes, pneus e partes galvanizadas dos veículos. Sua emissão também pode estar associada ao desgaste de peças e ao atrito dos pneus (MORTVEDT, 1972 citado por MOREIRA, 2010).

5.5. Chumbo (Pb)

O teste de Kruskal-Wallis não apresentou diferença significativa entre valores de Pb encontrados nas posições estudadas. A figura 8 mostra que os maiores valores foram encontrados nas posições oeste e leste, respectivamente, ao passo que a posição norte apresentou a menor concentração média de Pb em relação às demais posições. As áreas controle apresentaram baixa concentração média, como era esperado.

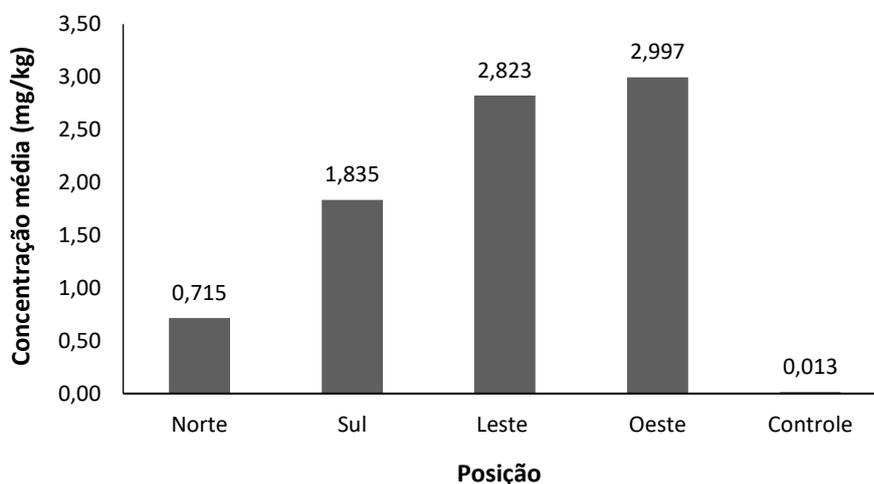


Figura 8: Concentrações médias (mg/kg) de Pb em cada posição e nas áreas controle do presente estudo.

Os valores de Pb encontrados no presente estudo foram menores em comparação à concentração média encontrada por Ferreira (2009), de 13,00 mg/kg, na cidade de São Mateus do Sul, Paraná. Entretanto, em estudo realizado por Martins (2009), na cidade de São Paulo, os valores de Pb variaram entre 2,00 e 4,70 mg/kg, se aproximando mais das concentrações encontradas no atual estudo.

Apesar do chumbo estar entre os metais pesados emitidos em altos índices por siderúrgicas e metalúrgicas (RYBICKA, 1989; SAWIDIS *et al.*, 2011), foi possível verificar

que as posições mais afetadas por emissões veiculares apresentaram maiores concentrações de Pb que a posição sob maior influência da poluição industrial de Volta Redonda.

El-Hasan *et al.* (2002) realizaram um estudo com cascas de árvores na cidade de Amã, Jordânia, onde também verificou concentrações mais elevadas nas áreas de alto tráfego em relação às áreas industriais. Santos *et al.* (2015) encontraram altas concentrações do elemento Pb em áreas com o tráfego intenso utilizando a planta *Tradescantia pallida* na cidade de Ribeirão Preto, São Paulo.

Em estudo da emissão de metais por veículos automotores, Silva (2007) observou que o Pb esteve presente em todos os ensaios realizados nos poluentes da combustão de gasolina, diesel e álcool, aparecendo tanto nas frações de partículas (PM10) fina quanto grossa. Ressaltou ainda, que o Pb pode ser encontrado no óleo do motor devido à presença de outros aditivos.

O uso do Pb como elemento aditivo antidetonante em gasolina é uma das maiores fontes de contaminação de solos e plantas, pois partículas desse metal são transportadas a longas distâncias, num raio de 50m do ponto de origem de sua emissão. Desde 1988, o Brasil vem se propondo a retirar o Pb-tetraetila dos combustíveis e adicionar maiores quantidades de álcool anidro na gasolina. Apesar disso algumas refinarias de petróleo continuaram a adicionar chumbo aos combustíveis até 1997, podendo ainda ser encontrado principalmente em alguns tipos de gasolina aditivada (DUARTE, 2013; MOREIRA, 2010).

A existência de uma elevada associação entre este metal e a circulação de veículos automóveis também pode resultar de processos de desgaste de travões e pneus (STERNBECK *et al.*, 2002).

5.6. Cobre (Cu)

O teste de Kruskal-Wallis não apresentou diferença significativa entre valores de Cu encontrados nas posições estudadas. A figura 9 mostra que os maiores valores foram encontrados nas posições leste, oeste e sul, respectivamente, ao passo que a posição norte apresentou a menor concentração média de Pb em relação às demais posições. As áreas controle apresentaram baixa concentração média, como era esperado.

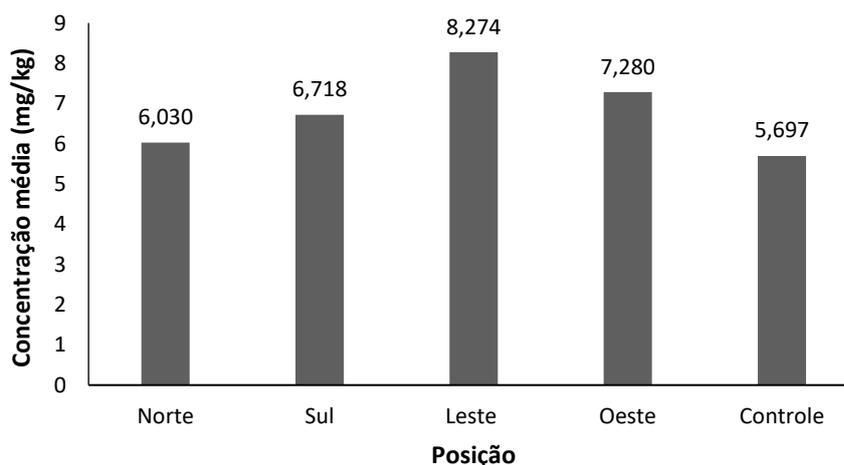


Figura 9: Concentrações médias (mg/kg) de Cu em cada posição e nas áreas controle do presente estudo.

Os valores de Cu encontrados no presente estudo foram bem menores em comparação à concentração média encontrada por Ferreira (2009), de 32,00 mg/kg, na cidade de São Mateus do Sul, Paraná. Martins (2009), na cidade de São Paulo, encontrou concentrações médias de Cu

entre 21,70 e 83,50 mg/kg, também muito acima dos valores encontrados no município de Volta Redonda.

O cobre também está entre os metais pesados emitidos em altos índices por siderúrgicas e metalúrgicas (RYBICKA, 1989; SAWIDIS *et al.*, 2011). El-Hasan *et al.* (2002) realizaram um estudo com cascas de árvores na cidade de Amã, Jordânia, onde foram verificadas concentrações de Cu mais elevadas nas áreas industriais em relação às áreas de tráfego intenso.

Entretanto, o presente estudo permite verificar um comportamento diferente deste metal pesado em relação ao observado por Hasan *et al.* (2002). O Cu presente na poluição veicular parece ter maior influência sobre as localidades do que o cobre presente nas emissões da CSN, visto que a posição leste, próxima à rodoviária, apresentou a maior concentração média de Cu, ao passo que a posição norte apresentou menor valor médio do mesmo elemento comparada às demais posições.

Sternbeck *et al.* (2002) sugerem que as emissões veiculares de Cu resultam essencialmente de processos de desgaste e não de processos de combustão, derivando principalmente do desgaste dos travões. Weckwerth (2001) identificou o Cu como um dos principais elementos associados à ação dos travões e também às emissões via escapes, devido a sua utilização como aditivo para melhorar a qualidade da gasolina, funcionando como anticorrosivo, lubrificante e antioxidante.

Em estudo da emissão de metais por veículos automotores, Silva (2007) observou que, assim como o chumbo, o Cu esteve presente em todos os ensaios realizados nos poluentes da combustão de gasolina, diesel e álcool. Cadle *et al.* (1997) explicaram que o cobre pode ser encontrado no óleo lubrificante do motor, por ser adicionado como antioxidante, podendo estar presente ainda na fração grossa de partículas devido ao desgaste dos rolamentos ou de outros componentes do motor.

Apesar de representarem a menor concentração média de Cu, as áreas controle apresentaram valores próximos aos encontrados nas posições estudadas em Volta Redonda, o que pode ser explicado pela presença de áreas agrícolas localizadas ao redor das áreas controle. O cobre pode estar indicando contaminação por fertilizantes utilizados na agricultura.

5.7. Zinco (Zn)

O teste de Kruskal-Wallis não apresentou diferença significativa entre valores de Zn encontrados nas posições estudadas. A figura 10 mostra que o maior valor foi encontrado na posição leste, ao passo que a posição norte apresentou a menor concentração média de Zn em relação às demais posições. As áreas controle apresentaram baixa concentração média, como era esperado.

Em estudo realizado na cidade de São Mateus do Sul, Paraná, Ferreira (2009) encontrou 29,00 mg/kg como concentração média deste elemento, sendo um valor muito menor em relação ao encontrado na posição leste do presente estudo e, ao mesmo tempo, bem próximo aos valores observados nas demais posições. Martins (2009), na cidade de São Paulo, observou concentrações médias de Zn variando entre 21,80 e 252,30 mg/kg, sendo na maioria dos parques estudados muito acima dos valores encontrados no município de Volta Redonda.

A maioria das emissões de zinco são de origem industrial como mineração, combustão de resíduos e processamento de aço em indústrias automotivas e elétricas (BASLAR *et al.*, 2009). O zinco é considerado um dos metais pesados emitidos em altos índices por siderúrgicas e metalúrgicas, presente, por exemplo, no pó de aciaria elétrica (RYBICKA, 1989; SILVA *et al.*, 2016).

Similar ao comportamento do cobre no presente estudo, o Zn presente na poluição veicular parece ter maior influência sobre as localidades do que o cobre presente nas emissões da CSN, visto que a posição leste, próxima à rodoviária, apresentou a maior concentração média

de Zn, ao passo que a posição norte apresentou menor valor médio do mesmo elemento comparada às demais posições.

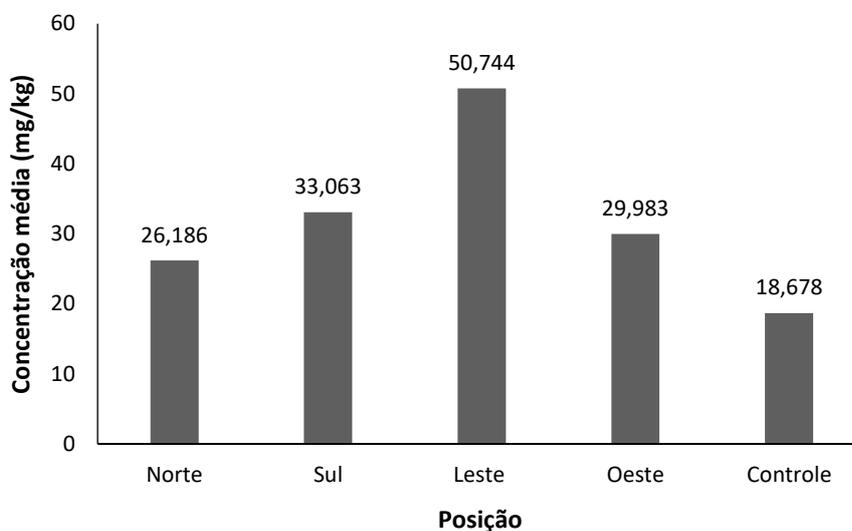


Figura 10: Concentrações médias (mg/kg) de Zn em cada posição e nas áreas controle do presente estudo.

Weckwerth (2001) identificou o Zn como metal derivado do desgaste de pneus na estrada, sendo também um dos principais elementos emitidos pelos escapes, devido a sua utilização como aditivo para melhorar a qualidade da gasolina, funcionando como anticorrosivo, lubrificante e antioxidante. Cadle *et al.* (1997) afirmam ainda que o Zn é adicionado ao óleo do motor sob a forma de tiossulfato de zinco como componente anti-desgaste e anti-oxidação.

As emissões de veículos a diesel também podem conter zinco, como verificou Silva (2007). No que diz respeito ao álcool combustível, segundo Oliveira *et al.* (2002), o Zn certamente constitui um forte contaminante em matrizes alcoólicas, visto ser empregado nos processos bioquímicos de produção do etanol.

Santos *et al.* (2015) também encontraram altas concentrações do elemento zinco em áreas com o tráfego intenso utilizando a planta *Tradescantia pallida* na cidade de Ribeirão Preto, São Paulo.

6. CONCLUSÕES

Ainda que na análise estatística somente os metais pesados manganês, níquel e ferro tenham apresentado diferenças significativas nas posições estudadas, foi possível verificar diferenças de concentrações para todos os bioelementos. Em alguns casos, essas diferenças se destacaram, como para chumbo e zinco.

De um modo geral, houve um padrão comum entre alguns metais pesados. Manganês e níquel se destacaram por apresentarem maiores concentrações médias nas áreas controle quando comparada a algumas posições, o que não era esperado. A maioria dos bioelementos estudados apresentaram menor concentração média na posição norte e concentrações maiores nas posições leste e sul. A exceção quanto a este comportamento foi o cádmio, com maior concentração média na posição norte.

Os bairros Laranjal e Vila Santa Cecília são os mais afetados pela poluição atmosférica, proveniente principalmente das emissões veiculares. O bairro Vila Mury apresentou as menores concentrações (com exceção apenas para o Cd), na maioria das vezes com valores próximos ao

encontrados nas áreas controle, indicando que a posição norte pode estar distante das principais fontes poluidoras.

Não foram encontradas legislações sobre limites de poluição atmosférica por metais pesados, principalmente pelo fato desses elementos estarem associados a outros poluentes. Isso dificulta inferir se as concentrações encontradas na área de estudo permitem considerar Volta Redonda um município poluído ou não.

Apesar das dificuldades, foi possível verificar quais posições são mais afetadas pela poluição veicular e industrial do município de Volta Redonda, RJ. Observou-se que todos os metais pesados estudados estão associados tanto às emissões veiculares quanto às industriais por parte da CSN, sendo algumas posições um pouco mais influenciadas especificamente por uma dessas fontes.

7. SUGESTÕES

É importância de avaliar o comportamento desses elementos a nível de espécie arbórea, de modo a inferir o quanto a escolha da espécie *Poincianella pluviosa* (DC.) L. P. Queiroz pôde influenciar os resultados obtidos.

Amostrar um maior número de árvores e de modo mais representativo da área de estudo, principalmente em relação à CSN, também poderá trazer resultados mais consistentes.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAN, J. C.; INUWA, L. B.; CHELLUBE, Z. M.; LAWAN, B. Heavy metals in leaf, stem Bark of Neem Tree (*Azadirachta indica*) and roadside rust in Maiduguri Metropolis, Borno State, Nigeria. **Environment and Pollution**, v. 2, n. 1, 2013.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley, 1990. 339p.

ALMEIDA, I. T. **A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto**. 1999. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

ALMEIDA, S. M.; PIO, C. A.; FREITAS, M. C.; REIS, M. A.; TRANCOSO, S. A. Contribuição da circulação automóvel para o aerossol atmosférico na zona Norte de Lisboa. Trabalho apresentado em 8ª Conf. Nacional do Ambiente. In: **Actas da 8ª Conferência Nacional do Ambiente**, Lisboa, 2004.

ALVES, E. S.; GIUSTI, P. M.; DOMINGOS, M.; SALDIVA, P. H. N; GUIMARÃES, E. T.; LOBO, D. J. A. Estudo anatômico foliar do clone híbrido 4430 de *Tradescantia*: alterações decorrentes da poluição aérea urbana. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 04, p. 567-576, 2001. Suplemento.

ANDRADE, M. N. M. M.; JERONIMO, C. E. M. Diagnóstico da arborização do espaço urbano da cidade de João Pessoa, PB. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 3, p. 194-208, 2015.

ARNDT, U.; SCHWEIGER, B. The use of bioindicators for environmental monitoring in tropical and subtropical countries. In: **Biological monitoring signals from the environment**. Vieweg, Braunschweig, p. 199-298, 1991. Disponível em: <<http://www.nzdl.org/gsd/mod?e=d-00000-00---off-0env1--00-0---0-10-0---0---0direct-10---4-----0-11--11-en-50---20-about---00-0-1-00-0--4----0-0-11-10-0utfZz-8-00&cl=CL1.1&d=HASH76bee393577eaa81eb621c.8>=1>>. Acesso em: 19 ago 2016.

ASSUNÇÃO, J. V. Poluição atmosférica. In: CASTELLANO, E. G., ed. **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias**. São Paulo, Academia de Ciências do Estado de São Paulo, p. 271-308, 1998.

BAKER, A. J. M.; McGRATH, S. P.; REEVES, R. D.; SMITH, J. A. C. Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted-soils, 2000. In: TERRY, N.; BENUÉLOS, G. (Eds.), **Phytoremediation of Contaminated Soil and Water**. Lewis Publishers, London, p. 85-107.

BARNES, D.; HAMADAH, M. A.; OTTAWAY, J. M. The lead, copper and zinc content of tree rings and bark a measurement of local metallic pollution. **The Science of the Total Environment**, v. 5, p. 63-67, 1976.

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

BAYCU, G.; TOLUNAY, D.; OZDEN, H.; GUNEBAKAN, S. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution*, v. 143, p. 545-554, 2006.

BENNET, J. P.; BUCHEN, M. J. Bioleff: three databases on air pollution effects on vegetation. *Environmental Pollution*, v. 88, p. 262-265, 1995.

BERGAMINI, M. F.; VITAL, S. I.; SANTOS, A. L., N., R., STRADIOTTO. Determinação de chumbo em álcool combustível por voltametria e redissolução anódica utilizando um eletrodo de pasta de carbono modificado com resina de troca iônica Amberlite IR 120. *Ecl. Química*, v. 31, p. 45-52, 2006.

BOTKIN, D. B.; KELLER, E. A. **Environmental science: Earth as living planet**. 8. ed. New York, John Wiley, 2011. 658 p. Disponível em: <<https://www.yumpu.com/en/document/view/37120240/botkin-environmental-science-earth-as-living-planet-8th-txtbk>>. Acesso em: 30 set 2016.

BRAGA, A. L. F.; PEREIRA, L. A. A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÉ, P. A.; SALDIVA, P. H. N.; Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. *Cad. Saúde Pública*, n. 23, Sup 4: S570-S578, 2007.

BRAGA, A.; BÖHM, G. M.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. Poluição atmosférica e saúde humana. *Revista USP*, n. 51, p. 58-71, 2001.

BRASIL. Resolução Conama nº 003/1990, de 22/08/1990. **Publicação DOU**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 15.937-15.939.

BRUIN, M.; HACKENITZ, E. Trace Element Concentrations in Epiphytic Lichens and Bark Substrate. *Environmental Pollution (Series B)*, v. 11, p. 153-160, 1986.

BUJOKAS, W. M. **Influência da poeira de fábrica de cimento nas características químicas da precipitação e no crescimento, nos teores de clorofila e na nutrição de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae)**. 2009. 112 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BUZEA, C.; PACHECO, I. I.; ROBBIE, K. Nanomaterials and nanoparticles: Sources and toxicity. *Biointerphases*, v. 2, n. 4, 2007.

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. *Environmental Science & Technology*, v. 31, n. 12, p. 3405-3412, 1997.

CANÇADO, 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. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, v. 32, p. 5-11, 2006.

CARNEIRO, R. M. A. **Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade**. 2004. 169 f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) – Escola de Enfermagem da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

DERWENT, R. G. Sources, Distributions, and Fates of VOCs in the Atmosphere. In: HESTER, R. E.; HARRISON, R. M. Volatile Organic Compounds in the Atmosphere. **Environmental Science and Technology**, vol. 4, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, p. 1-15, UK, 1995.

DIAS, J. E.; GOMES, O. V. O.; RODRIGUES, A. F.; GOES, M. H. B.; PEREIRA, M. G. Aplicação do Mapa Digital Expedito de Solos no Planejamento Ambiental do Município de Volta Redonda, RJ. In: I Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, Aracaju, SE. **Anais...**, 17 e 18 de outubro de 2002.

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, 2010.

DUARTE, R. P. S. **Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos e plantas às margens de uma rodovia de tráfego intenso de veículos**. 2003. 138 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas da Universidade de Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu.

EL-HASAN, 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. **Environment International**, v. 28, p. 513– 519, 2002.

ELLENBERG, H. Bioindicators and biological monitoring. In **Biological monitoring: signals from the environment**. Vieweg, Eschborn, 1991. Disponível em: <<http://www.nzdl.org/gsdldmod?e=d-00000-00---off-0hdl--00-0---0-10-0---0---0direct-10---4-----0-11--11-en-50---20-about---00-0-1-00-0--4----0-0-11-10-0utfZz-8-10&a=d&c=hdl&cl=CL2.11.5&d=HASHd189db37f9c0fed27c4a3f.4.4.3>>. Acesso em: 5 mai 2016>. Acesso em: 19 ago 2016.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Locating and estimating air emissions from sources of nickel**. 1984. Disponível em: <<https://www3.epa.gov/ttnchie1/le/nickel.pdf>>. Acesso em: 10 nov 2016.

FARIA, J. L. G.; MONTEIRO, E. A.; FISCH, S. T. V. Arborização de vias públicas do município de Jacareí, SP. **Revista SBAU**, Piracicaba, v. 2, n. 04, p. 20-33, 2007.

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**. 2009. 99 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, São Paulo.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE – FEEMA. **Relatório Anual da Qualidade do Ar 2007**. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_dimfis_gear/documents/document/zwff/mde3/~edisp/inea_017063.pdf>. Acesso em: 10 nov 2016.

GODISH, T. **Air quality**. 4. ed. Lewis Publishers. Boca Raton, London, New York, Washington, D.C. 2004. 519 p.

GUIMARÃES, E.T.; DOMINGOS, M.; ALVES, E.S.; CALDINI JR, N.; LOBO, D.J.A.; LICHTENFELS, A.J.F.C.; SALDIVA, P.H.N. Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil) with the *Tradescantia*-micronucleus (Trad-MCN) assay. **Environmental and Experimental Botany**, v. 44, n. 01, p. 1-8, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=330630>>. Acesso em: 01 out 2016.

INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – INEA. **Relatório da Qualidade do Ar 2015**. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_dimfis_gear/documents/document/zwew/mdgy/~edisp/inea0082534.pdf>. Acesso em: 10 nov 2016.

JARUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **British Medical Bulletin**, v. 68, p. 167-182. 2003.

JÚNIOR, G. B. V. **Estatística: teste de Kruskal Wallis**. 2002. Disponível em: <<http://www.cpaqv.org/estatistica/kruskalwallis.pdf>>. Acesso em: 23 nov 2016.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. Boca Raton: CRC Press; 2001. 403 p.

KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Revista Environmental Pollution**, v. 151, p. 362-367, 2008.

KEANE, B.; COLLIER, M. H.; SHANN, J. R.; ROGSTAD, S. H. Metal content of dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter. **The Science of the Total Environment**, v. 281, p. 63-78, 2001.

KLUMP, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: MAIA, B. N.; MARTOS, H. L.; BARELLA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, 2001. p. 76-94.

KUIK, P.; WOLTERBEEK, T. Factor analysis of atmospheric trace-element deposition data in the Netherlands obtained by moss monitoring. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 84, p. 323-346, 1995.

LEPP, N. W. The potential of tree-ring analysis for monitoring heavy metal pollution patterns. **Environmental Pollution**, v. 9, 1975. Não paginado.

LIMA, V. F.; MERÇON, F. Metais pesados no ensino de química. **Revista Química Nova na Escola**, v. 33, n. 04, p. 199-205, 2011.

LÖTSCHERT, W.; KÖHM, H. J. Characteristics of tree bark as an indicator in high-immission areas. **Oecologia**, v. 37, p. 121-132, 1978.

MA, L. Q.; KOMAR, K. M.; TU, C.; ZHANG, W.; CAI, Y.; KENNELLEY, E. D. A fern that

MAGALHÃES, L. M. S. Arborização e florestas urbanas - terminologia adotada para a cobertura arbórea das cidades brasileiras. **Revista Floresta e Ambiente**, série técnica, p. 23-26, 2006.

MAGALHÃES, L. M. S. **Funções e estrutura da cobertura arbórea urbana**. EDUR, Seropédica, RJ, 2004.

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

MOREIRA, A. A. **Paraíba do Sul: um rio, quatro cidades, um patrimônio socioambiental em questão**. 2014. 423 f. Tese (Doutorado em Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MOREIRA, T. C. L. **Biomonitoramento intra-urbano da poluição de origem veicular: utilização da casca de árvore na identificação de fontes de poluição atmosférica**. 2015. 109 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, São Paulo.

MOREIRA, T. C. L. **Interação da vegetação arbórea e poluição atmosférica na cidade de São Paulo**. 2010. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo, Piracicaba.

NICODEMO, M. L. F.; PRIMAVESI, O. **Por que manter árvores na área urbana?** São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009.

OLIVEIRA, M. F.; SACZK, A. A.; OKUMURA, L. L. Determinação de zinco em álcool combustível por voltametria de redissolução anódica. **Eclet. Química**, 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: 11 nov 2016.

OTVOS, E.; PAZMANDI, T.; TUBA, Z. First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses. **The Science of the Total Environment**, v. 309, p. 151–160, 2003.

PACHECO, A. M. G.; BARROS, L. I. C.; FREITAS, M. C.; REIS, M. A.; HIPÓLITO, C.; OLIVEIRA, O. R. Na evaluation of olive-tree bark for the biological monitoring of airborne trace-elements at ground level. **Environmental Pollution**, v. 120, p. 79-86, 2002.

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

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. **Cd. Saúde Pública**, v. 14, n. 3, p. 473-485, 1998.

PEREIRA, M. S.; WALLER, U.; REIFENHAUSER, W.; TORRES, J. P. M.; MALM, O.; KORNER, W. Persistent organic pollutants in atmospheric deposition and biomonitoring

with *Tillandsia Usneoides* (L.) in an industrialized area in Rio de Janeiro state, south east Brazil – Part I: PCDD and PCDF. *Chemosphere*, v. 67, issue 9, p. 1728-1735, 2007.

POIKOLAINEN, J. Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – specifically for heavy metals in regional surveys. **Oulu University Press**, 2004.

POIKOLAINEN, J. Sulphur and heavy metals concentrations in Scots pine bark in northern Finland and the Kola Peninsula. **Water, Air and Soil**, v. 93, p. 395-408, 1997.

PORTAL VOLTA REDONDA. **Características de Volta Redonda**. Disponível em: <<http://www.portalvr.com/2012-12-20-11-24-20/caracteristica>>. Acesso em: 29 jun 2016.

PORTAL VOLTA REDONDA. **História de Volta Redonda**. Disponível em: <<http://www.portalvr.com/2012-12-20-11-24-20/historia-cidade>>. Acesso em: 29 jun 2016.

REIS, M. M. **Poluição atmosférica e efeitos adversos na gravidez em um município industrializado no estado do Rio de Janeiro**. 2009. 135 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, São Paulo.

ROSS, S. M. **Toxic metals in soil-plant systems**. New York: John Willey & Sons, 1994. 496 p.

RYBICKA, E. H. Metals and their chemical and mineralogical forms in industrial pollutants of the atmosphere. **Environmental Technology Letters**, v. 10, p. 921-928, 1989.

SAMARA, C.; KOUIMTZIS, T. H.; TSITOURIDOU, R.; KANIAS, G.; SIMEONOV, V. Chemical mass balance source apportionment of PM10 in an industrialized urban area of Northern Greece. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 41-54, 2003.

SAMET, J. Traffic, Air Pollution, and Health. **Inhalation Toxicology**, v. 19, p. 1021-1027, 2007.

SANTAMARÍA, J. M.; MARTÍN, A. Tree bark as a bioindicator of air pollution in Navarra, Spain. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 98, p. 381–387, 1997.

SANTOS, A. P. M. **Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto, SP**. 2012. 164 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

SANTOS, A. P. M.; SEGURA-MUÑOZ, S. I.; NADAL, M.; SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, J. L.; MARTINEZ, C. A.; TAKAYANAGUI, A. M. M. Traffic-related air pollution biomonitoring with *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. purpurea Boom in Brazil. **Environ Monit Assess**, 187:39, 2015.

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

SANTOS, E. C.; SAIKI, M. Estabelecimento de protocolos apropriados para análise das cascas de árvore para uso no biomonitoramento da poluição atmosférica. **In: International Nuclear Atlantic Conference**, Recife, PE, 2013. Não paginado.

SANTOS, N. R. Z.; TEIXEIRA, I. F. **Arborização de vias públicas, ambiente X vegetação**. SAWIDIS, T.; BREUSTE, J.; MITROVIC, M.; PAVLOVIC, P.; TSIGARIDAS, K. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three european cities. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 3560-3570, 2011.

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. **Research Report**. Health Effects Institute, v. 133, p. 1-88, 2006.

SCHUCH, M. I. S. **Arborização urbana: uma contribuição à qualidade de vida com uso de geotecnologias**. 2006. 102 f. Dissertação (Mestrado em Geomática) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

SEWARD, M. R. D. **Lichens as monitors of air pollution at Risby warren adjacent to scunthorpe steelworks, north Lincolnshire**. Department of Environmental Science, University of Bradford, p. 127-286, 2002.

SILVA, H. V. O.; SOUSA, D. S.; LIMA, J. P. P. N.; CAVALCANTI, P. M. P. S.; KRÜGER, P. V.; ROVERE, E. L. L. **Estudo 56: Siderurgia**. Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional. Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.cedeplar.ufmg.br/pesquisas/pis/Estudo%2056.pdf>>. Acesso em: 20 nov 2015.

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

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 Nacional de Resíduos Sólidos**, Porto Alegre, RS, 2016.

SOUZA, P. A.; MELLO, W. Z.; MARIANI, R. L.; SELLA, S. M. Variações temporais do material particulado inalável fino e grosso e íons inorgânicos solúveis em São José dos Campos, SP. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 29, n. 01, p. 71-82, 2011.

SOARES, C. S.; MORAES, I. C. M.; MACIEL, J. R.; MAGRANI, L. C.; MARTINS, Y. T.; MILWARD-DE-AZEVEDO, M. A. Uso dos líquens como bioindicadores da qualidade do ar em Três Rios, RJ. 5º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade. **Anais...**2016.

STERNBECK, J.; SJODIN, A.; ANDRÉASSON, K. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 4735–4744, 2002.

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

UPRETI, D. K.; DIVAKAR, P. K.; SHUKLA, V.; BAJPAI, R. **Recent Advances in Lichenology**. Springer. India, 2015. 232 p.

VIANNA, N. A.; GONCALVES, D.; BRANDAO, F.; BARROS, R. P.; FILHO, G. M. A.; RODRIGO, O.; TORRES, J. P. M.; MALM, O.; JUNIOR, A. D.; ANDRADE, L. R. Assessment of heavy metals in the particulate matter of two Brazilian metropolitan areas by using *Tillandsia usneoides* as atmospheric biomonitor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, n. 3, p. 416-12, 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/46010216_Assessment_of_heavy_metals_in_the_particulate_matter_of_two_Brazilian_metropolitan_areas_by_using_Tillandsia_usneoides_as_atmospheric_biomonitor>. Acesso em: 9 out 2016.

VOLPE-FILIK, A.; SILVA, L. F.; PEREIRA, A. M. L. Avaliação da arborização de ruas do bairro São Dimas na cidade de Piracicaba/SP através de parâmetros qualitativos. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 01, 2007. Não paginado.

WANGA, Y.; HUANGB, K.; LIC, C.; MIA, H.; LUOC, J.; TSAID, P. Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 4637–4643, 2003. WECKWERTH, G. Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne, Germany. **Atmospheric Environment**, v. 35, p. 5525-5536, 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Environmental Health Criteria 125: Platinum**. International Programme on Chemical Safety. Geneva, 1991. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc125.htm>>. Acesso em: 20 nov 2015.