



**ESTUDO DA QUALIDADE DO AR NO MUNICÍPIO DE RUSSAS-CE SOB
INFLUÊNCIA DAS EMISSÕES DAS INDÚSTRIAS DE CERÂMICA VERMELHA**

FORTALEZA - CEARÁ

2015



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL**

JOSÉ REUBEN MOREIRA

**ESTUDO DA QUALIDADE DO AR NO MUNICÍPIO DE RUSSAS-CE SOB
INFLUÊNCIA DAS EMISSÕES DAS INDÚSTRIAS DE CERÂMICA VERMELHA**

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo

Co-Orientadora: Dra. Eliane Guimarães Tigre Sant'Anna

FORTALEZA - CEARÁ

2015

Catálogo na fonte: Biblioteca Waldyr Diogo de Siqueira

M838e Moreira, José Reuben.

Estudo da qualidade do ar no município de Russas - CE sob influência das emissões das indústrias de cerâmica vermelha / José Reuben Moreira
- Fortaleza: IFCE, 2015.

104p.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia em Gestão Ambiental).
Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo.

1. GESTÃO AMBIENTAL - DISSERTAÇÃO. 2. QUALIDADE DO AR. 3. MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL. 4. BIOMONITORAMENTO. 5. TRADESCANTIA PALLIDA. I.Título.

CDD 363.7392

JOSÉ REUBEN MOREIRA

**ESTUDO DA QUALIDADE DO AR NO MUNICÍPIO DE RUSSAS-CE SOB
INFLUÊNCIA DAS EMISSÕES DAS INDÚSTRIAS DE CERÂMICA VERMELHA**

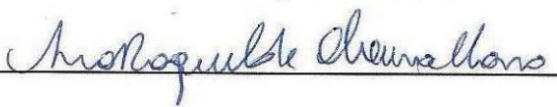
Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em 01 / 09 / 15

BANCA EXAMINADORA


Presidente Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo
IFCE Campus Fortaleza


Membro Prof. Dr. Adeildo Cabral da Silva
IFCE Campus Fortaleza


Membro Profa. Dra. Ana Raquel de Oliveira Mano
IFCE Campus Tabuleiro do Norte

A Deus.

Aos meus pais: Valdecélio e Lutgardes.

A minha família.

"A felicidade não está em fazer o que a gente quer, e sim em querer o que a gente faz."

Jean-Paul Sartre.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por proporcionar momentos únicos de minha vida.

Aos meus pais, Lutgardes Carvalho Guimarães Moreira e João Valdecélio Moreira, por toda dedicação, apoio, confiança, ensinamentos e amor, sempre presentes e prontos a me ajudarem, nos meus maiores desafios.

Aos meus Irmãos: Junior, Jonatas e Giêdra.

A Karlla Taynara do Carmo Carvalho, um agradecimento especial por esta sempre ao meu lado nas horas mais difíceis, pela pessoa que é, pela compreensão e paciência nos momentos mais difíceis.

A minha tia Verônica por esta sempre presente, ajudando de toda as formas possíveis, torcendo incansavelmente para que essa conquista fosse obtida.

Ao professor Dr. Rinaldo Araújo pela orientação e dedicação ao desenvolvimento da pesquisa.

A pesquisadora Dra. Eliane Guimarães Tigre do Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental (LPAE) da FAMUSP, pela co-orientação desse trabalho e disponibilidade.

Ao Laboratório de Energias Renováveis e Conforto Ambiental (LERCA), em especial, ao professor Adeildo Cabral por estar sempre à disposição.

A professora e amiga Maria Gizeuda de Freitas Sousa, pela disponibilização do Laboratório de Biologia do IFCE-Limoeiro do Norte/CE para a realização das análises gravimétricas.

A coordenação da secretaria de meio ambiente de Limoeiro do Norte, pela disponibilização do espaço no centro de convivência e educação ambiental para o cultivo dos exemplares de *T. pallida*.

Aos bolsistas e colegas de trabalho do Laboratório de Tecnologia Química: Lucas, Paulo Henrique, Cassiano, Amanda, Julie, Sannara, Luanny, Manuela, Lara e Cícero pelos momentos de descontração e ajuda, quando solicitados.

Aos colegas e bolsistas do LERCA, em especial, aos amigos: Tailena, Nayana, Raul e Cristovão.

Ao técnico e amigo Jarbas Rodrigues do Laboratório de Controle Ambiental, IFCE-Limoeiro do Norte/CE, pela valiosa contribuição na realização das análises citogenéticas.

Ao Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental (PGTGA) pela oportunidade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pelo suporte (bolsa) e financiamento desta pesquisa.

A todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização desse trabalho, que concretiza mais uma etapa de minha vida profissional.

RESUMO

A poluição atmosfera em áreas urbanas tem ocasionado grandes problemas ao ambiente e à saúde das pessoas. O Município de Russas-CE apresenta grandes concentrações de indústrias cerâmicas no seu centro urbano, o que pode trazer complicações a saúde e qualidade de vida da população. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade do ar no centro urbano do município de Russas-CE via determinação do material particulado inalável (MP₁₀ e MP_{2,5}) e utilizando o bioensaio Trad-MCN com *Tradescantia pallida*. Os parâmetros avaliados envolveram as concentrações do material particulado nas suas frações fina e grossa, *black carbon*, bem como metais (Al, Fe, Mn, Pb, Ni e Zn) e hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) associados ao MP_{2,5}. Experimentalmente foram avaliados três sítios no centro urbano do Município de Russas/CE. As coletas do material particulado foram realizadas entre 03 de maio a 22 de novembro de 2014, totalizando 30 campanhas, abrangendo o período chuvoso e o seco. Os resultados mostraram que os materiais particulados fino e grosso apresentaram concentrações máximas entre 61,03 e 121,31 µg/m³, as quais ultrapassaram os valores estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde. Os metais Al, Fe, Mn, Pb, Ni e Zn apresentaram concentrações médias de 6,48; 28,52; 1,30; 13,47; 3,82 e 0,69 µg/m³, respectivamente. Quanto a fração orgânica, os grupos de HPAs com 3 e 6 anéis estiveram presentes em 34,1 e 56,7% das amostras enquanto os HPAs com 4 anéis condensados não foram detectados. Estimativas de razões de diagnósticos das concentrações de HPAs demonstraram que os mesmos são proveniente de fontes petrogênica e pirogênica. Os valores encontrados para a frequência de micronúcleos (MCN) foram baixos nos testes de exposição crônica (< 1%) e não apresentaram diferenças significativas entre os pontos experimentais. Por outro lado a exposição aguda a *T. pallida* no ponto amostral 2 apresentou MCN de 5,12%, seguido dos pontos amostrais 1 e 3 com valores de 3,84 e 2,32%, respectivamente. Em termos, os valores de MCN observados indicam a presença de agentes nocivos capazes de induzir a genotoxicidade ambiental no centro urbano do município de Russas.

Palavras-Chaves: Qualidade do ar, Indústrias cerâmicas, Material particulado inalável, Biomonitoramento, *Tradescantia pallida*.

ABSTRACT

The air pollution in urban areas has caused major problems to the environment and to the health of the population. The City of Russas-CE presents a large amount of ceramic industries in its urban center, which can bring complications to health and quality of life of population. In this context, this study aims to evaluate the air quality in the urban center of the Russian municipality, by sampling the inhalable particulate material (PM₁₀ and PM_{2.5}) and using bioassay Trad-MCN with *Tradescantia pallida*. The evaluated parameters were the particulate material fine and coarse, *black carbon*, metals (Al, Fe, Mn, Pb, Ni and Zn) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated to MP_{2.5}. Experimentally there were three sites in the urban center of the Municipality of Russas/CE. The sampling of the particulate matter was performed between May 3rd and November 22nd of 2014, corresponding to 30 campaigns, which covering dry and rainy weather. The fine and coarse particle material showed maximum concentrations between 61.03 and 121.31 µg/m³, which exceeded the values established by the World Health Organization. The metals Al, Fe, Mn, Pb, Ni and Zn showed average concentrations of 6.48, 28.52, 1.30, 13.47, 3.82 and 0.69 µg/m³, respectively. To the organic fraction was observed that PAH groups with 6 rings and 3 were present at 34.1 and 56.7% of the samples while PAHs 4 condensed rings were not detected. Estimates of diagnosis ratio of the concentrations of PAHs demonstrated that they are derived from petrogenic and pyrogenic sources. The values found for the frequency of micronuclei (MCN) were low in the chronic exposure tests (<1%) and there were no significant differences between the experimental points. In contrast, acute exposure to *T. pallida* site 2 in the sample was 5.12%, followed by sampling points 1 and 3 with MCN values of 3.84 and 2.32%, respectively. In terms, the observed MCN values indicate the presence of harmful agents capable of inducing environmental genotoxicity in the urban center of the municipality of Russas-CE.

Keywords: Air quality, Ceramic industries, Inhalable particulate material, Biomonitoring, *Tradescantia pallida*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação dos efeitos ao sistema respiratório após exposição a partículas ultrafinas (direita) quando comparado com a exposição a partículas finas (esquerda).....	22
Figura 2 - Representação dos materiais particulados com destaque para as partículas finas e ultrafinas.....	23
Figura 3 - Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) prioritários segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.....	27
Figura 4 - Localização do Município de Russas no estado do Ceará.....	32
Figura 5 - Localização dos pontos amostrais (marcadores em amarelo) e das indústrias cerâmicas (marcadores em vermelho) no centro urbano do município de Russas/CE em 2014	33
Figura 6 - Localização do ponto amostral 1 no Bairro Várzea Alegre, centro urbano do município de Russas/CE,2014.....	34
Figura 7 - Localização do ponto amostral 2 no Bairro Vila Ramalho, centro urbano do município de Russas/CE,2014.....	34
Figura 8 - Localização do ponto amostral 3 no Bairro Vila Matoso, centro urbano do município de Russas/CE,2014.....	35
Figura 9 - Aparato instrumental utilizado na coleta do material particulado neste estudo.....	36
Figura 10 - Refletômetro utilizado para determinação do <i>black carbon</i> (A) e imagem de amostra coletada em filtro de acetato de celulose (B).....	37
Figura 11 - Cromatogramas típicos da análise de HPAs prioritários por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC/UV-Vis).....	39
Figura 12 - Imagens dos pontos amostrais no município de Russas-CE (A, B e C) e do controle negativo (D) no município de Limoeiro do Norte-CE contendo os exemplares de <i>Tradescantia pallida</i> no ensaio crônico de exposição a condições ambientais locais.....	41
Figura 13 - Imagens dos pontos amostrais no município de Russas-CE (A, B e C) e do controle negativo (D) no município de Limoeiro do Norte-CE contendo talos de <i>Tradescantia pallida</i> no ensaio agudo de exposição a condições ambientais locais.....	42
Figura 14 - Concentrações diárias de MP10 e MP2,5 durante o período de amostragem no ponto amostral 2 no centro urbano do Município de Russas-CE.....	44
Figura 15 - Concentrações diárias de <i>black carbon</i> durante o período de amostragem no ponto amostral 2 no centro urbano do Município de Russas-CE.....	44

Figura 16 - Correlação das variáveis meteorológicas com as concentrações médias diárias do MP _{2,5} no centro urbano do Município de Russas-CE durante o período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014.....	48
Figura 17 - Concentrações diárias de HPAs prioritários associados ao MP _{2,5} nas amostras coletadas no ponto amostral 02 no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no centro urbano do Município de Russas-CE.....	49
Figura 18 - Concentrações dos HPAs totais presentes nas amostras coletadas no período 03 de maio de 2014 a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.....	57
Figura 19 - Concentração dos metais Al, Fe, Mn, Pb, Ni e Zn associados ao MP _{2,5} coletados no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.....	64
Figura 20 - Concentrações diárias de chumbo associadas ao MP _{2,5} durante o período de amostragem.....	66
Figura 21 - Caracterização da composição inorgânica da biomassa de cajueiro por fluorescência de raios -X.....	66

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- HPAs quanto aos seus efeitos carcinogênicos, genotoxicos e mutagênicos.....	26
Quadro 2 - Padrões de qualidade do ar para a presença de materiais particulados segundo diferentes órgãos governamentais pelo mundo.....	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do gradiente de eluição empregado nas análises por cromatografia líquida dos HPAs (HPLC).....	38
Tabela 2 - Análise descritiva das concentrações médias mensais do material particulado inalável (MP2,5 e MP10), <i>black carbon</i> (BC) e parâmetros meteorológicos coletados durante o período de maio a novembro de 2014 no no centro urbano do Município de Russas-CE.....	45
Tabela 3 - Quantificação dos HPAs prioritários associados ao material particulado nas amostras coletadas no período de 03 de maio de 2014 a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 02 no centro urbano do município de Russas/CE.....	55
Tabela 4 - Distribuição dos grupos de HPAs totais associados MP2,5 durante o periodo de coleta no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.....	58
Tabela 5 - Fontes de emissão de HPAs e correspondentes razões de diagnóstico para sua identificação.....	59
Tabela 6 - Estimativa da razão de diagnóstico $\text{Ind}/(\Sigma(\text{Ind}+\text{BgHiP}))$ para identificação da fonte de HPAs nas amostras coletadas no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.....	60
Tabela 7 - Estimativa da razão de diagnóstico $\text{Ant}/(\Sigma(\text{Ant}+\text{Fen}))$ para identificação da fonte de HPAs nas amostras coletadas no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.....	61
Tabela 8 - Estimativa da razão de diagnóstico $\frac{\text{BgHiP}}{\text{Ind}}$ para identificação da fonte de HPAs nas amostras coletadas no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.....	62
Tabela 9 - Concentrações dos metais traços associados ao MP _{2,5} coletados no período em estudo no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.....	64
Tabela 10 - Valores da frequência de micronúcleos de <i>Tradescantia pallida</i> por ponto amostral durante a exposição crônica nos meses de maio a outubro de 2014 no centro urbano do município de Russas-CE.....	67
Tabela 11 - Análise de variância para o número de micronúcleos observados pelo bioensaio Trad-MCN (exposição crônica) nos 3 pontos amostrais no centro urbano (Russas) e controle negativo (Limoeiro do Norte/CE) durante o período de maio a outubro de 2014.....	68
Tabela 12 - Valores da frequência de micronúcleos de <i>Tradescantia pallida</i> por ponto amostral durante a exposição aguda no centro urbano do município de Russas-CE.....	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

X	Média
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Acetato de celulose
ACE	Acenafteno
ACL	Acenaftileno
ANOVA	Análise de variância
ANT	Antraceno
APL	Arranjo Produtivo Local
ASHRAE	American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers
BaA	Benzo(a)antraceno
BaP	Benzo(a)pireno
BbF	Benzo(b)fluoranteno
BC	<i>Black Carbon</i>
BghiP	Benzo(g,h,i)perileno
BkF	Benzo(k)fluoranteno
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CONAMA	Conselho Nacional do Meio ambiente
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis
CRI	Criseno
CV	Coeficiente de variação
DahA	Dibenzo(a,h)antraceno
σ	Desvio-padrão
FEN	Fenantreno
FLT	Fluoranteno
FLU	Fluoreno
FRX	Fluorescência de Raio-X
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos, ng/m ³
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFCE	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará
IND	Indeno

IPCS	Programa Internacional de Segurança Química
LERCA	Laboratório de Energias Renováveis e Conforto Ambiental
LTQ	Laboratório de Tecnologia Química
MP	Material particulado
MP ₁₀	Material Particulado de tamanho aerodinâmico de 10 µm
MP _{2,5}	Material Particulado de tamanho aerodinâmico de 2,5 µm
MCN	Micronúcleos
MP	Material Particulado
NBR	Norma Brasileira
NAF	Naftaleno
OMS	Organização Mundial de Saúde
OSHA	<i>Occupation Safety and Health Administration</i>
PGTGA	Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
PIR	Pireno
PPM	Partes por milhão
PPMV	Partes por milhão em volume
PTFE	Politetrafluoretileno
THC	Hidrocarbonetos totais
Temp.	Temperatura
UFC	Universidade Federal do Ceará
UR	Umidade relativa
US EPA	United States Enviromental Protection Agency

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1 Poluição do ar.....	19
2.2 Os poluentes atmosféricos e o risco a saúde humana.....	19
2.3 Queima de biomassa e seus efeitos a saúde.....	21
2.4 Material particulado e compostos inorgânicos.....	23
2.5 Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.....	24
2.6 Biomonitoramento da qualidade do ar.....	28
2.6.1 Teste de micronúcleo em <i>Tradescantia pallida</i> (Trad-MCN).....	29
2.7 Legislação aplicável ao material particulado.....	30
3. METODOLOGIA	32
3.1 Área de estudo.....	32
3.1.1 Pontos amostrais.....	33
3.2 Amostragem do material particulado.....	35
3.3 Análises gravimétricas.....	36
3.4 Análises de reflectância.....	37
3.5 Extração e quantificação dos HPAs associados ao material particulado.....	38
3.6 Quantificação dos metais.....	39
3.7 Análises por fluorescência de raios – X (FRX).....	40
3.8 Bioensaio com <i>Tradescantia pallida</i>	40
3.8.1 Disposição das plantas.....	40
3.8.2 Ensaio crônico e agudo de exposição.....	41
3.8.3 Análise de micronúcleo utilizando o teste Trad-MCN.....	43
3.9 Dados meteorológicos.....	43
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
4.1 Monitoramento dos materiais particulados (MP ₁₀ , MP _{2,5} , BC).....	44
4.2 Determinações HPAs.....	49
4.3 Determinações de metais traços.....	66
4.4 Determinações de micronúcleos segundo o bioensaio Trad-MCN exposição crônica e aguda de <i>T. pallida</i>	67
5 CONCLUSÕES.....	74
REFERÊNCIAS.....	76
ANEXOS.....	94

1 INTRODUÇÃO

A crescente urbanização em países emergentes tende a aumentar os níveis de poluição no ar por fontes difusas, a qual muitas vezes contém compostos que podem atuar como agentes genotóxicos com efeitos adversos a saúde humana (LEMOS *et al.*, 2012).

A poluição atmosférica em áreas urbanas tem causado grandes transtornos ao ambiente e à qualidade de vida, o que se deve principalmente ao processo de crescimento das cidades, ao aumento do número de indústrias, ao aumento populacional e ao número de veículos automotores, que contribuem para o acréscimo de poluentes na atmosfera, tornando o ar dos centros urbanos presente cada vez mais tóxico aos seres vivos. A concentração desses poluentes depende muito do clima, topografia, densidade populacional e do tipo de atividades das industriais locais (CHAMBERS, 1979; BRAGA *et al.*, 2005; SAVÓIA, 2013).

A resolução CONAMA Nº 3 de 28 de junho de 1990 define poluente atmosférico como “qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade” (CONAMA, 2009).

Particularmente, o material particulado (MP) é reconhecido como um dos principais poluentes de impactos negativos à saúde humana e, para estabelecer formas eficientes de seu controle é preciso conhecer suas fontes e composição (PANT, HARRISON, 2012).

Estudos sobre os efeitos da poluição urbana sobre a saúde humana vêm sendo desenvolvidos há bastante tempo (LOGAN, 1953; SOUZA *et al.*, 1998; MARTINS *et al.*, 2002). A associação entre poluição atmosférica e câncer foi relatada ainda na década de 30, e muitos estudos têm demonstrado que a incidência de câncer de pulmão é mais comum em áreas urbanas do que rurais (SELVIN *et al.*, 1987; BUFFLER *et al.*, 1988), contudo, fatores como tabagismo, condição nutricional, nível socioeconômico e exposição ocupacional, os chamados fatores de confusão, podem interferir nos resultados em ensaios e bioensaios que tentam comprovar essa relação (BALANSKY *et al.*, 1999; MACGREGOR *et al.*, 1997; MARTINS *et al.*, 2003; KUBIAK *et al.*, 1999).

A ação da poluição em humanos em seus mecanismos patogênicos pode ser predita por meio de bioensaios utilizando-se animais (MACCHIONE *et al.*, 1999; GOLDLESKI *et al.*, 2002; SALDIVA *et al.*, 2002), no entanto, apesar dos “fatores de confusão” serem eliminados e as características genéticas de idade da população e manutenção poderem ser controlados,

existe grande dificuldade de se manter os animais em campo quando se realizam experimentos de biomonitoramento *in situ*, sob tudo em estudos de longa duração. Com o objetivo de eliminar os fatores de confusão e problemas logísticos inerentes à experimentação com animais buscou-se o emprego de um novo modelo mais vantajoso para bioensaios de monitoramento ambiental.

Neste âmbito, bioindicadores vegetais passaram a ser utilizados no século XX a partir da década de 20 (RUSTON, 1921; THEWES *et al.*, 2011; SASAMORI *et al.*, 2012; COSTA *et al.*, 2012) por oferecerem vantagens como: cultivo de baixo custo, com ciclo curto, fácil manutenção, grande aplicabilidade, respostas rápidas e seguras, entre outras.

A utilização de plantas como bioindicadoras da qualidade do ar são bem aceitas pela comunidade científica, pois são organismos eucarióticos cuja complexidade genética é semelhante à do homem; apresentam complexa organização sistêmica, além de desenvolvimento embrionário com determinação, competência e hereditariedade celular (CONSTANTIN, 1982). As plantas têm a capacidade de absorver poluentes atmosféricos sendo altamente sensíveis em resposta a esses contaminantes o que as tornam apropriadas para avaliação de riscos a exposição de agentes mutagênicos (ENNERVER *et al.*, 1988).

Assim a utilização de bioindicadores é vista atualmente como uma alternativa para o monitoramento dos riscos causados a saúde humana pela poluição ambiental atmosférica (SANTOS *et al.*, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 2006; PERON *et al.*, 2006; MARIANI *et al.*, 2009; SAVÓIA *et al.*, 2009). A espécie mais utilizada no bioensaio Trad-MCN é a *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. “Purpurea” Boom, pois apresenta pequeno porte, fácil cultivo, ciclo curto, floresce o ano todo, sendo utilizada como ornamental em jardins e canteiros em várias cidades do Brasil. Essa espécie é considerada um indicador adequado para a presença de agentes mutagênicos no ambiente (BATALHA *et al.*, 1999; MA *et al.*, 1994; MEIRELES *et al.*, 2009; MIELLI *et al.*, 2009).

O município de Russas-CE localizado a 162 km da capital Fortaleza apresenta o maior número de indústrias cerâmicas do estado do Ceará, cerca de 90 empresas, as quais detêm 78% da produção de telhas do estado (APL, 2008). Em tempo, após a consolidação do setor cerâmico o crescimento demográfico de seu centro urbano acarretou na incorporação das indústrias cerâmicas a este espaço, trazendo-as da zona rural para zona urbana do município.

Nas ultimas décadas as cerâmicas vêm causando diversos impactos ambientais ao município de Russas, dentre os quais se podem relatar: i) a extração desordenada, indevida ou não fiscalizada da argila, matéria-prima principal para fabricação dos artefatos cerâmicos; ii) a obtenção de lenha para queima dos fornos, de procedência da poda de limpeza dos cajueiros ou do desmatamento de áreas da Caatinga e iii) emissões de gases poluentes associados a uma

fuligem preta que ocasiona grandes transtornos a população e contribui para o agravamento das doenças respiratórias nas comunidades.

Diante desse cenário percebe-se que as indústrias cerâmicas em Russas/CE tendem a contribuir positivamente para o risco à saúde ambiental de sua população, pois o município não apresenta uma política ambiental rígida, quanto à liberação dos resíduos gasosos poluentes das cerâmicas para a atmosfera, dentre outros procedimentos que contribuem para um forte impacto ambiental causado por essa atividade industrial. A população muitas vezes desconhece a origem da significativa frequência das doenças respiratórias que a acometem, as quais podem trazer prejuízos posteriores à sua saúde individual, bem como a saúde coletiva.

Assim o presente estudo tem como objetivo geral realizar uma avaliação da qualidade do ar associada à presença de material particulado, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e metais pesados decorrentes das emissões das indústrias cerâmicas no centro urbano do Município de Russas-CE.

Como objetivos específicos relatam-se:

- Correlacionar os níveis de material particulado fino (MP_{10} e $MP_{2,5}$) nas amostras coletadas no centro urbano do município de Russas com os parâmetros nacionais e internacionais das legislações ambientais vigentes;
- Avaliar as concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) presentes nas amostras de material particulado ($MP_{2,5}$) coletado;
- Identificar as concentrações de metais pesados presentes no material particulado ($MP_{2,5}$) coletado no centro urbano do município de Russas;
- Realizar biomonitoramento no centro urbano do município de Russas/CE nas proximidades de indústrias cerâmicas, utilizando a espécie vegetal *Tradescantia pallida*;
- Associar a frequência de micronúcleos segundo o bioensaio Trad-MCN (efeito genotóxico) às emissões gasosas das indústrias cerâmicas no centro urbano do município de Russas;
- Relacionar a influência dos parâmetros atmosféricos de temperatura, umidade relativa do ar, insolação, direção e velocidade dos ventos e precipitação com os níveis de poluentes identificados na área em estudo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Poluição do ar

O uso básico do recurso ar é manter a vida e todos os demais usos se sujeitam a manutenção de uma qualidade de ar que não degradará, aguda ou cronicamente, a saúde ou bem-estar humano. Segundo Braga (2005), a poluição atmosférica existe quando o ar contém uma ou mais substâncias químicas em concentrações suficientes para causar danos em seres humanos, animais, em vegetais ou em materiais. Do ponto de vista espacial as fontes de poluição podem ser classificadas em móveis (veículos automotores, por exemplo) e estacionárias (chaminés das indústrias, por exemplo).

Conhecer as principais fontes de poluição é fundamental, uma vez que o enfoque de tratamento do problema é diferente em cada caso (Braga, 2005). Quanto à dimensão da área atingida pelo problema, esta pode ser caracterizada de duas maneiras: global que envolve toda a ecosfera, exigindo esforço mundial para enfrentá-los e o local que dizem respeito a problemas de uma região relativamente pequena.

Os poluentes atmosféricos, contudo, não afetam apenas humanos, uma vez que diversos estudos mostram que extratos de ar coletados, em ambientes urbanos, induzem danos genéticos em animais, plantas e bactérias (MA *et al.*, 1994; BATALHA *et al.*, 1999; GUIMARÃES *et al.*, 2000; GOMES *et al.*, 2002; MONARCA *et al.*, 2002; ISIDORI *et al.*, 2003; SIZENANDO *et al.*, 2009, SANTOS *et al.*, 2015).

Os efeitos da poluição urbana sobre a saúde humana vêm sendo estudados desde longa data e estudos epidemiológicos têm sistematicamente apontado para os prejuízos à saúde humana decorrentes da contaminação do ar atmosférico, como infecções respiratórias, disfunções cardiovasculares, alergias e câncer de pulmão (BRAUER *et al.*, 2002; BRUNEKREEF *et al.*, 2002; PEREIRA *et al.*, 2002; FERNÁNDEZ *et al.*, 2013).

2.2 Os poluentes atmosféricos e o risco a saúde humana

A poluição do ar tem sido um tema extensivamente pesquisado nas últimas décadas e caracteriza-se como um fator de grande importância na busca da preservação do meio ambiente e na implementação de um desenvolvimento sustentável, pois seus efeitos afetam de diversas formas os materiais, os ecossistemas e, principalmente, a saúde humana até mesmo quando em níveis considerados seguros pela legislação ambiental. O ar poluído é uma mistura

de partículas de material particulado e gases que são emitidos para a atmosfera principalmente por indústrias, veículos automotivos, termoeletricas, queima de biomassa e de combustíveis fósseis (FERNANDES *et al.*, 2010). Diversos mecanismos têm sido sugeridos para explicar os efeitos adversos dos poluentes aéreos (CASTRO *et al.*, 2003; BAKONYI *et al.*, 2004; ARBEX *et al.*, 2012).

Segundo Freitas *et al.* (2004) foram detectadas associações entre níveis diários de poluentes atmosféricos e mortes em idosos e internações por doenças respiratórias na infância, internações e mortes por doenças cardiovasculares, e também mortes fetais tardias. Os efeitos à saúde causados por poluentes atmosféricos podem variar desde mudanças bioquímica e fisiológica a episódios de sinusite, hipertensão, ardência nos olhos, estresse, escamação da pele, perda dos sentidos, dificuldade de respirar, tosse e agravamento de doenças respiratórias e cardíacas preexistentes, entre outros. Esses efeitos podem resultar no aumento do uso de medicação e visitas ao médico, mais admissões em hospital e mortes prematuras (HECS *et al.*, 2001).

O conhecimento científico dos efeitos da poluição do ar na saúde inclui os efeitos nas crianças e jovens, tem aumentado na última década. As crianças têm maiores contatos a poluentes atmosféricos em comparação com os adultos por causa da maior exposição a ambientes ventilados e a níveis mais altos de atividade física (PLUNKETT *et al.*, 1992).

Poluentes atmosféricos (ozônio, dióxido de enxofre, partículas em suspensão, dióxido de nitrogênio) têm efeitos nocivos e respiratórios em crianças e adultos, incluindo aumento da doença do trato respiratório, o agravamento da asma, e redução da função pulmonar (ATS, 1996a,b; OSTRO *et al.*, 2001; YU *et al.*, 2000; LEONARDI *et al.*, 2002; HAJAT *et al.*, 1999; OFTEDAL *et al.*, 2008; ROSA *et al.*, 2008).

Em adultos, a poluição do ar por partículas está associada com problemas respiratórios e internações hospitalares por problemas cardiovasculares e a mortalidade cardiovascular (DOCKERY, 2001) e câncer de pulmão (POPE *et al.*, 2002). A poluição atmosférica também tem efeitos indiretos sobre indicadores de saúde, tais como a utilização dos cuidados de saúde e faltas escolares (BATES, 1995; ATS, 1996a,b; TIMONEN *et al.*, 2002; TABAKU *et al.*, 2011).

Diversas pesquisas estão sendo desenvolvidas com aplicações de diferentes métodos para tentar isolar o máximo possível o fator “poluição” das demais fontes difusas causadoras de doenças respiratórias (CHAUHAN *et al.*, 2003). Apesar de esses fatores influenciarem no contexto, as pesquisas têm buscado mostrar a estreita relação entre os problemas respiratórios e a poluição atmosférica. Em função disso, muitos estudos têm se

direcionado a populações específicas, como crianças e jovens, pois se acredita que estas estão expostas a um maior número de agentes agressores com tendências a quadros mais agudos que crônicos; sendo, portanto mais susceptíveis a mudanças nas concentrações de poluentes da atmosfera. Os idosos, população igualmente susceptível, também são foco de estudo, porém há que se considerar uma maior possibilidade de exposição desse grupo a outros agentes desencadeantes de problemas respiratórios (GIODA *et al.*, 2006).

Alguns estudos examinaram a associação entre respiratório adverso à saúde do trato respiratório e tráfego urbano (DELFINO, 2002). Complicações no trato respiratório como respiração ofegante, tosse crônica e asma, atigem principalmente crianças que moram próximas a zonas de altas concentrações de tráfegos (DELFINO, 2002; EDWARDS *et al.*, 1994; VAN VLIET *et al.*, 1997; BRUNEKREEF *et al.*, 1997; CICCONE *et al.*, 1998; ARBEX *et al.*, 2012). Outros pesquisadores correlacionaram a presença de cânceres pulmonares na infância à proximidade com o tráfego urbano (FEYCHTING *et al.*, 1998; PEARSON *et al.*, 2000; RAASCHOU-NIELSEN *et al.*, 2001; TABAKU *et al.*, 2011; HAJAT *et al.*, 2013).

2.3 Queima da biomassa e seus efeitos a saúde

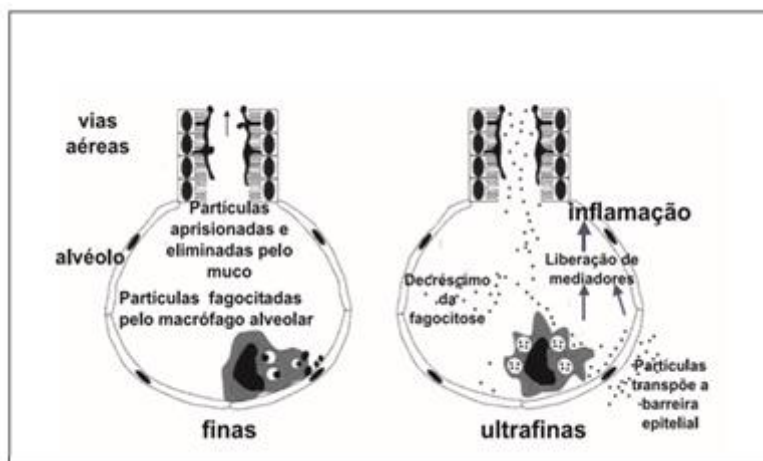
O uso da queima da biomassa por ser um recurso renovável, abundante e de baixo custo se torna atrativo para as indústrias como fonte de energia, podendo substituir os combustíveis fósseis em diversas aplicações. A biomassa é uma importante fonte de energia doméstica para metade da população do mundo; visto que 90% das regiões rurais dos países em desenvolvimento utilizam energia derivada de madeira, carvão, excrementos de animais e resíduos agrícolas (WHO, 2000).

Uma grande preocupação com a combustão de biomassa é a emissão de partículas (MP) na atmosfera. Estudos demonstraram que materiais particulados (MP) obtidos durante um período de colheita de cana de açúcar apresentam potencial mutagênico e podem induzir alterações significativas na histologia da mecânica pulmonar e alterações nos pulmões em camundongos (MAZZOLLI-ROCHA *et al.*, 2008, UMBUZEIRO *et al.*, 2008). Sendo este o caso, estudos de avaliação do potencial mutagênico são necessários para ajudar a avaliar o risco das populações expostas. Embora a queima de biomassa em ambientes internos tenha sido associada ao desenvolvimento de câncer de pulmão (SMITH; LIU, 1993) e câncer de laringe (CLIFFORD, 1972), pouco são conhecidos os efeitos da queima de biomassa ao ar livre, provavelmente porque os ambientes apresentam níveis distintos de poluição dependendo da geração de incêndios esporádicos, uma exigência que não é propícia para a realização de

estudos de população em grande escala por longos períodos de tempo. Na verdade, a maioria do conhecimento sobre o risco de câncer e potencial mutagênico de poluição ambiental de partícula advém de estudos sobre emissões de combustíveis fósseis e seus derivados (BERNSTEIN *et al.*, 2004; BUSCHINI *et al.*, 2001).

A queima da biomassa emite vários poluentes atmosféricos, especialmente material particulado (MP) e uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos. As partículas finas (MP_{2,5}) e ultra finas ($\leq 1,0$), conforme a Figura 1, são potencialmente prejudiciais à saúde e podem afetar as vias respiratórias inferiores, atingindo os alvéolos pulmonares. Estas partículas estão relacionadas com efeitos genotóxicos em determinados eventos, aumento nos números de internações hospitalares e visitas ambulatoriais e mortalidade por doenças cardiovasculares e respiratórias (ALVES *et al.*, 2011; ANDRÉ *et al.*, 2012; DE OLIVEIRA *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2012). Nos trópicos a biomassa queimada introduz na atmosfera compostos que podem ser prejudiciais para a saúde das pessoas devido às suas propriedades carcinogênicas ou mutagênicas (CICCIOLI *et al.*, 1996; UMBUZEIRO *et al.*, 2008).

Figura 1 – Representação dos efeitos ao sistema respiratório após exposição a partículas ultrafinas (direita) quando comparado com a exposição a partículas finas (esquerda).



Fonte: ABERX *et al.* (2004).

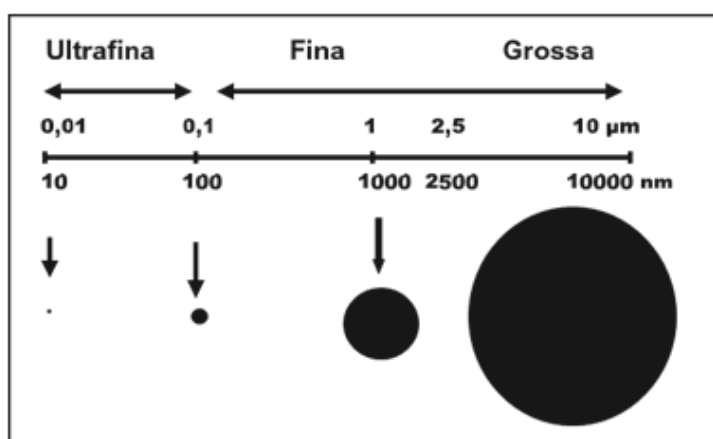
As substâncias lançadas na atmosfera a partir da combustão de biomassa podem atuar como poluentes, irritantes ou compostos cancerígenos (TORRES-DUQUE *et al.*, 2008). As emissões em geral podem ser decorrentes de processos de combustão completa e combustão incompleta. Um processo de combustão completa ocorre quando todos os componentes da biomassa reagem com quantidade suficiente de oxigênio do ar. Uma combustão incompleta do combustível resulta de uma falta total de O₂, uma mistura insuficiente de ar e combustível na

câmara de combustão, uma combustão de baixa temperatura ou um curto tempo de queima. Os componentes emitidos para a atmosfera como consequência da combustão incompleta incluem CO, compostos orgânicos voláteis (VOCs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), MP, amônia, entre outras substâncias (ABERX *et al.*, 2004).

2.4 Material particulado e compostos inorgânicos

Segundo a Organização Mundial da Saúde o material particulado afeta mais pessoas do que qualquer outro poluente (WHO, 2014). Os principais componentes dos materiais particulados são os sulfatos, nitratos, cloreto de sódio, carbono, pó mineral e água, sendo representados por uma mistura complexa de partículas sólidas e líquidas de substâncias orgânicas e inorgânicas em suspensão no ar. A maioria das partículas prejudiciais à saúde são aquelas com um diâmetro de 10 microns ou menos (MP₁₀), conforme apresentado na Figura 2, as quais podem penetrar e se depositar dentro dos pulmões. A exposição crônica a partículas contribui para o risco de desenvolvimento de doenças cardiovasculares, respiratórias, assim como de cancro do pulmão (WHO, 2014a).

Figura 2 – Representação dos materiais particulados com destaque para as partículas finas e ultrafinas.



Fonte: Adaptado de ABERX *et al.* (2004).

As substâncias inorgânicas são elementos (metais) ou compostos químicos (sais, óxidos) que ocorrem naturalmente na natureza, e diferentemente da maioria dos poluentes orgânicos, uma vez lançados no ambiente, os metais não podem ser degradados ou decompostos em formas menos tóxicas (BARROCAS, 2013). A expressão "metais pesados", mesmo sendo

comumente usada, não é muito bem definida, podendo-se utilizar como sinônimos: "metais-traço", "elementos-traço", "micronutrientes" e "microelementos" entre outros, haja visto que os mesmos estão presentes em concentrações diminutas no meio (ppbs). Em geral, designa-se metal pesado o grupo de elementos que ocorrem em sistemas naturais em pequenas concentrações e apresentam densidade igual ou acima de 5 g.cm^{-3} , ou elementos que se encontram em concentrações inferiores a $100 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ na crosta terrestre, e também elementos que possuem número atômico maior do que 23 (DUARTE; PASQUAL, 2000).

Os metais pesados podem ser encontrados em todos os compartimentos do ecossistema, nunca se esgotam e sempre existiram no planeta sendo oriundos de fontes naturais e/ou antrópicas como: intemperismo de rochas, deposição atmosférica, lançamentos de efluentes urbanos, industriais e agrícolas, além da lixiviação de resíduos contaminados, sendo a mineração e a purificação de minérios dois dos grandes causadores da sua disseminação mundial (PASCALICCHIO, 2002). Esses elementos-traço em altas concentrações no meio ambiente constituem um grave problema ambiental devido aos seus efeitos nocivos nos organismos, como alta toxicidade, capacidade de bioacumulação e potencialidade de induzir danos ao material genético, genotoxicidade, mutagenicidade e carcinogenicidade (AGOSTINI; WAJNTAL, 1993; PARAÍBA, 2006; PRÁ *et al.*, 2006; SÁNCHEZ-CHARDI *et al.*, 2008).

2.5 Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

Diversos estudos têm pesquisado o comportamento dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) em áreas urbanas, como no Brasil (DALLAROSA *et al.*, 2005a,b; DELGADO-SABORIT *et al.*, 2011; CRISTALE *et al.*, 2012), Índia (KUMAR *et al.*, 2014), Estados Unidos (DACHS *et al.*, 2002; PARK *et al.*, 2001; POBRES *et al.*, 2004), Itália (CARICCHIA *et al.*, 1999), Bélgica (ROSA *et al.*, 2006), Alemanha (SCHNELLE-KREIS *et al.*, 2005), Suécia (WINGFORS *et al.*, 2001), Grécia (MANTIS *et al.*, 2005; KHARILAOS *et al.*, 2007), Inglaterra (PONGPIACHAN, 2006), República Tcheca (MILENA *et al.*, 2004), Argélia (YASSAA *et al.*, 2001a, b), Austrália (BARTKOW *et al.*, 2004; LIM *et al.*, 2005), Taiwan (FANG *et al.*, 2005; TSAI *et al.*, 2002; YANG *et al.*, 2006), Tailândia (PONGPIACHAN, 2013a,b), China (BI *et al.*, 2002; TAN *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2006), Hong Kong (GUO *et al.*, 2003) e Singapura (KARTHIKEYAN *et al.*, 2006).

HPAs são categorizados como um grupo de poluentes orgânicos persistentes (POPs), constituído de dois a oito anéis de benzeno aromáticos fundidos produzidos principalmente durante a combustão incompleta de matéria orgânica, podendo ser lançados de

fontes antropogênicas e natural (OKUDA *et al.*, 2010; MA *et al.*, 2010; SLEZAKOVA *et al.*, 2013). Diversos estudos (LIAO *et al.*, 2011; MATSUI, 2008; WICKRAMASINGHE *et al.*, 2012) têm evidenciando a ligação entre os efeitos genotóxicos de HPAs (por exemplo, câncer, endócrina e efeitos reprodutivos e de desenvolvimento) e impactos nocivos para a saúde humana.

HPAs bem como seus derivados nitrados e oxigenados, têm ampla distribuição e são encontrados como constituintes de misturas complexas em todos os compartimentos ambientais. De maneira geral ambos estão associados ao aumento da incidência de diversos tipos de cânceres no homem (NETTO *et al.*, 2000).

Os efeitos dos HPAs constituem uma ameaça potencial para a saúde de toda a população. No entanto, alguns grupos populacionais, como, por exemplo, aqueles constituídos por pessoas que residem ou trabalham em ambientes diretamente influenciados por estas fontes, estão submetidos a um risco maior (NETTO *et al.*, 2000). Os HPAs estão presentes na atmosfera tanto associados ao material particulado em suspensão (fase particulada) como também na fase gasosa, e dependendo de suas características físico-químicas, incorporados às partículas carbonáceas também geradas durante o processo de combustão. A incorporação dos HPAs ao material particulado em suspensão tem sido explicada por mecanismo de adsorção e por condensação simples (BAEK *et al.*, 1991).

Devido aos efeitos nocivos a exposição aos HPAs sobre o organismo humano fez com que especial atenção fosse dada ao desenvolvimento e aprimoramento de metodologias analíticas hábeis para identificação e determinação da concentração absorvida (dose interna), da concentração presente nos sítios de ação biológica críticos (dose biológica efetiva) assim como de quaisquer efeitos precoces. Em todos os casos, a variabilidade da composição das misturas, a complexidade das amostras e as baixas concentrações que, em geral, são observadas, exigem a utilização de métodos analíticos altamente seletivos e de elevada sensibilidade (Netto *et al.*, 2000).

Em virtude de suas propriedades físico-químicas e da grande distribuição ambiental, o risco de contaminação humana por estas substâncias é significativo. De fato, devido ao seu caráter lipofílico, HPAs e seus derivados podem ser absorvidos pela pele, por ingestão ou por inalação, sendo rapidamente distribuídos pelo organismo (Netto *et al.*, 2000).

Atualmente, pesquisas da Agência Internacional de Estudo do Câncer (IARC) classificam alguns HPAs como carcinogênicos e/ou mutagênicos e/ou genotóxicos (Quadro 1).

Quadro 1 - Classificação dos HPAs quanto aos seus efeitos carcinogênicos, genotóxicos e mutagênicos.

HPAs	Carcinogenicidade	Genotoxicidade	Mutagenicidade
Fluoreno	I	L	-
Fenantreno	I	L	+
Antraceno	N	N	-
Fluoranteno	N	L	+
Pirene	N	L	+
Benzofluorenos	I	I	?
Benzofluorantenos	S	I	+
Ciclopenta[cd]pireno	L	S	+
Benzo[a]antraceno	S	S	+
Criseno	L	L	+
Trifenileno	I	I	+
Benzo[e]pireno	I	L	+
Benzo[a]pireno	S	S	+
Perileno	I	I	+
Indeno[1,2,3-cd]pireno	S	I	+
Dibenzo[a,c]antraceno	L	S	+
Dibenzo[a,h]antraceno	S	S	+
Dibenzo[a,j]antraceno	L	I	+
Benzo[g,h,i]perileno	I	I	+
Antantreno	L	I	+
Coroneno	I	I	+
Dibenzo[a,e]fluoranteno	L	N	
Dibenzopirenos	S	I	+
2-nitronaftaleno	N	L	-
1-nitropireno	I	S	+
Dinitropireno			+

Dados disponíveis para a comprovação do efeito: S = suficientes; I = insuficientes; L = limitados; N = não carcinogênico. Genotoxicidade foi avaliada através dos testes de deterioração do DNA; aberração cromossômica, mutagenicidade (teste de Ames): + (positivo); - (negativo); ? (inconclusivo).

Fonte: Adaptado de Netto *et al.* (2000).

Compostos carcinogênicos são aqueles capazes de induzir um carcinoma, tumor maligno com tendência a produzir metástase (IARC, 2009). Evidências sobre a carcinogenicidade dos HPAs são indicadas principalmente por estudos de exposição ocupacional a misturas de HPAs resultantes de processos como a produção de coque, refinamento do petróleo, entre outros (EPA, 2000).

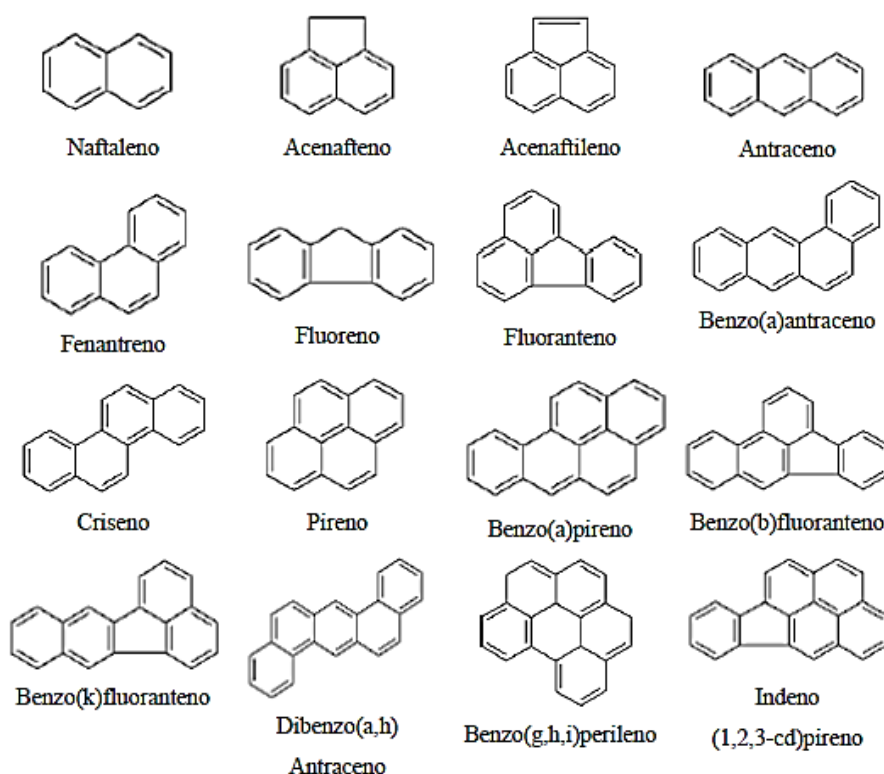
Compostos mutagênicos são capazes de induzir ou aumentar a frequência de mutação no cromossomo de um organismo e compostos genotóxicos são aqueles com capacidade de induzir alterações no material genético de organismos a eles expostos. Uma substância genotóxica é tóxica para o DNA. Ela pode se unir diretamente a ele ou atuar

indiretamente afetando as enzimas ligadas à sua replicação, levando a mutações que podem levar ao aparecimento de um câncer. No entanto, vale ressaltar que substâncias genotóxicas não são necessariamente cancerígenas.

Estudos *in vitro* mostram que o benzo[a]pireno induz danos em células procarióticas, eucarióticas e células de mamíferos produzindo efeitos genotóxicos variados, incluindo mutações genéticas em células somáticas, formação de adutos de DNA, síntese de DNA não programada, entre outras toxicidades dos HPAs (EPA, 2000).

É importante ressaltar que muitos desses compostos, ao serem metabolizados, podem dar origem a compostos mais tóxicos do que o original. Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental americana (US EPA) prioriza o monitoramento de 16 HPAs (Figura 3) baseado em suas características tóxicas, mutagênicas e carcinogênicas.

Figura 3 - Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) prioritários segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.



Fonte: Adaptado de EPA (1986).

2.6 Biomonitoramento da qualidade do ar

A utilização de bioindicadores vegetais para monitoramento da qualidade do ar tem sido amplamente utilizada em pesquisas (GRANT, 1994; GOMES *et al.*, 2002; ANDRADE-VIEIRA, 2011) em função de que algumas espécies apresentarem alta sensibilidade a poluentes atmosféricos, respondendo de forma positiva aos efeitos desses poluentes. Resultados encontrados em vários estudos mostram que o uso de plantas como ferramentas bioindicadoras proporciona uma alternativa eficaz no monitoramento da poluição atmosférica (CARRERAS, 2013; ALVES, 2011; SISENANDO, 2011; GUIMARÃES, 2000).

Segundo Pereira *et al.* (2013) monitorar e descobrir os riscos associados a contaminação desses poluentes atmosféricos e importantíssimos para prevenção de problemas tanto ambientais como também de saúde.

Sisenando *et al.* (2011) em estudos em Tangará da Serra, município produtor de cana de açúcar, mostrou que tanto os níveis de micronúcleos (MCN) quanto de poluentes atmosféricos encontrava-se associados a morbidade e mortalidade por doenças respiratórias na região do Sul da Amazônia. Os autores observaram que o aumento na frequência de MCN foi significativamente relacionado ao aumento da taxa de doenças respiratórias em crianças, sugerindo que a espécie *Tradescantia pallida* é um importante indicador biológico para ser incluso na avaliação da exposição de riscos humanos á exposição a agentes tóxicos emitidos por queima de biomassa.

De acordo com Alves (2001) e Carreras (2009), os vegetais são mais sensíveis aos efeitos da poluição atmosférica do que os animais, incluindo o homem e, portanto, estudos realizados sobre os efeitos dos poluentes em plantas apresenta eficiência na sua utilização nos programas de controle da poluição do ar. Várias espécies de organismos vegetais têm sido utilizadas como bioindicadores em programas de biomonitoramento da qualidade do ar. Bennett e Buchen (1995) relatam que centenas de espécies já foram utilizadas para este fim incluindo líquens, fungos, briófitas, gimnospermas e angiospermas. Os vegetais superiores são bastante utilizados por serem organismos eucarióticos, com complexidade genética similar do homem e por serem fáceis de serem cultivadas, mantidas e utilizadas nos estudos, em comparação a espécies indicadoras animais. Muitas plantas apresentam ciclos de vida curtos, o que permite uma avaliação dos efeitos causados por contaminações ambientais em curto prazo (ARNDT; SCHWEIGER, 1991).

As respostas das plantas bioindicadoras aos poluentes podem ser observadas tanto em nível macroscópico, através do aparecimento de cloroses, necroses, queda de folhas ou diminuição no seu crescimento, como pode ocorrer em nível genético, estrutural, fisiológico ou bioquímico, não sendo visualmente observadas (ELLENBERG, 1991). Além dessas respostas, podem ser detectados, também, efeitos clastogênicos da poluição. O clone híbrido 4430 de *Tradescantia* (*T. subcaulis* Bush x *T. hirsutiflora* Bush), por exemplo, tem sido muito utilizado para avaliar o efeito genotóxico de poluentes, pesticidas e herbicidas (MA, 1983, RODRIGUES *et al.*, 1997), através de bioensaios em que se observam mutações em pelos estaminais (bioensaio Trad-SH) e em células-mãe dos grãos de pólen na fase de tétrades (bioensaio Trad-MCN) (MA, 1981, RODRIGUES *et al.*, 1996, 1998).

A grande vantagem da utilização de clones de espécies bioindicadoras é a uniformidade genética obtida, que proporciona reduções na variabilidade das respostas e interpretação mais segura dos resultados.

2.6.1 Teste de micronúcleo em *Tradescantia pallida* (Trad-MCN)

O bioensaio Trad-MCN é considerado o mais sensível sistema de teste de mutagenicidade usando plantas para detectar poluentes ambientais genotóxicos. Este teste é frequentemente usado para detectar a genotoxicidade de amostras diferentes, especialmente as de origem atmosférica (CARVALHO-OLIVEIRA *et al.*, 2005; KLUMPP *et al.*, 2006; MIELLI *et al.*, 2009; MIŠÍK *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2013).

Plantas deste gênero são sensíveis em determinar substâncias químicas do ar, da água e do solo (MONARCA *et al.*, 2002). Os micronúcleos são definidos como estruturas resultantes de cromossomos inteiros ou de fragmentos cromossômicos que se perdem na divisão celular e, por isso, não são incluídas nos núcleos das células-filhas, permanecem no citoplasma das células interfásicas. Na telófase, essas estruturas são incluídas nas células-filhas e podem fundir-se com o núcleo principal ou formar um ou mais “núcleos” secundários menores no citoplasma – os micronúcleos, demonstrando a ocorrência tanto da quebra cromossômica (processos clastogênico) ou perda de um cromossomo inteiro do fuso celular (processo aneugênico) (EVANS, 1997).

O bioensaio Trad-MCN consiste em um conjunto de procedimentos de exposição de plantas do gênero *Tradescantia* a agentes contaminantes que culmina com a estimativa da frequência de micronúcleos em células-mãe dos grãos de pólen na fase de tétrades. Sua realização permite a determinação do potencial aneugênico e clastogênico de agentes físicos ou

químicos presentes no ambiente (MA, 1981). As investigações que utilizam o bioensaio Trad-MCN podem ser conduzidas com clones de *Tradescantia* produzidos para esta finalidade. Um dos clones amplamente utilizado é o híbrido 4430, um híbrido diplóide entre *T. hirsutiflora* e *T. subacaulis*. Este clone é, especialmente, adequado para experimentação em laboratório, pelo fato de ser estéril, não havendo risco de perder a identidade e pureza genética por recombinação (ICHIKAWA, 1992; RODRIGUES *et al.*, 1997), mas exige condições especiais de cultivo para crescimento e floração.

A *Tradescantia pallida* cv. *purpurea*, amplamente utilizada para ornamentação é tão eficiente como indicador no bioensaio Trad-MCN quanto os clones de *Tradescantia* desenvolvidos especialmente para essa finalidade (GUIMARÃES *et al.*, 2000). Deste modo, a utilização de *T. pallida* é importante em locais que não oferecem condições climáticas favoráveis ao desenvolvimento dos clones. Além disso, o uso de plantas que, normalmente, desenvolvem-se e florescem nas condições ambientais reduz o orçamento do estudo e minimiza o problema do ataque de pragas, uma vez que já estão biologicamente adaptadas (RODRIGUES *et al.*, 1997).

2.7 Legislações atmosféricas aplicáveis ao material particulado

A organização mundial da saúde determina diretrizes da qualidade do ar em todo mundo (WHO, 2014b) e recomenda valores restritivos de MP_{10} ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média anual) e $MP_{2,5}$ ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24 h e $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual) para exposição as populações. No entanto, estudos avaliando amostras de ar que estavam dentro dos limites estabelecidos no Brasil mostraram altas respostas mutagênicas, evidenciando a necessidade de rever os parâmetros nacionais (CORONAS *et al.*, 2009; VARGAS, 2003; VARGAS *et al.*, 2011).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) em sua Resolução No. 3, de 28 de junho de 1990 dispõe sobre a definição dos padrões de qualidade do Ar e no seu Art. 1º relata que são padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Em 1976, o Governo do Estado de São Paulo, através do Decreto Estadual no 8.468, regulamentou alguns padrões de qualidade do ar. Em 28/06/1990, esses padrões foram ampliados em âmbito nacional e transformados em resolução pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Essa resolução estabelece dois tipos de padrões de qualidade de ar:

I - Padrões Primários: as concentrações que, quando ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população exposta (pode-se entender como padrões máximos toleráveis).

II - Padrões Secundários: as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população humana, da fauna, da flora e do meio ambiente em geral.

A resolução 03/1990 do CONAMA também define que, a curto e médio prazo, os padrões primários devem ser os desejados, e que, em longo prazo, os padrões secundários devem ser objetivados. Os principais poluentes inseridos nesta resolução são: as partículas totais em suspensão - PTS (partículas com mais de 100 µm de diâmetro), dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de carbono (CO), ozônio (O₃), fumaça (fuligem), partículas inaláveis (MP₁₀, partículas com diâmetro inferior a 100 µm) e dióxido de nitrogênio (NO₂) (Tabela 2).

Os poluentes primários são aqueles lançados diretamente no ar. São exemplos desse tipo de poluente o dióxido de enxofre (SO₂), os óxidos de nitrogênio (NO_x), o monóxido de carbono (CO) e alguns particulados, como a poeira. Os secundários formam-se na atmosfera por meio de reações que ocorrem em razão da presença de certas substâncias químicas e de determinadas condições físicas. Por exemplo, o SO₃ formado pela reação entre o SO₂ e O₂ no ar, o qual reage com o vapor de água para produzir o ácido sulfúrico (H₂SO₄), que precipita originando a chamada “chuva ácida” (BRAGA *et al.*, 2005).

Atualmente o estado do Ceará não dispõe de nenhuma legislação a nível estadual que estabeleça padrões de emissão de material particulado na atmosférica. No Quadro 2 apresentam-se as principais entidades mundiais, que estabelecem os valores máximos permitidos de emissão de material particulado na atmosfera.

Quadro 2 - Padrões de qualidade do ar para a presença de materiais particulados segundo diferentes órgãos governamentais pelo mundo.

	Poluente	Concentração (µg/m ³)		Tempo de exposição
		Primária	Secundária	
WHO	PM _{2,5}	25 µg/m ³	25 µg/m ³	24 horas
	PM ₁₀	50 µg/m ³	50 µg/m ³	24 horas
EEA	PM ₁₀	50 µg/m ³	50 µg/m ³	24 horas
EPA	PM _{2,5}	35 µg/m ³	35 µg/m ³	24 horas
	PM ₁₀	150 µg/m ³	150 µg/m ³	24 horas
CONAMA	PM _{2,5} /PM ₁₀	-	150 µg/m ³	24 horas

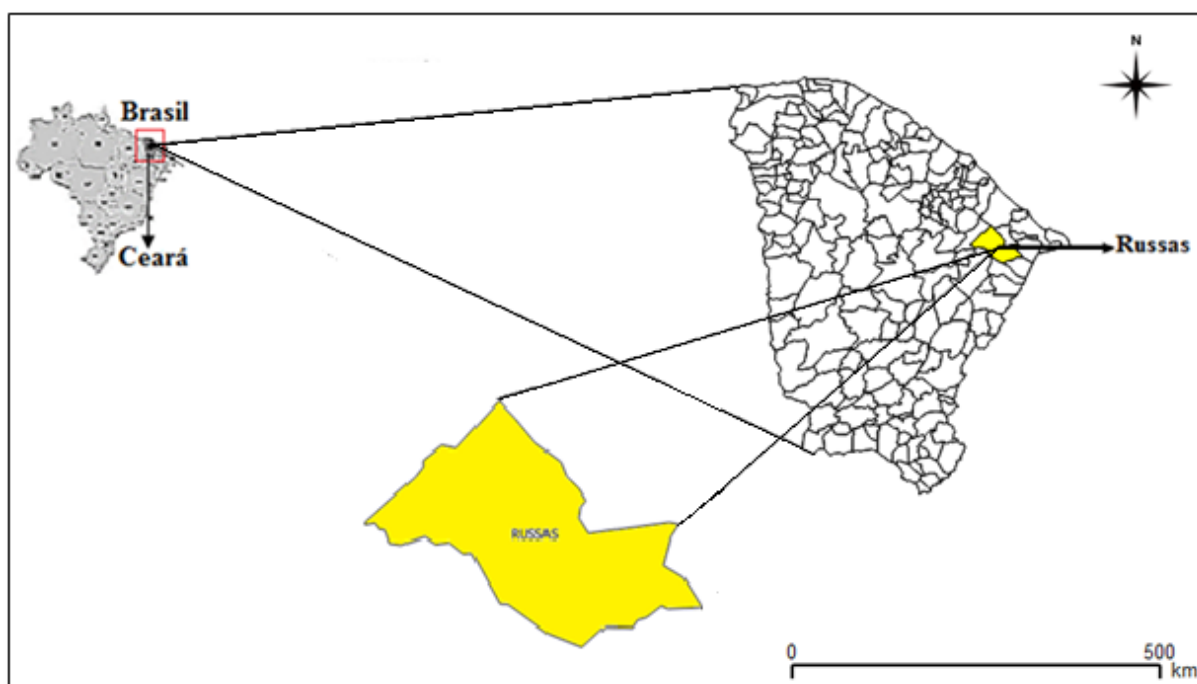
WHO = World Health Organization; EEA = European Environmental Agency; EPA = United States Environmental Protection Agency (USEPA); CONAMA = Conselho Nacional do Meio Ambiente.
Fonte: Adaptado de ARBEX (2001).

3. METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

O município de Russas está localizado a 162 km da cidade de Fortaleza, capital do estado do Ceará, Figura 4 (IBGE, 2011). Russas situa-se mais precisamente no coração do baixo Vale do Jaguaribe às margens da BR 116 e possui uma população estimada de 75.018.000 habitantes, dos quais 44.952 habitantes residem no centro urbano do município, apresenta uma área de 1588,11 km². A cidade tem como limites os municípios de Jaguaruana, Morada Nova, Palhano, Quixeré e Limoeiro do Norte e dista 60 km do município de Aracati e 80 km da cidade de Mossoró, Rio Grande do Norte. A economia do município está solidificada na agropecuária, no comércio, na agricultura familiar e nas indústrias calçadista e ceramista existentes na região. O município tem seu território dividido em seis distritos: Russas, Bonhu, Flores, Lagoa Grande, Peixe e São João de Deus.

Figura 4 - Localização do Município de Russas no estado do Ceará.

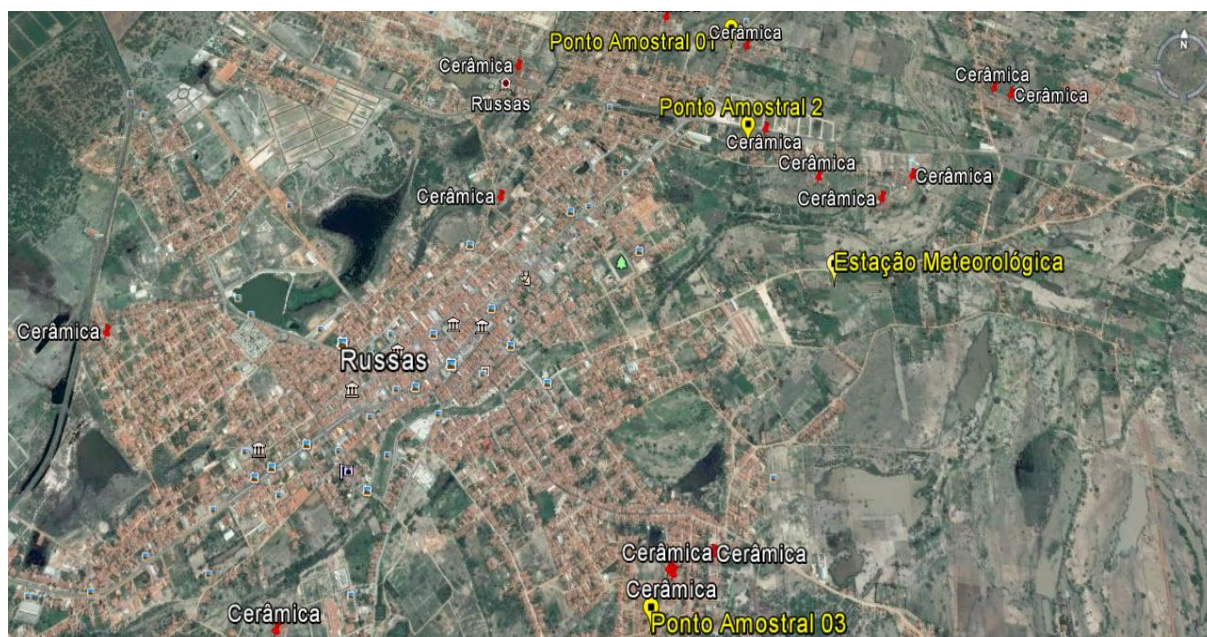


Fonte: Autor (2015).

3.1.1 Pontos amostrais

Os sítios de monitoramento e estação meteorológica para registro dos parâmetros climáticos na área em estudo foram localizados em ambientes próximos às 22 indústrias de cerâmica situadas no centro urbano no município de Russas. Os pontos amostrais selecionados foram: Ponto 01 – Bairro Várzea Alegre (Latitude: - 4°55'29.24"S e Longitude: 37°57'41.41"O); Ponto 02 – Bairro Vila Ramalho (Latitude: 4°55'47.25"S e Longitude: 37°57'39.11"O) e Ponto 03 - Bairro Vila Matoso (Latitude: 4°56'58.17"S e Longitude: 37°57'55.20"O). A localização espacial destes pontos amostrais foi realizada utilizando o software Google Earth, Figura 5.

Figura 5 - Localização dos pontos amostrais (marcadores em amarelo) e das indústrias cerâmicas (marcadores em vermelho) no centro urbano do município de Russas/CE em 2014.



Fonte: Acesso dia 01 de julho de 2015 a partir de Google Earth.

O ponto amostral 1 localizado no bairro Várzea Alegre no município de Russas, apresenta uma população residente de 4.027 habitantes (IBGE, 2010), fica próximo a uma avenida não pavimentada com alto fluxo de veículos de pequeno e grande porte em suas proximidades existem 03 indústrias cerâmicas que constantemente utilizam seus fornos intermitentes à lenha e emitem grande quantidade de fumaça e material particulado na atmosfera (Figura 6).

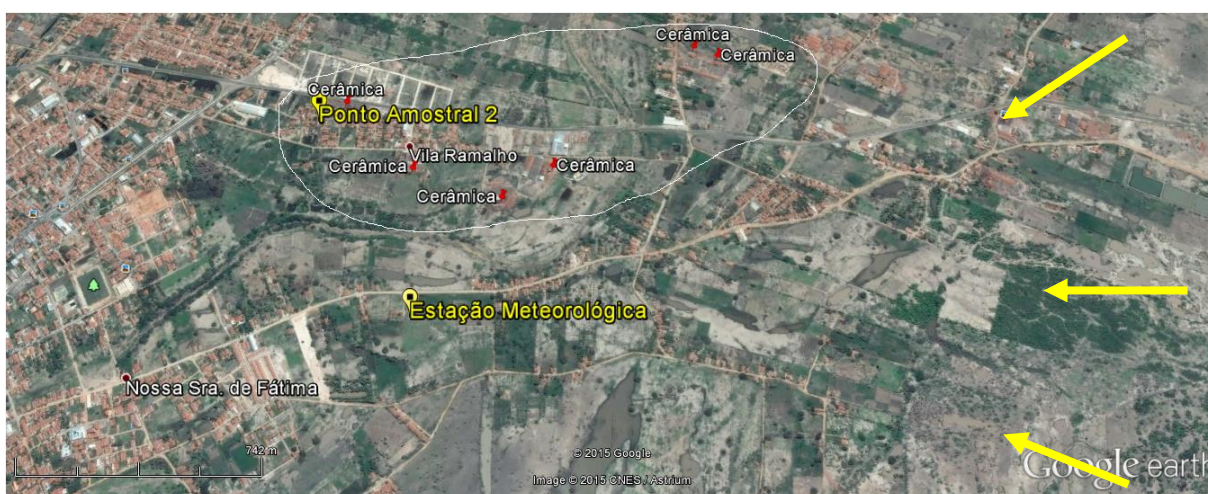
Figura 6 - Localização do ponto amostral 1 no Bairro Várzea Alegre, centro urbano do município de Russas/CE, 2014.



Fonte: Acesso dia 01 de julho de 2015 a partir de Google Earth.

O ponto amostral 2 está localizado bairro Vila Ramalho, próximo a Avenida Ramalho e a Rodovia CE-356 com fluxo intenso de veículos leves e pesados. Esse ponto amostral apresenta uma população residente de 904 habitantes (IBGE, 2010), ruas sem pavimentação, poucos pontos comerciais, e 06 indústrias cerâmicas em plena atividade diária (Figura 7), sendo escolhido para o monitoramento dos diversos poluentes químicos em estudo (material particulado - MP_{10} e $MP_{2,5}$, HPAs e metais).

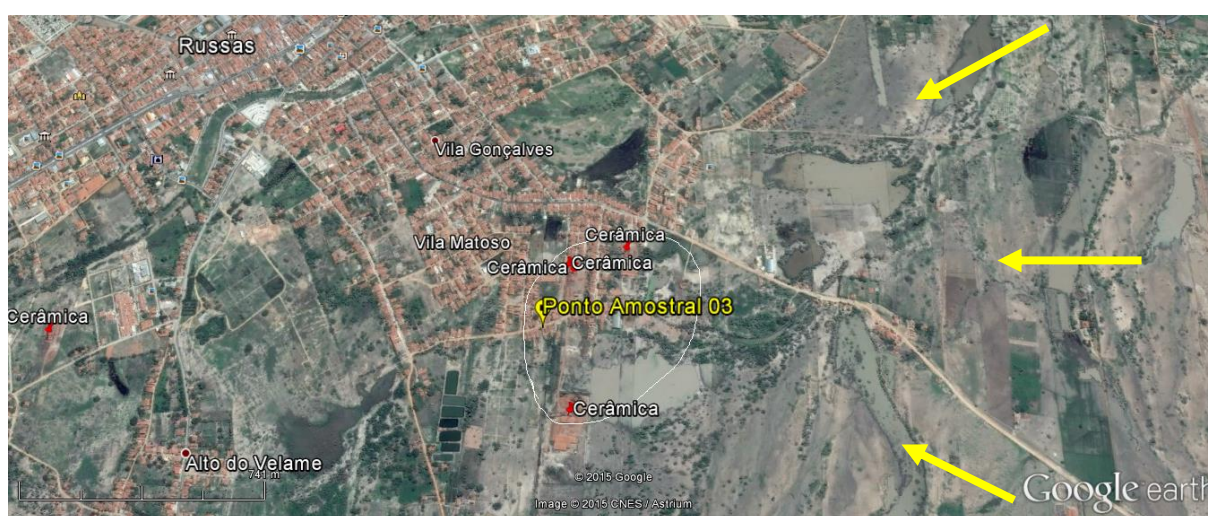
Figura 7- Localização do ponto amostral 2 no bairro Vila Ramalho, centro urbano do município de Russas/CE, 2014.



Fonte: Acesso dia 01 de julho de 2015 a partir de Google Earth®.

O ponto 3 está situado no bairro Vila Matoso, apresenta uma população residente de 3.787 habitantes (IBGE, 2010), situado ao sul do município e sua localização é próxima a 03 indústrias de cerâmica vermelha que apresentam funcionamento regular. A rua escolhida para o estudo não é pavimentada e apresenta um intenso fluxo de veículos de grande porte que fazem transporte de argila utilizada na fabricação de tijolos e telhas, além do escoamento da produção industrial (Figura 8).

Figura 8 - Localização do ponto amostral 3 no Bairro Vila Matoso, centro urbano do município de Russas/CE, 2014.

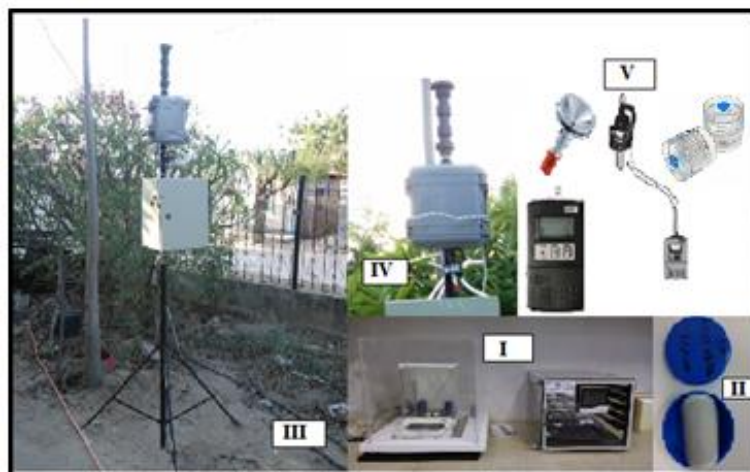


Fonte: Acesso dia 01 de julho de 2015 a partir de Google Earth.

3.2 Amostragem do material particulado

Um sistema MiniVol da AirMetrics, pertencente ao Laboratório de Energias Renováveis e Conforto Ambiental (LERCA) do IFCE que opera em vazões de 3 a 10 L/min de ar foi utilizado na coleta das partículas inaláveis com diâmetro inferior a $2,5\ \mu\text{m}$ ($\text{MP}_{2,5}$) e duas bombas AirCheck modelo XR5000 da SKC operando em vazões entre 2 e 5 L/min foram empregadas na coleta do material particulado de fração $4\text{-}10\ \mu\text{m}$ (MP_{10}) e *black carbon* (BC) (Figura 9). O MiniVol é um equipamento de uso certificado na amostragem de particulados atmosféricos (BALDAUF *et al.*, 2001; SAFAR; LABIB, 2010; TAO *et al.*, 2013) que utiliza o princípio impactação/filtração para coleta de particulados com tamanhos aerodinâmicos entre as partículas totais (PTS) e as partículas inaláveis até $2,5\ \mu\text{m}$ ($\text{MP}_{2,5}$).

Figura 9 - Aparato instrumental utilizado na coleta do material particulado neste estudo.



(I) balança analítica e câmara dessecadora, (II) Filtro de PTFE usado no MiniVol, (III) suporte tripé para fixação dos amostradores, (IV) Amostrador MiniVol para coleta de $MP_{2,5}$ e (V) ciclone de alumínio acoplado a uma bomba Air Chek XR5000 para coleta de MP_{10} .

Fonte: Autor (2015).

O sistema MiniVol usado na coleta de $MP_{2,5}$ foi ajustado para uma vazão de $5 \pm 0,5$ L/min, enquanto uma bomba AirCheck foi ajustada a $2,5 \pm 0,5$ L/min para coleta de MP_{10} e outra a $2,0 \pm 0,5$ L/min para coleta de *black carbon* (BC). As vazões foram ajustadas com auxílio de um medidor de vazão defender 500. Membranas em politetrafluoretileno (PTFE) da Unifil (47 mm de diâmetro e $0,45 \mu\text{m}$ de poro) foram empregadas na amostragem dos MP_{10} e $MP_{2,5}$ e membranas em celulose da J Prolab com 80 g/m^2 de gramatura e 5,5 cm de diâmetro (equivalente ao filtro Whatman nº 01) foram utilizadas na determinação do *black carbon*. Cassetes em acrílico com suporte (PAD) em malha fina de aço inox acoplados as bombas AirCheck foram empregados em todos os aparatos de amostragem.

Particularmente para o monitoramento do material particulado e demais poluentes de interesse as coletas foram realizadas somente no ponto amostral 2 (Vila Ramalho) onde se observam condições mais intensas de emissão dos poluentes atmosféricos, principalmente associadas ao tráfego intenso de veículos (leves e pesados) e a maior densidade de indústrias cerâmicas.

3.3 Análises gravimétricas

A avaliação da concentração ($\mu\text{g/m}^3$) do material particulado (MP_{10} e $MP_{2,5}$) foi realizada por gravimetria utilizando as membranas pesadas antes e depois da amostragem, sendo utilizado para tanto uma balança analítica Shimadzu modelo AUW220D com precisão

de $\pm 0,01$ mg. A concentração do material particulado foi determinada a partir da razão entre a massa de sólidos e o volume de ar amostrado, conforme apresentado na Equação 1.

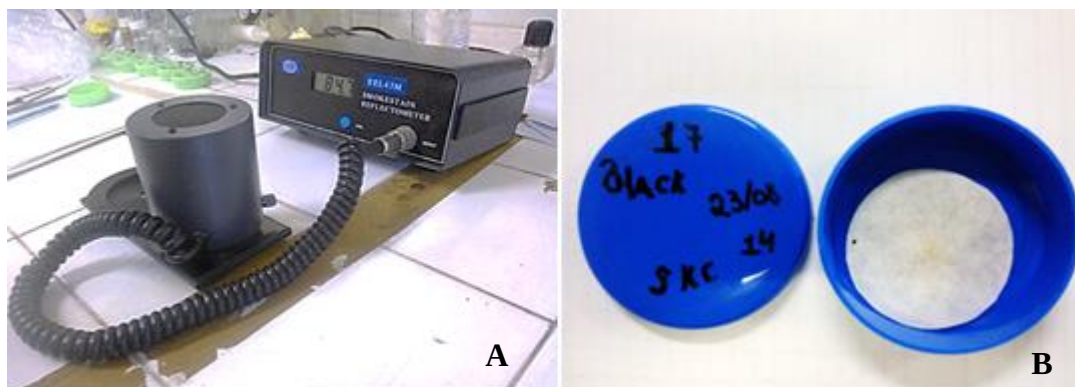
$$MP \text{ (g/m}^3\text{)} = \frac{(m_f - m_i) \times 10^6}{V} \quad (1)$$

Onde: m_f é a massa final do filtro em gramas (após a coleta); m_i é a massa inicial do filtro em gramas (antes da coleta), V é o volume do ar amostrado e 10^6 é o fator de conversão de gramas para microgramas. (ABNT, 1997)

3.4 Análise de reflectância

A análise de refletância foi utilizada para determinar a concentração de *black carbon* presente nas membranas de celulose (CASTANHO, 1999; ECHALAR *et al.*, 1998). A técnica de medida de *black carbon* por refletância baseia-se na de alta absorção de luz na região do visível para esse material. Para a determinação foi utilizado um refletômetro Smoke Stain Refletometer Diffusion System modelo M43D (Figura 10). Neste equipamento o filtro ou membrana é apoiado em um suporte e iluminado por uma lâmpada de tungstênio e a luz refletida é então detectada por um foto sensor. Quanto menor a intensidade da luz refletida maior é a quantidade de *black carbon* presente na amostra, pois este estaria absorvendo uma parcela maior da luz incidente.

Figura 10 - Refletômetro utilizado para determinação do *black carbon* (A) e imagem de amostra coletada em filtro de acetato de celulose (B).



Fonte: Autor (2015).

A curva de calibração da luz refletida pela quantidade de *black carbon* baseia-se no modelo de Loureiro *et al.* (1994), representado pela Equação 2, que indica como a partir da refletância medida pode-se determinar a massa de *black carbon* presente na amostra.

$$BC = [88,317 - (77,547 * \log R) + (16,694 * (\log R)^2)] * \frac{A}{V} \quad (2)$$

Onde: *BC* é a quantidade *black carbon* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), *R* é a refletância medida (%), *A* é a área de amostragem (cm^2) e *V* (m^3) é o volume de ar amostrado.

3.5 Extração e quantificação dos HPAs associados ao material particulado

Para extração dos componentes orgânicos foram utilizadas as membranas de material particulados com fração 2,5 μm ($\text{MP}_{2,5}$) por serem partículas com maior nocividade a saúde humana. A extração dos HPAs foi realizada utilizando uma mistura acetona:hexano (1:1) v/v (200 mL) em extrator Soxhlet por 8 horas, conforme relatado por Azevedo (2014) e Piñeiro-Iglesias *et al.* (2003). Após a extração dos HPAs, a solução foi conduzida a um rotaevaporador e concentrada a 5,0 mL. A etapa final envolve a filtração do extrato em filtro seringa em PTFE (0,45 μm de porosidade) e análise por cromatografia líquida (HPLC).

As análises por cromatografia líquida de alta eficiência foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Química do IFCE conforme metodologia analítica descrita na Application Note 20572 adaptada do método EPA 610 (THERMO SCIENTIFIC, 2013) utilizando um HPLC Varian ProStar com detector de arranjo de diodos (DAD/HPLC), coluna Hypersil Green PAH (25 cm x 4,6 mm x 5 μm), comprimento de onda de 225 nm, volume de injeção de 20 μL , fase móvel acetonitrila/água e vazão de 1,25 mL/min com gradiente de eluição descrito conforme a Tabela 1.

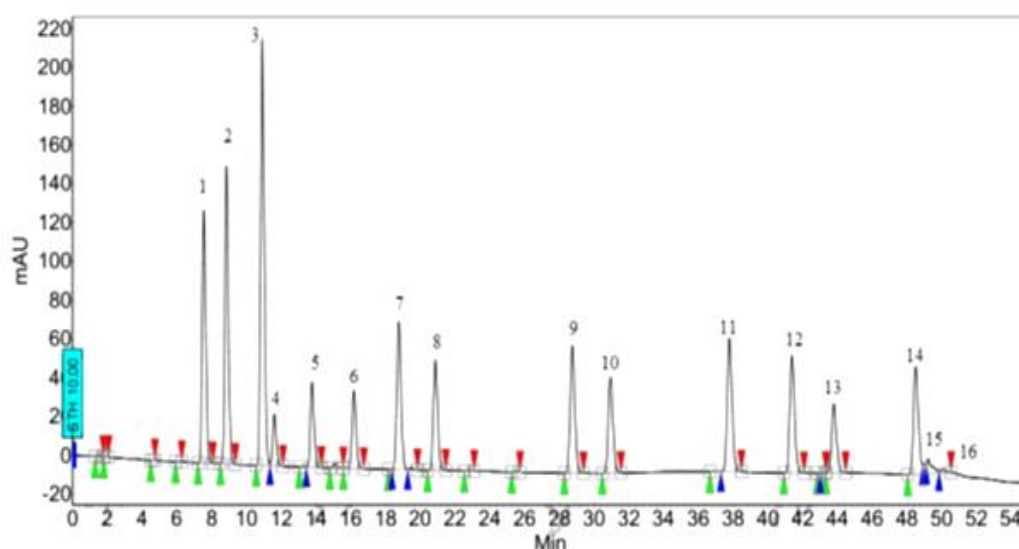
Tabela 1 - Composição do gradiente de eluição empregado nas análises por cromatografia líquida dos HPAs (HPLC).

Tempo (min)	Composição da fase móvel	
	% Água	% Acetonitrila
1,0	40	60
45,0	0	100
50,0	40	60
55,0	40	60

Fonte: Autor (2015).

As concentrações individuais dos 16 HPAs foram estimadas pelo método do padrão externo usando para comparação um padrão de HPAs (naftaleno, acenaftaleno, acenafteno, fluoreno, fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(g,h,i)perileno e indeno(1,2,3-cd)pireno) fornecido pela Supelco® desigando de PAH calibration mix com $10 \mu\text{g.mL}^{-1}$ de cada HPA em acetonitrila. O cromatograma típico da separação está apresentado na Figura 11.

Figura 11 - Cromatogramas típicos da análise de HPAs prioritários por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC/UV-Vis).



1 – naftaleno, 2 – acenafteno, 3 – acenaftaleno, 4 – antraceno, 5 – fenantreno, 6 – fluoreno, 7 – fluoranteno, 8 – benzo(a)antraceno, 9 – criseno, 10 – pireno, 11 – benzo(a)pireno, 12 – benzo(b)fluoranteno, 13 – benzo(k)fluoranteno, 14 – dibenzo(a,h)antraceno, 15 – benzo(g,h,i)perileno e 16 – indeno(1,2,3-cd)pireno.

Fonte: Adaptado de Azevedo (2014).

3.6 Quantificação dos metais

As amostras coletadas de $\text{PM}_{2,5}$ foram submetidas a digestão com solução oxidante de HNO_3 P.A, HClO_4 0,1 M e HF P.A, conforme descrito por Piñeiro-Iglesias *et al.* (2003). As digestões foram realizadas por aquecimento em reator autotérmico a 90°C por 12 horas. O reator autotérmico cilíndrico utilizado é construído em aço inoxidável com porta amostra em teflon de volume útil de 50 mL. A amostra digerida foi diluída a 50 mL usando água ultrapura ($< 18 \text{ M}\Omega/\text{cm}$) obtida em sistema UHQ OS-MK3 ELGA.

Os metais: alumínio (Al), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) foram analisados em um espectrofotômetro de absorção atômica Thermo Scientific iCE™ 3300 pertencente ao Laboratório de Tecnologia Ambiental do IFCE Campus Maracanaú. As concentrações foram determinadas a partir das respectivas curvas de calibração de cada metal usando padrões analíticos Quimis dos respectivos metais.

3.7 Análises por fluorescência de raios – X (FRX)

Nesta análise 5,0 g de cinzas de poda de cajueiro, matéria prima empregada na queima dos fornos intermitentes a lenha, foram utilizadas para determinação da fração inorgânica existente na composição da biomassa, visando uma posterior comparação com os dados coletados das amostras dos filtros de PTFE de PM_{2,5}. As cinzas de cajueiro foram submetidas à digestão com água régia (HNO₃ conc./HCl conc. 1:3 v/v) em tubo fechado utilizando bloco digestor a 180 - 200 °C por 2 horas. Após extração a amostra foi avolumada a 50 mL com água UHQOS-MK3 ELGA. Na análise de fluorescência utilizou-se um espectrômetro de raios-X Rigaku modelo ZSX Mini II (radiação Pd K α , corrente de 1,2 mA, voltagem de 40 kV) pertencente ao Laboratório de Raios-X da Universidade Federal do Ceará (UFC).

3.8 Bioensaio com *Tradescantia pallida*

3.8.1 Disposição das plantas

Os exemplares de *Tradescantia pallida* usados como bioindicadores foram cultivados no Centro de Convivência e Educação Ambiental – CCEA do município de Limoeiro do Norte, distante 36 km do Município de Russas/CE. O CCEA é um espaço contendo fragmentos de mata nativa do bioma caatinga. Ao redor do CCEA não são encontradas cerâmicas ou outras fontes fixas poluidoras sendo por isso caracterizado como ponto controle negativo ou “branco” do estudo. As plantas foram cultivadas com 5 kg de substrato vegetal orgânico padronizado e adubadas com formulação de NPK (10:10:10), após três meses de cultivadas, foram alocadas para os pontos amostrais e passaram por um período de adaptação de trinta dias antes de iniciar o experimento, em torno de 75 % das floreiras foram transportadas ao centro urbano do município de Russas/CE e distribuídas uniformemente em cada ponto e 25% delas ficaram expostos no controle negativo, afim de comparar os resultados obtidos das frequências de micronúcleo.

3.8.2 Ensaio crônico e agudo de exposição.

A Figura 12 apresenta imagens das 10 jardineiras plásticas (20 x 17 x 15 cm) nos pontos amostrais e no ponto controle, cada jardineira continha cinco exemplares de *Tradescantia pallida*, totalizando cinquenta plantas. As floreiras foram mantidas em sentinelas com tela de sombrite 50% (quantidade de proteção dos raios UV), a qual tem como função principal controlar a passagem dos raios solares e evitar a desidratação e ressecamento das plantas. Os exemplares de *Tradescantia pallida* foram regados diariamente com água potável a fim de manter as condições hídricas.

Figura 12 - Imagens dos pontos amostrais no município de Russas-CE (A, B e C) e do controle negativo (D) no município de Limoeiro do Norte-CE contendo os exemplares de *Tradescantia pallida* no ensaio crônico de exposição a condições ambientais locais.



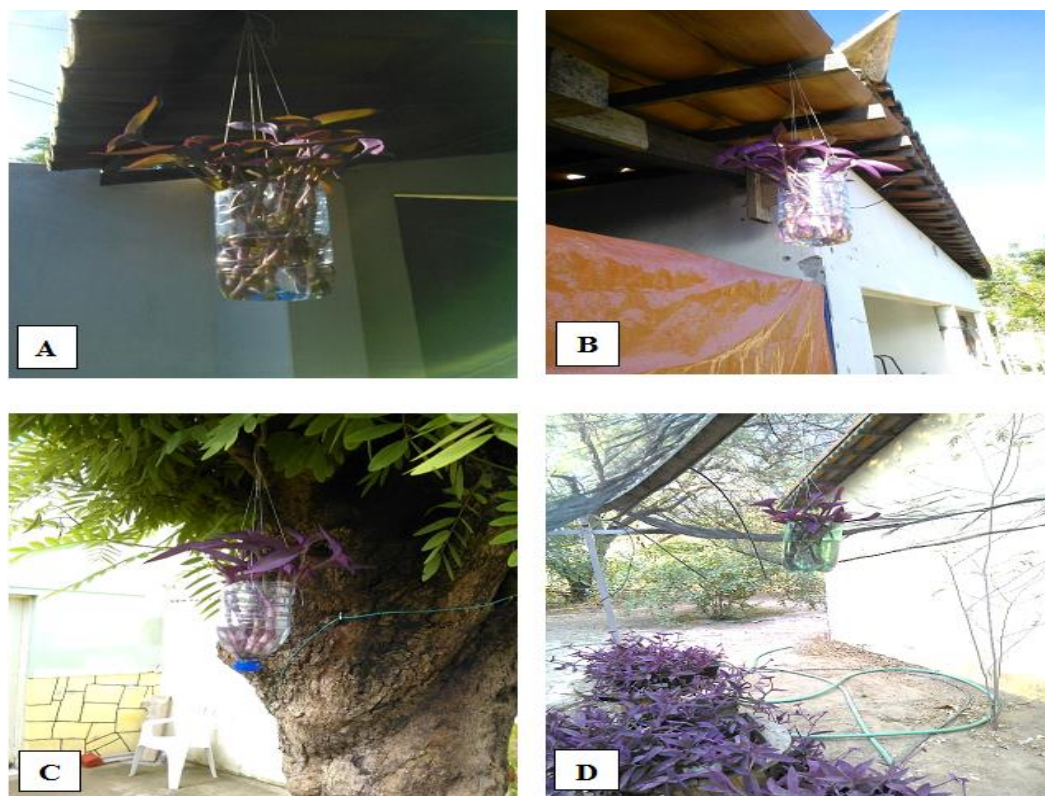
A: ponto amostral 1, B: ponto amostral 2, C: ponto amostral 3 e D: controle negativo. Fonte: Autor (2015).

No período de maio a outubro de 2014 sob frequência mensal foram coletadas cerca de vinte e cinco inflorescências jovens, geralmente no mesmo dia, em todos os pontos amostrais e no ponto controle visando o biomonitoramento da qualidade do ar por meio do ensaio com

Tradescantia pallida. No total de seis coletas em cada ponto foram realizadas durante todo período em estudo.

Em março de 2015 foi realizado um ensaio agudo afim de analisar a frequência de micronúcleo em período menores de exposição de *Tradescantia pallida*, as hastes foram obtidas no controle negativo, onde trinta hastes contendo inflorescências jovens de *Tradescantia pallida* foram expostas em cada ponto amostral no centro urbano do município de Russas/CE e no controle negativo em Limoeiro do Norte/CE (Figura 13), cada haste com 25 cm de comprimento foi colocado em recipiente plástico com 200 mL de água potável (água de torneira), e suspenso a uma altura de 2 metros, ficando expostos por um período de 8 horas. Após este período, as hastes foram submetidas a um processo de recuperação por 24 horas com água potável (água de torneira). Em seguida, as inflorescências foram fixadas em solução carnoy (álcool etílico absoluto e ácido acético 45%, na proporção de 3:1). As análises de micronúcleo foram realizadas no Laboratório de Poluição Atmosferica Experimental - LPAE da Faculdade de Medicina da USP – FAMUSP

Figura 13 - Imagens dos pontos amostrais no centro urbano do município de Russas-CE (A, B e C) e do controle negativo (D) no município de Limoeiro do Norte-CE contendo talos de *Tradescantia pallida* no ensaio agudo de exposição a condições ambientais locais.



A: ponto amostral 1, B: ponto amostral 2, C: ponto amostral 3 e D: controle negativo. Fonte: Autor (2015).

3.8.3 Análise de micronúcleo utilizando o teste Trad-MCN

O bioensaio Trad-MCN consiste na contagem de fragmentos de cromossomos rompidos por mutação (micronúcleos) em inflorescências de *Tradescantia pallida*. O número de micronúcleos por 300 tétrades por lâmina é quantificado em microscopia óptica em objetiva de 40x, é uma metodologia simples de avaliação da sensibilidade de plantas à exposição a agentes genotóxicos (MA,1981; GUIMARÃES *et al.*, 2000; BATALHA *et al.*, 1999).

Os resultados do bioensaio são expressos em frequência de micronúcleos por 100 tétrades de acordo com a Equação 3 e submetidos a análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey a 5% de probabilidade para a devida aceitação.

$$\% \text{ de MCN} = \frac{\text{Total de MCN}}{\text{Total de tétrades}} \times 100 \quad (3)$$

Onde: % de MCN é a frequência total de micronúcleos dividida pela soma total de tétrades e multiplicado por 100, resultados expressos em porcentagem.

3.9 Dados meteorológicos

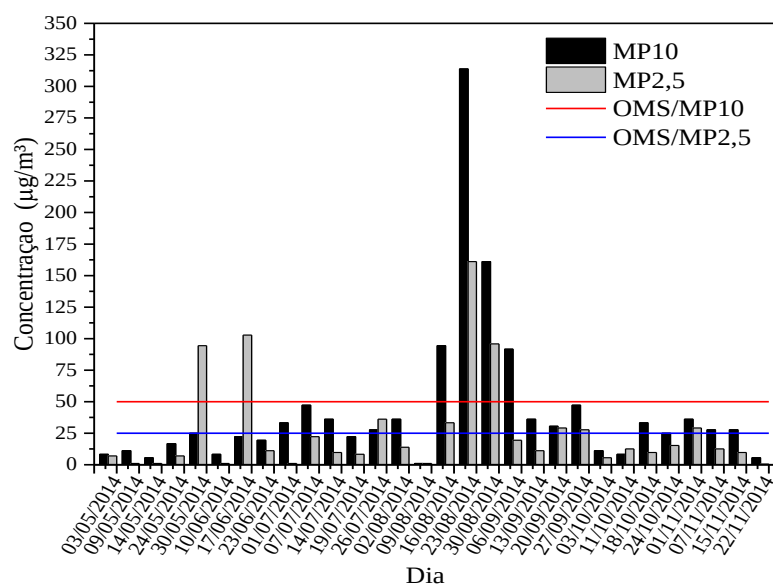
Durante todo período de amostragem foram coletados seguintes dados meteorológicos: umidade relativa do ar, temperatura, radiação solar, precipitação, direção e velocidade dos ventos. Para isso foi utilizado uma estação meteorológica automática WWS 1081-PC de coordenadas: 4°936'275W e -37°95'717S localizada no centro urbano do município de Russas/CE, próxima aos pontos amostrais analisados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Monitoramento dos materiais particulados (MP₁₀, MP_{2,5} e BC)

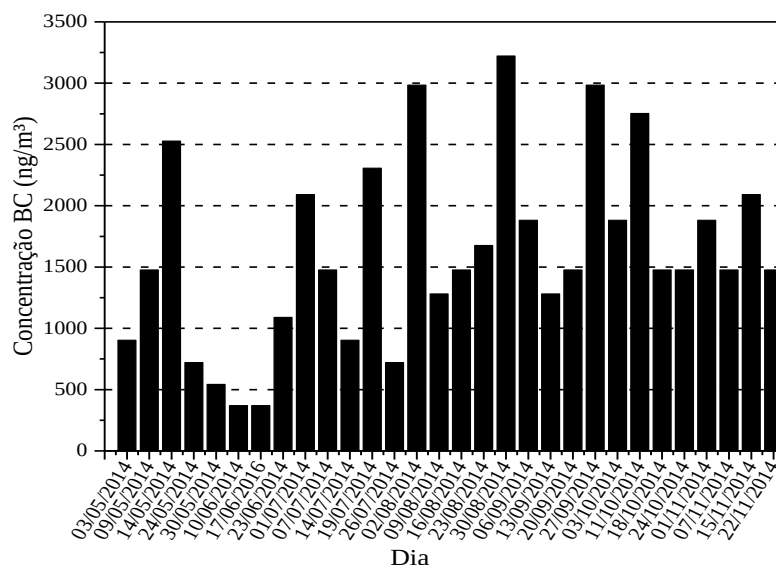
Os resultados obtidos para as concentrações médias mensais de MP₁₀, MP_{2,5} e *black carbon* coletados no ponto amostral 2 estão dispostos na Figuras 14 e 15 e sumarizados na Tabela 2 onde também estão apresentados os principais dados meteorológicos relacionados ao período em estudo.

Figura 14 - Concentrações diárias de MP₁₀ e MP_{2,5} durante o período de amostragem no ponto amostral 2 no centro urbano do Município de Russas-CE.



Fonte: Autor (2015).

Figura 15 – Concentrações diárias de *black carbon* durante o período de amostragem no ponto amostral 2 no centro urbano do Município de Russas-CE.



Fonte: Autor (2015).

Tabela 2 – Análise descritiva das concentrações médias mensais do material particulado inalável (MP_{2,5} e MP₁₀), *black carbon* (BC) e parâmetros meteorológicos coletados durante o período de maio a novembro de 2014 no no centro urbano do município de Russas-CE.

Mês	MP₁₀ (µg/m³)	MP_{2,5} (µg/m³)	BC (µg/m³)	Velocidade Média (m/s)	*Direção dos Ventos	Precipitação (mm)	Temperatura (° C)	Umidade relativa (%)
Maio	13,3	22,1	1,23	4,2	N/L/SE/S	135,4	28	60
Junho	16,7	38,3	0,61	5,6	L/SE/NE	5,8	29	57
Julho	33,3	15,5	1,50	7,0	L/NE/SE	7,5	28	56
Agosto	121,3	61,1	2,13	8,6	L/SE/NE	2,5	29	55
Setembro	51,4	21,9	1,91	9,9	L/SE/NE	3,6	29	60
Outubro	19,4	10,8	1,90	10,1	L/SE/NE	20	29	61
Novembro	24,3	12,9	1,73	10,4	L/NE/SE	3,9	29	66
Média	42	26	1,57	7,96	-	Acum.178,7	28,7	59,3
Máxima	121,3	61,0	2,13	10,4	-	135,4	29	66
Mínima	13,3	10,8	0,61	4,21	-	2,5	28	55
Desvio padrão	38,1	17,9	0,52	2,41	-	48,8	0,5	3,7

*Direção dos ventos: N-Norte, S- Sul, L- Leste, NE- Nordeste e SE- Sudeste.

Fonte: Autor (2015).

Na Figura 14 pode-se observar concentrações médias de MP_{10} e $MP_{2,5}$ durante o período de coleta de 42 e 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Em um estudo semelhante realizado na zona rural da cidade de Gwangju na Coreia do Sul encontraram-se concentrações médias de partículas finas e grossas semelhante aos desta pesquisa, os valores foram respectivamente de 67,9 e 18,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante o período de queima da biomassa (cevada); de 41,9 e 18,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante o período de neblina (mais frio) e 35,6 e 13,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante o período sem queima de biomassa (RYU *et al.*, 2007).

Em geral as concentrações de material particulado mostraram-se bastantes distintas nos meses investigados. Quando se compara as concentrações do material particulado inalável com os parâmetros da OMS observa-se que o MP_{10} ultrapassou quatro vezes o limite máximo permitido de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas, o que também se observa no $MP_{2,5}$ que excedeu nove vezes o valor máximo diário de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas. Entre os meses de coleta, o mês que mais apresentou elevadas concentração tanto de material particulado como de *black carbon* foi o mês de agosto com uma média mensal 1,57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e de 121,31 e 61,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para os particulados MP_{10} e $MP_{2,5}$.

Durante este mês a umidade relativa do ar ficou em torno de 55%, a temperatura média foi de 29° C, a precipitação apresentou-se bastante baixa (2,5 mm), a velocidade média dos ventos foi de 8,6 m/s e os mesmos predominaram nas direções: Leste, Sudeste e Sul. Essas condições ambientais podem ter contribuído para o aumento dos níveis de material particulados nas amostragens, além do que se observou neste período o aumento da queima dos fornos intermitentes a lenha nas indústrias cerâmicas que ficam próximas ao ponto de amostragem. Além dessas condições outras fontes difusas como as atividades antropogênicas e o fluxo de veículos de grande porte, em função do aumento da produção de artefatos cerâmicos, podem ter contribuído para o aumento destes particulados.

Após este período verifica-se uma diminuição nas concentrações deste poluente, voltando a ocorrer novos picos de concentração de MP_{10} e $MP_{2,5}$ no início e no final de setembro e novamente no início de novembro de 2014.

Em um estudo realizado em Tangará da Serra-MS obteve-se uma correlação de MP e BC, onde os mais altos níveis de MP_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) foram encontrados nos meses de agosto a outubro (período de maior queima de biomassa na Amazônia); no entanto, as concentrações não excederam o limite estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em 24 h) (ALVES *et al.*, 2011). Outros trabalhos desenvolvidos na região da Amazônia observaram o mesmo comportamento do material particulado durante o período de queima de biomassa (ARTAXO *et al.*, 2000.; MAENHAUT *et al.*, 2002).

Souza *et al.* (2010) observaram concentrações de MP_{10} entre 3,0 a 71,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em São José dos Campos com média anual de 31,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo 52 % do amostrado atribuído ao $MP_{2,5}$. A concentração média anual de MP_{10} em São José dos Campos foi abaixo da média anual padrão (primário e secundário) estabelecido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que é de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mas foi superior ao limite proposto pela Organização Mundial de Saúde (OMS) que é de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, o que pode está relacionado à uma maior influência de processos biogênicos e atividades antrópicas, como a queima de biomassa e processos industriais.

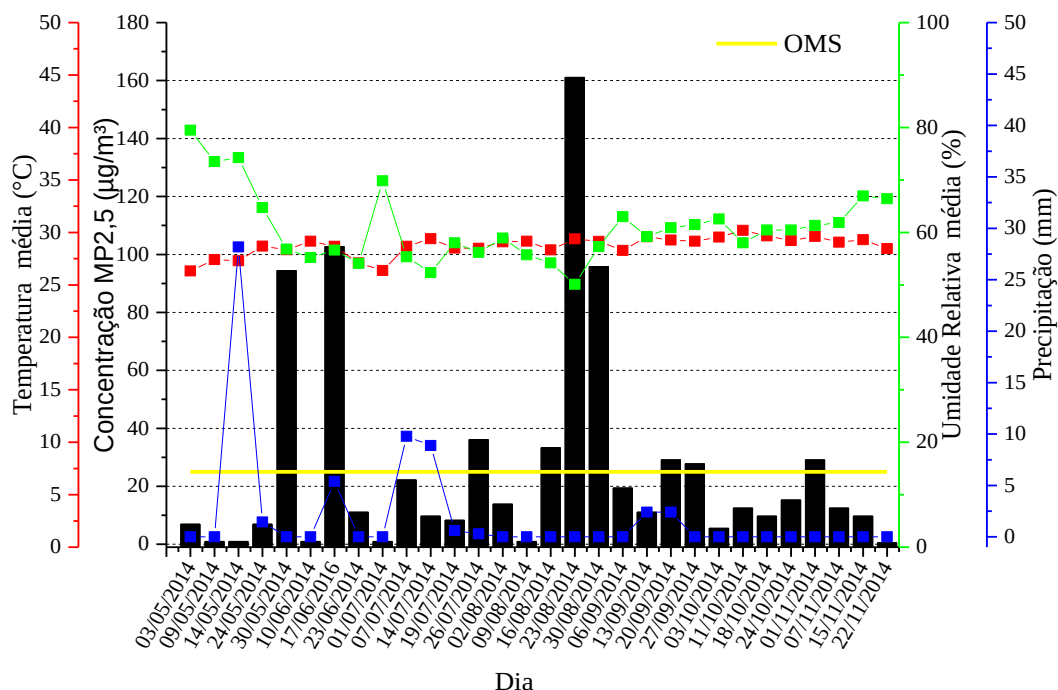
Quanto ao *black carbon* (Figura 15) foram observados níveis de concentração entre 0,61 e 2,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. O *black carbon* na fração fina do particulado é um bom traçador para emissões de queima de biomassa. Valores de concentração de *BC* acima de 7,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ foram observados em regiões onde ocorrem intensas queimas de biomassa durante a estação seca (ARTAXO *et al.*, 2000; MAENHAUT *et al.*, 2002).

Wang *et al.* (2005) encontraram concentrações média de 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em Nova Zelândia referente a concentração de *BC* contida apenas no material particulado $MP_{2,5}$, resultado esse que foi superior ao encontrado nesta pesquisa. Hueglin *et al.* (2005) em amostras tomadas em Zurique e Berna, em 1998 e 1999, caracterizou quimicamente o MP_{10} e $MP_{2,5}$, reportando concentrações de 7,7 e 5,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, valores também superiores ao encontrado neste trabalho.

Velarde (2009) em São José dos Campos realizou-se um estudo da caracterização do *BC* e encontraram valores médios de $2,69 \pm 3,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para concentrações que variaram entre 1,0 e 22,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. No período seco foram encontradas maiores concentrações de *BC* quando comparado ao período chuvoso, resultado que se assemelha ao encontrado nessa pesquisa.

Em geral percebe-se que nos dias 30/05; 17/07; 26/07; 16/08; 23/08; 30/08, 20/09; 27/09 e 01/11 de 2015 foram encontradas as maiores concentrações de $MP_{2,5}$, e nos mesmos dias a temperatura e a umidade foram bastante regulares variando de 34° – 37°; de 71% – 78%, respectivamente. Os ventos variaram entre 14,8 a 19,4 m/s com predominância destes nas direções nordeste, leste e sudeste, com velocidades superiores a 11 m/s. Essas variáveis meteorológicas apresentaram uma forte correlação com a concentração do material particulado durante a amostragem, devido a influência dessas variantes na dispersão do aerossol na direção do ponto amostral 2 (Figura 16).

Figura 16 – Correlação das variáveis meteorológicas com as concentrações médias diárias do $MP_{2,5}$ no centro urbano do Município de Russas-CE durante o período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014.



Fonte: Autor (2015).

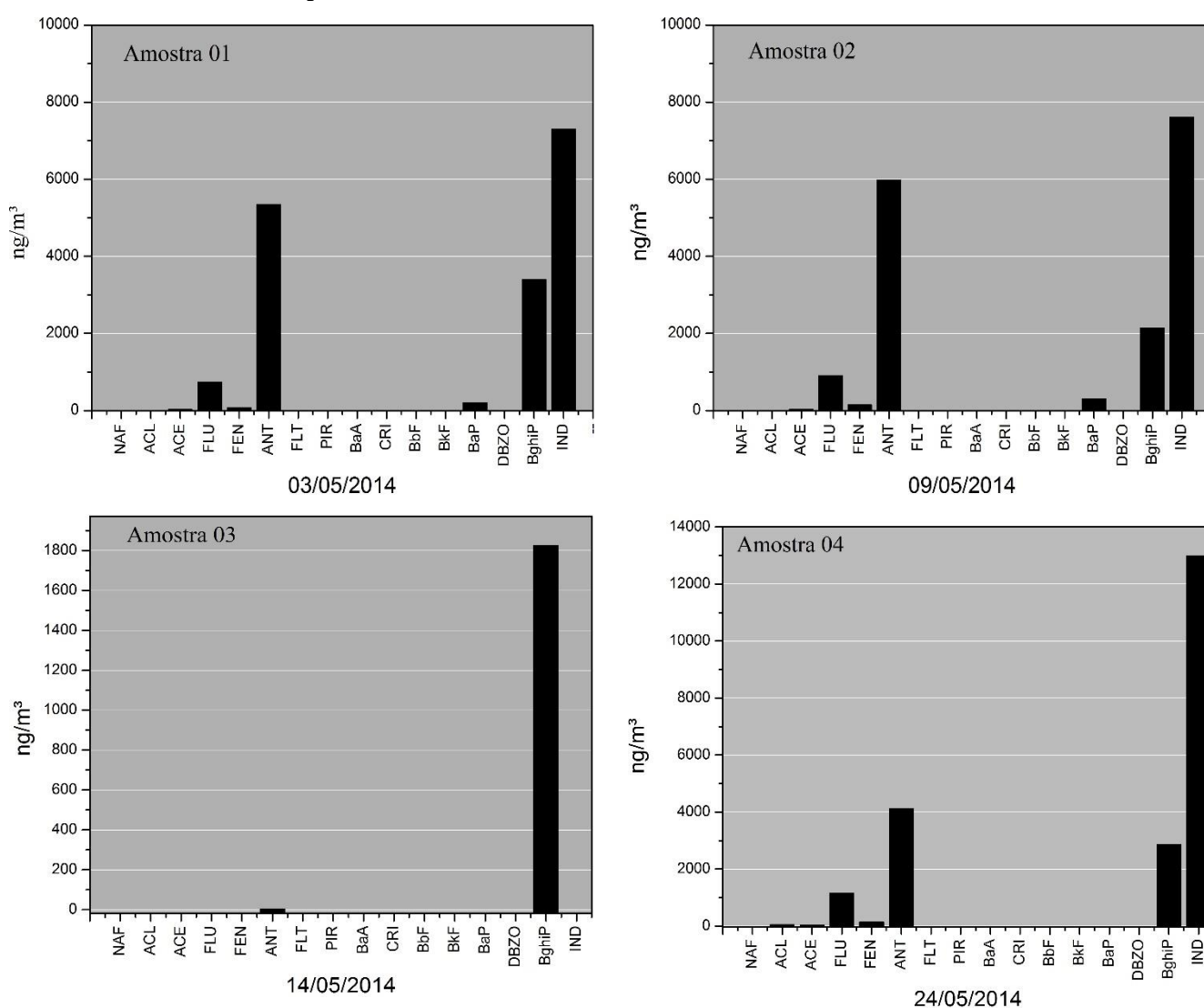
Lara (2000) em um estudo na bacia do rio Piracicaba-SP nos anos de 1997 e 1998 coletou amostras de material particulado MP_{10} e $MP_{2,5}$ e avaliou as internações hospitalares diárias por doenças respiratórias, em crianças e adolescentes e em idosos através de dados do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS). A análise estatística dos componentes principais identificou que a queima de biomassa e a ressuspensão do material advento do solo são responsáveis por 80% do material particulado fino ($MP_{2,5}$).

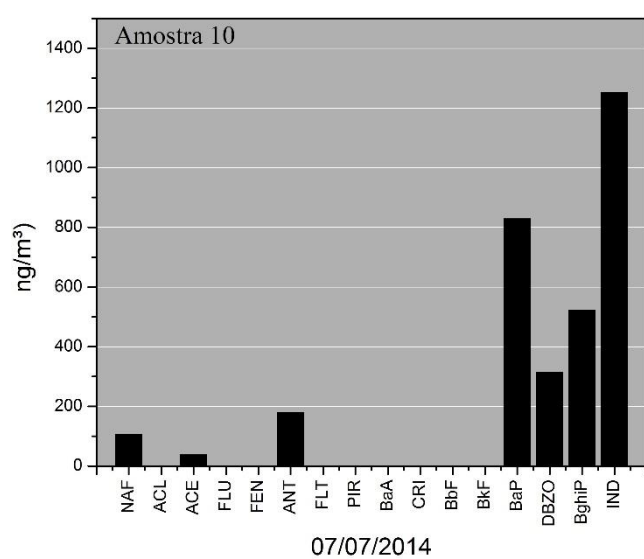
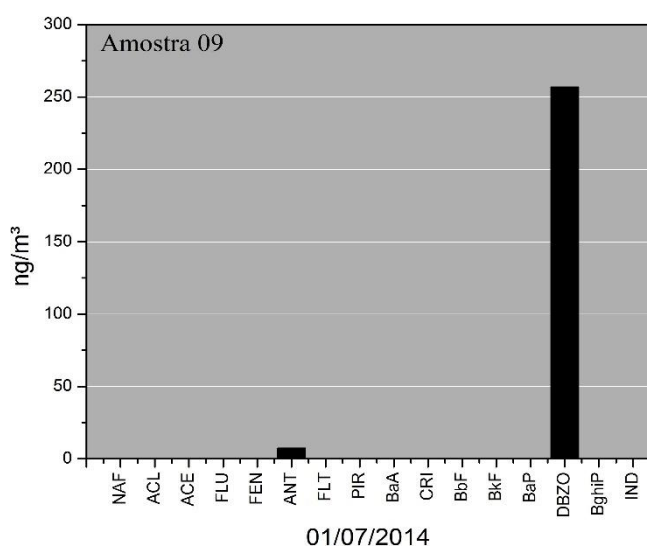
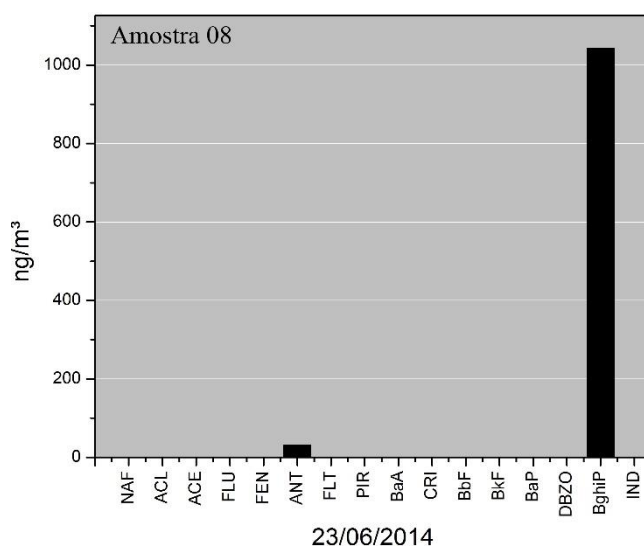
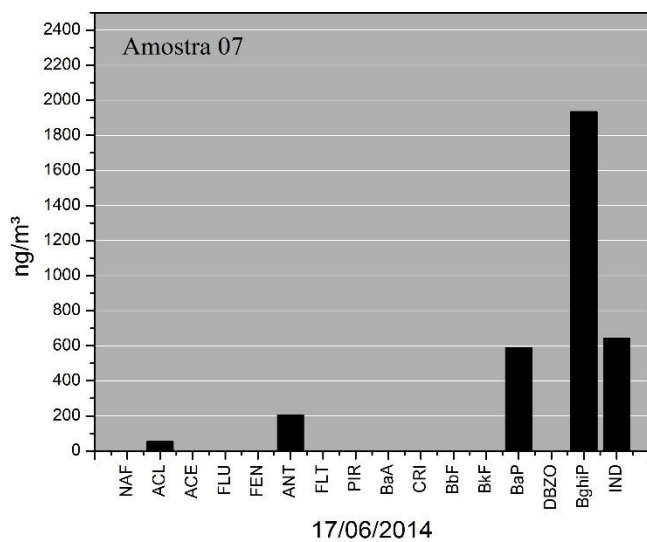
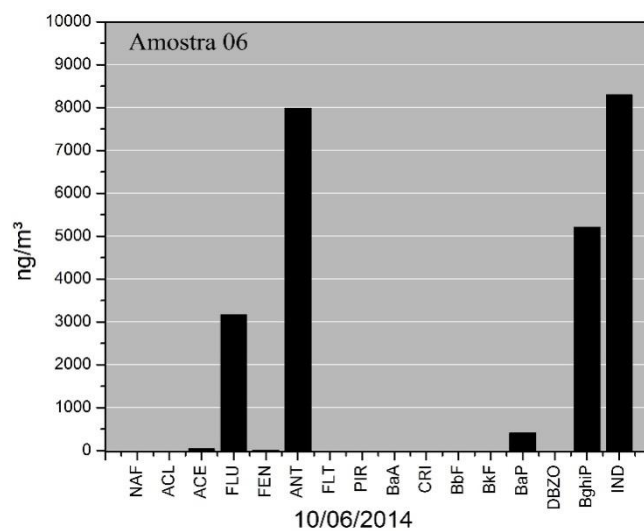
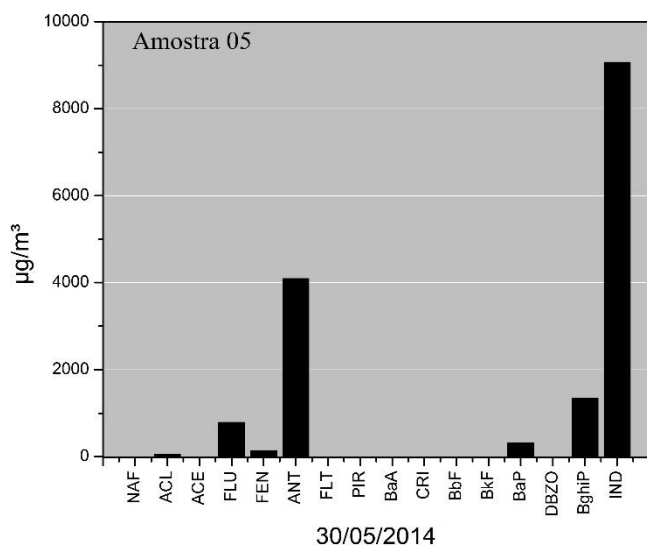
O risco relativo de internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças e adolescentes foi significativamente associados à variação interquartil de MP_{10} e $MP_{2,5}$ de forma que um aumento de $10,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no $MP_{2,5}$ associa-se a um aumento de 21,4% nas internações destes indivíduos. Em idosos, o risco relativo de internações hospitalares por doenças respiratórias está também significativamente associado à variação interquartil de MP_{10} .

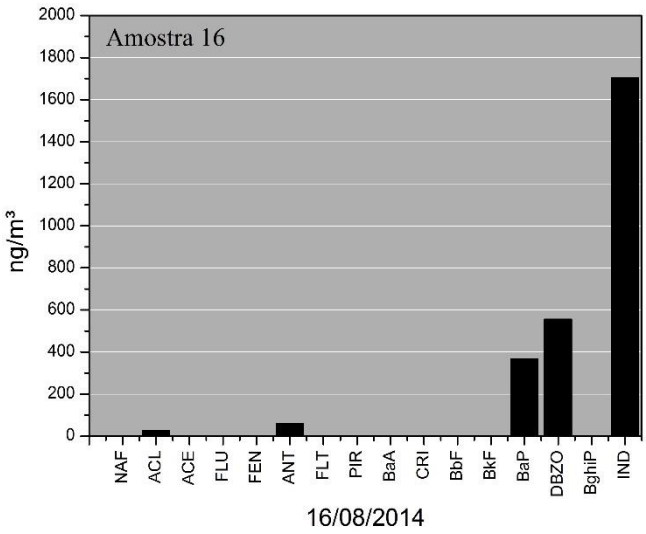
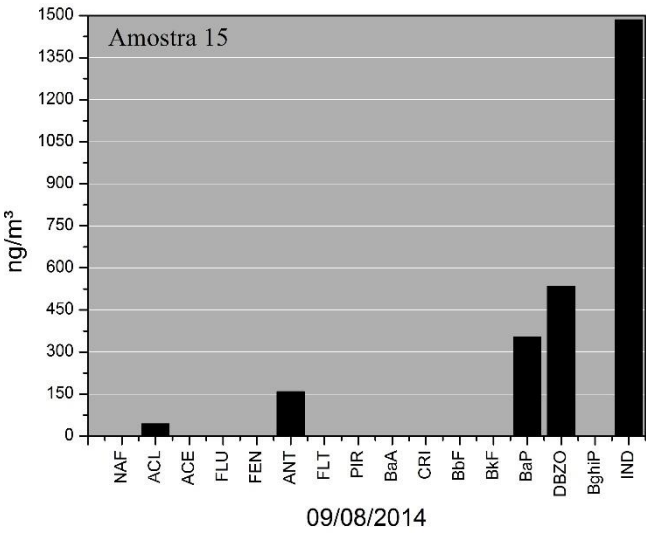
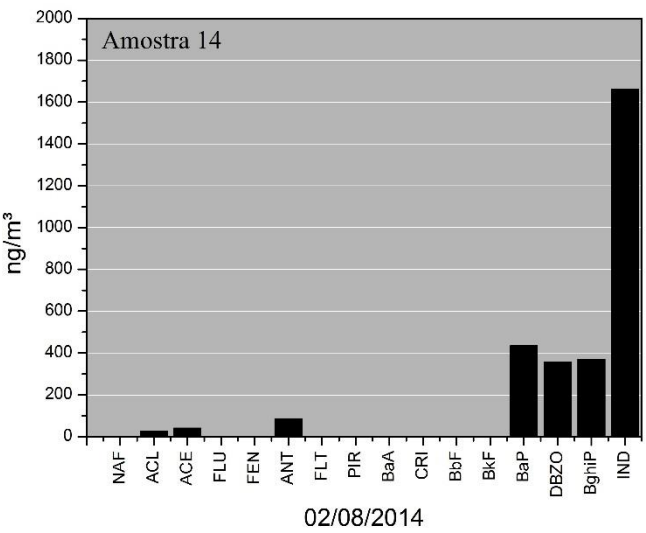
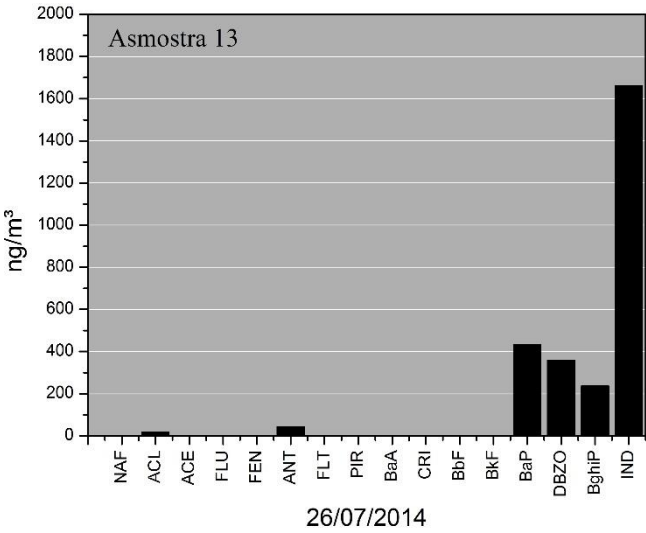
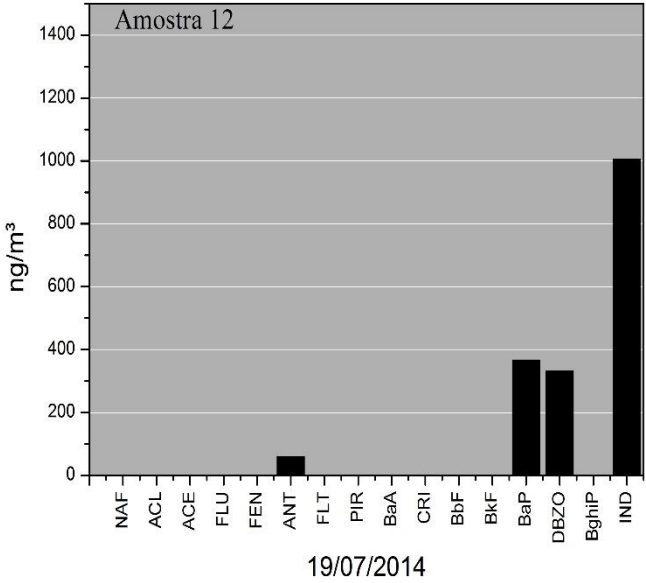
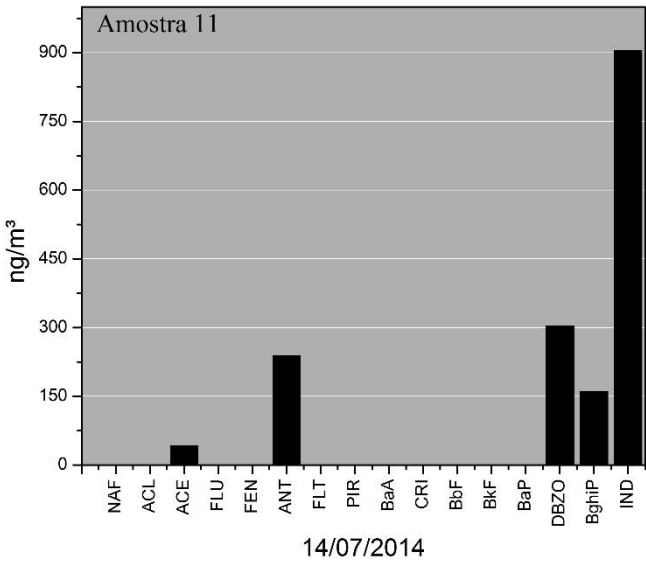
4.2 Determinações dos HPAs

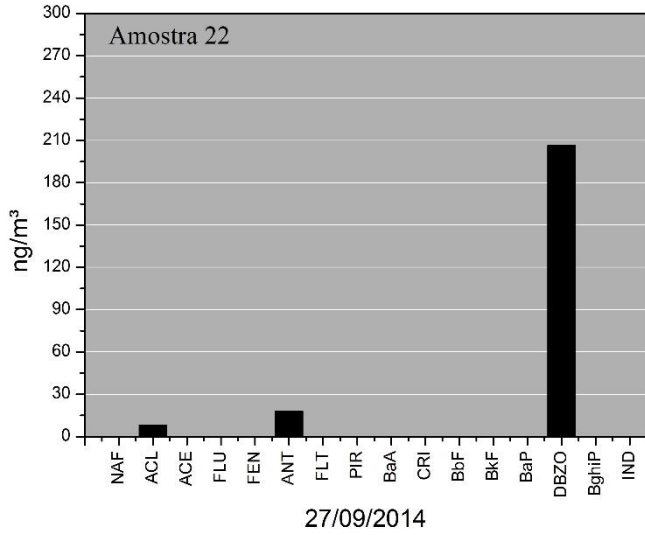
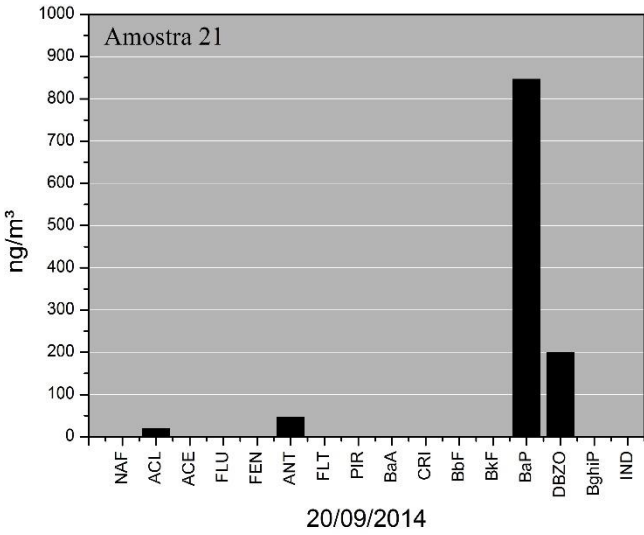
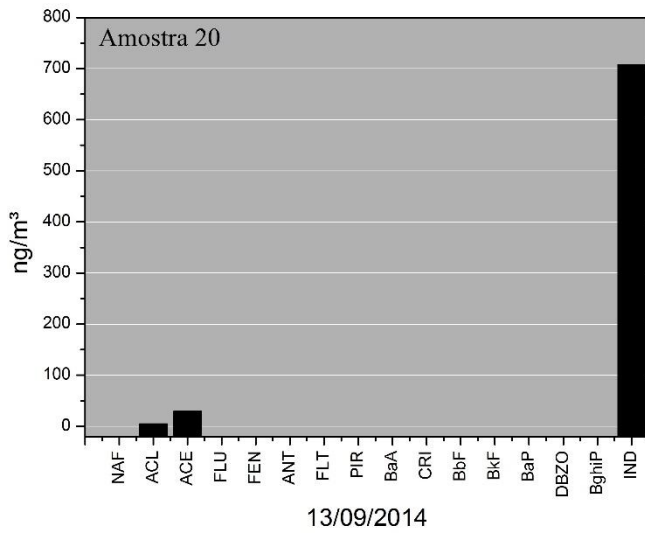
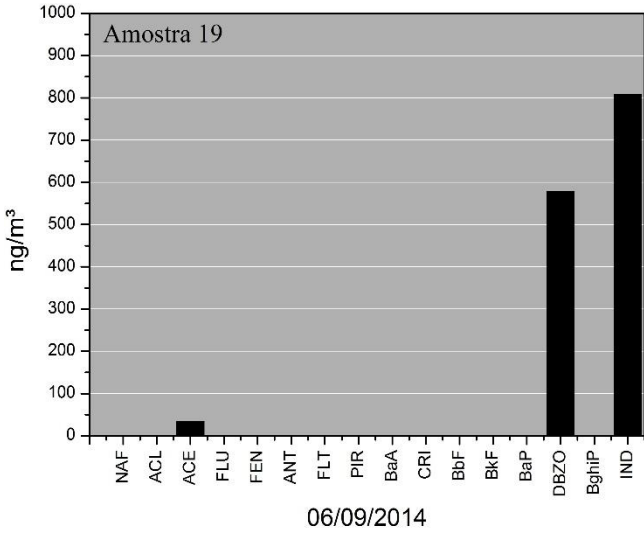
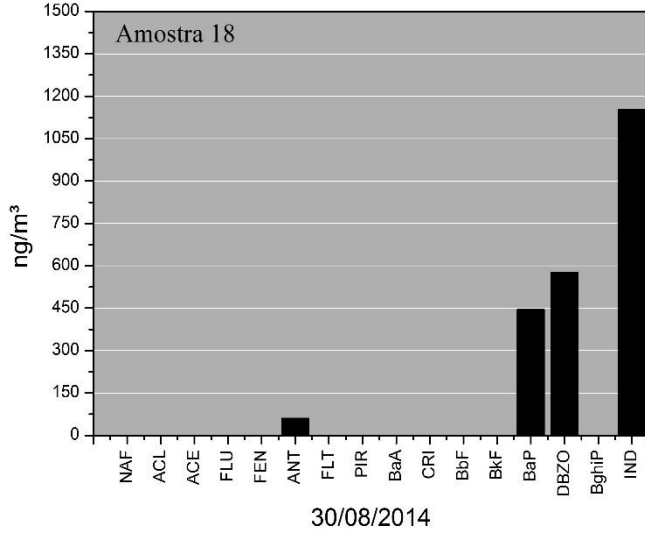
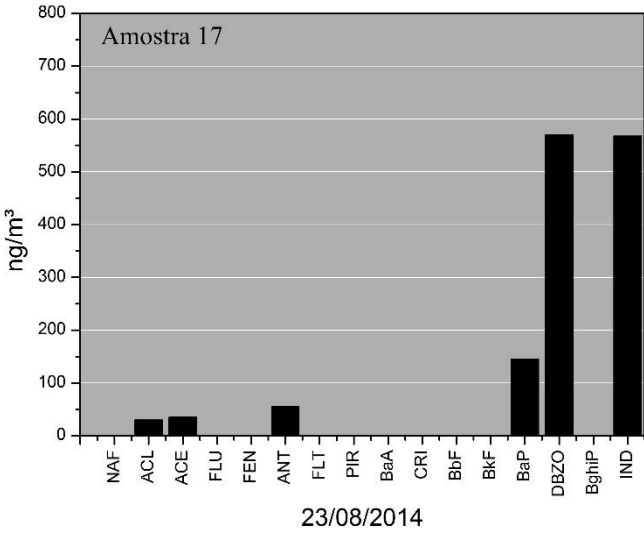
A Figura 17 apresenta a análise dos 16 HPAs tidos como prioritários pela EPA associados ao $MP_{2,5}$ e a Tabela 3 sumariza os principais valores das concentrações destes durante o período em estudo.

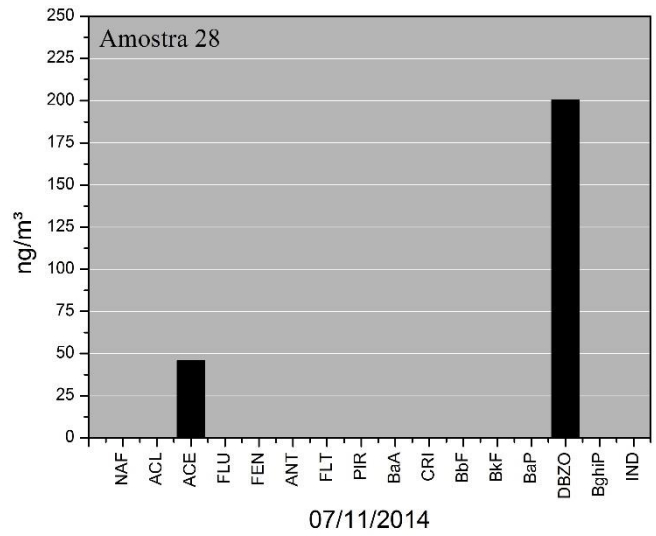
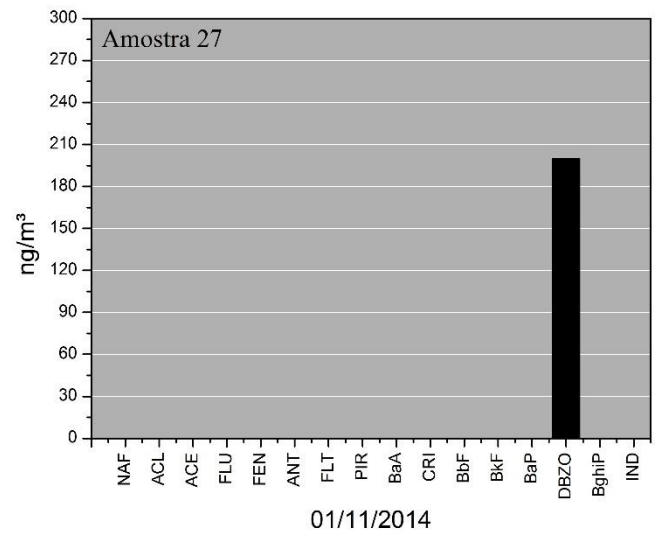
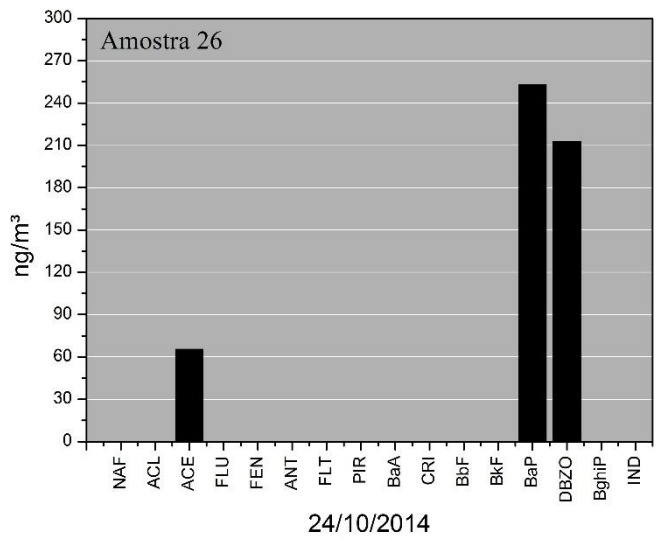
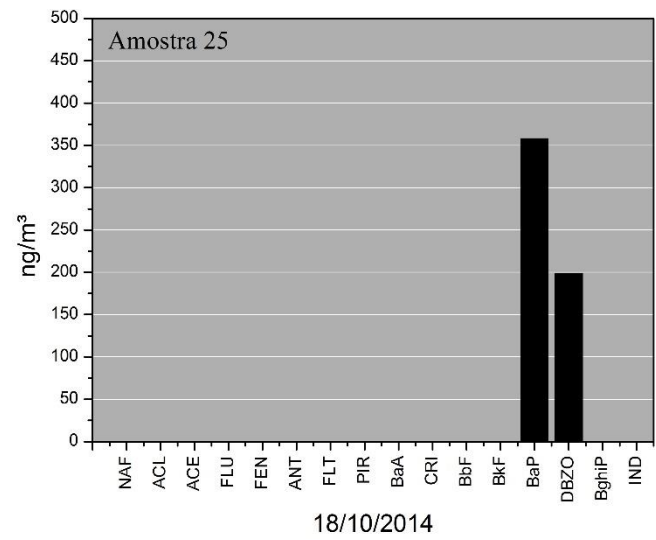
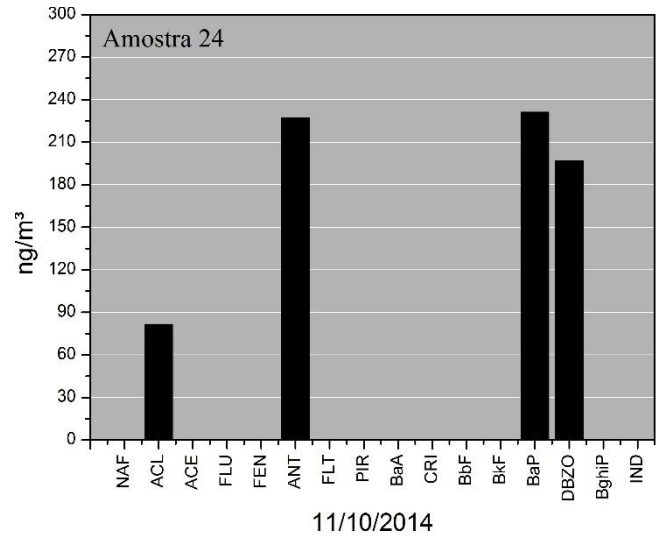
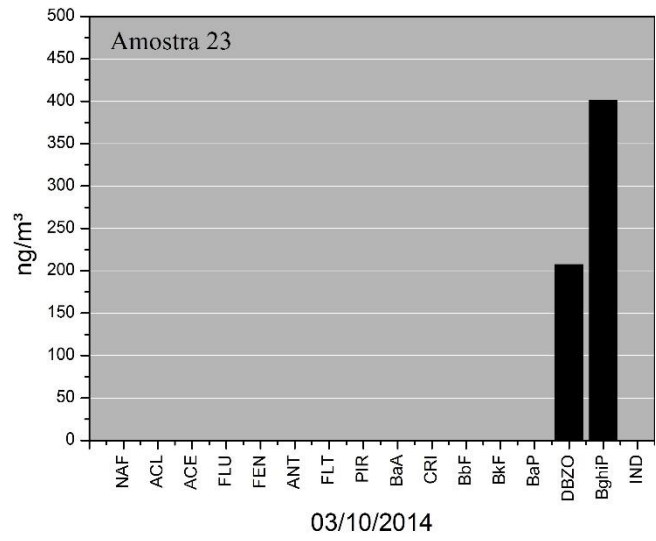
Figura 17 - Concentrações diárias de HPAs prioritários associados ao $MP_{2,5}$ nas amostras coletadas no ponto amostral 02 no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no centro urbano do Município de Russas-CE.

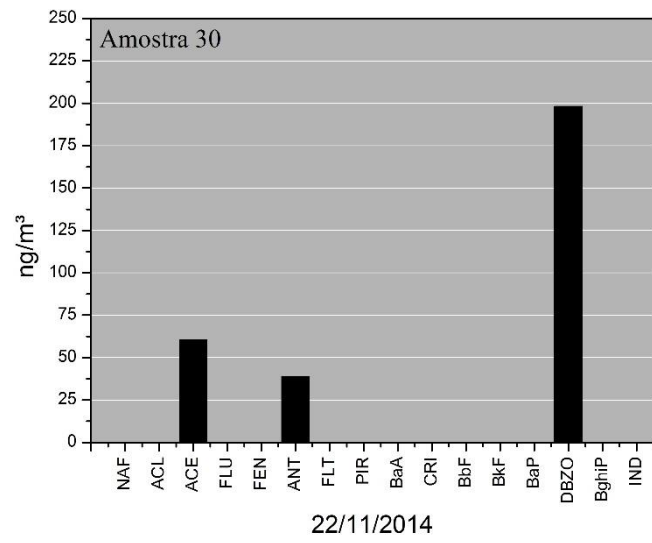
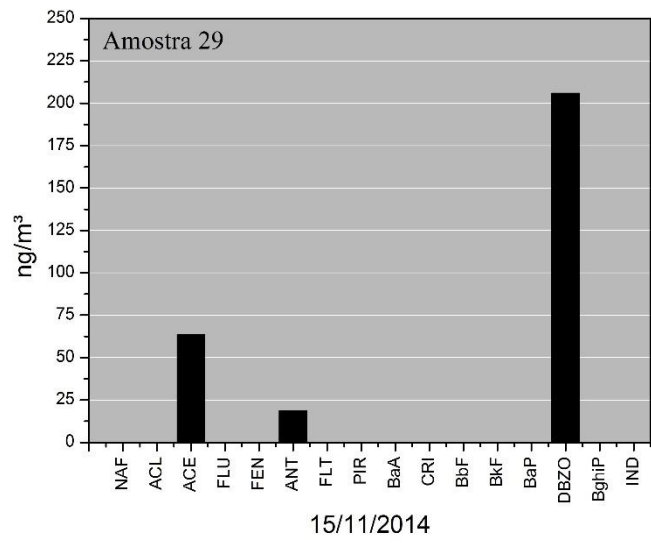












Fonte: Autor (2015).

Tabela 3 – Quantificação dos HPAs prioritários associados ao material particulado nas amostras coletadas no período de 03 de maio de 2014 a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 02 no centro urbano do município de Russas/CE.

HPA (ng/m ³)	<i>N</i>	Número de ocorrências	Frequencia %	<i>X</i>	Mín.	Máx.	σ
Naftaleno	30	01	3,33	105,1	ND	105,1	ND
Acenaftileno	30	12	40,0	34,5	5,0	81,5	21,9
Acenafteno	30	14	46,7	58,8	27,5	265,1	60,6
Fluoreno	30	05	16,7	1348,7	734,6	3161,4	1026,1
Fenantreno	30	05	16,7	361,7	140,1	712,1	300,1
Antraceno	30	23	76,7	1263,5	4,40	7984,8	2387,2
Fluoranteno	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pireno	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Benzo(a)antraceno	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Criseno	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Benzo(b)fluoranteno	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Benzo(k)fluoranteno	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Benzo(a)pireno	30	17	56,7	403,84	145,1	828,5	193,7
Dibenzo(a,h)antraceno	30	22	73,3	332,66	196,9	577,7	153,7
Benzo(g,h,i)perileno	30	13	43,3	1648,58	160,6	5205,4	1490,3
Indeno(1,2,3-cd)pireno	30	17	56,7	3459,28	567,4	12971,2	3908,7

ND: Não detectado. *X* = média, σ = desvio-padrão.

Fonte: Autor (2015).

A partir da observação da Figura 17 e dos dados da Tabela 3 observa-se que as moléculas de antraceno e dibenzo(a,h)antraceno foram as mais detectadas, 76,6% e 73,3%, respectivamente em todas as amostragem (30 coletas), enquanto que o naftaleno foi a espécie menos frequente (3,3%) nas mesmas. Os HPAs fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, todos de 4 anéis e benzo(b)fluoranteno e benzo(k)fluorantenonão, ambos de 5 anéis, não foram detectados em nenhuma das amostras.

Em especial, o antraceno foi o HPA mais abundante presente nas amostras, apresentando concentrações elevadas com valor máximo de 7984,8 ng/m³ e média de 1263,49 ng/m³. O acenaftileno, dentre os HPAs detectados, foi o que apresentou as concentrações mais baixas, com valor máximo de 81,5 ng/m³ e média de ocorrência de 34,46 ng/m³. O desvio padrão observado para os HPAs neste estudo apresentaram-se bastante elevados, indicando uma grande variabilidade entre os valores obtidos nas amostras. Isto se provavelmente as variações sazonais das condições atmosféricas (temperatura, umidade, precipitação, velocidade e direção dos ventos) além da influência das emissões periódicas do material particulado pelas chaminés das cerâmicas próximas ao ponto de amostragem.

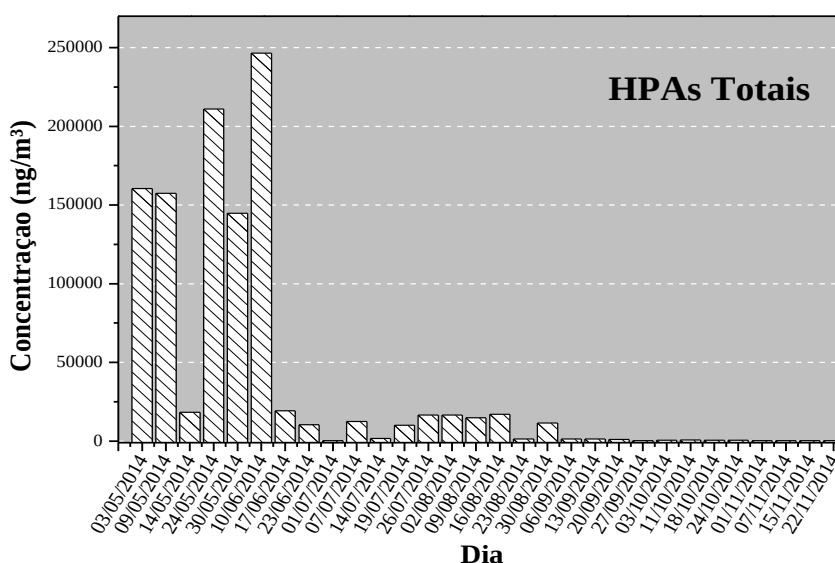
Particularmente, para o benzo(a)pireno, com fator equivalente de toxicidade de 1 ng/m³ e considerado como referencial de toxicidade e carcinogenicidade, as concentrações detectadas variaram entre 145 a 846,20 ng/m³, as quais são bastante superiores aos valores recomendados pelas legislações internacionais estabelecidas pela União Europeia (UE), de 6 ng/m³, de 1 ng/m³ pela Organização Mundial de Saúde (OMS) e de 0,2 ng/m³ pela Occupation Safety Health Administration (OSHA). A IARC classifica o benzo(a)pireno (BaP) como um conhecido carcinógeno humano e o dibenzo(a,h)antraceno (DahA) como possível cancerígeno para os seres humanos (IARC, 2009).

Magalhães *et al.* (2007) em amostras de MP coletadas no Estado de São Paulo nas cidades de Araraquara (ARA), Piracicaba (PIR) e São Paulo (SPA) em julho de 2003 (período de safra da cana-de-açúcar em ARA e PIR) e Araraquara (ARA) em março de 2003 (época de entressafra) identificaram a presença de 12 HPAs em amostras de compostos emitidos pela queima de gramíneas (biomassa). Os HPAs indetificados e suas respectivas concentrações relativas (%) foram para São Paulo: BaA (16%), Ind (14%), BPe (13%), BeP (12%) e BaP (11%); Piracicaba: BaA (15%), Ind (13%), BPe (13%), BeP (12%) e BaP (10%) e para Araraquara no período de safra: BPe (15%), Ind (13%), BeP (12%), BaA (12%) e Pir (9%) e na entressafra: BeP (11%), Cri (10%), BaP (8%), BaA (8%). Os autores indicam o Fen, Flu e Pir apresentaram-se como possíveis compostos traçadores de queima de gramíneas (biomassa).

Jiabão *et al.* (2014) na cidade de Nanjing na China realizaram amostragem em dois locais simultaneamente, um urbano e outro suburbano, no período de 10 dias, em novembro de 2009 (Outono), janeiro de 2010 (inverno), abril de 2010 (Primavera) e julho de 2010 (verão). Os autores identificaram a presença de 16 HPAs nas amostragens de partículas finas: Acy, Ace, Flu, Phe, Ant, Fla, Pyr, BaA, Chr, BbF, BkF, BeP, BaP, InP, DaA, BghiP. As médias observadas durante o experimento nos dois pontos amostrais foram de: 1,45; 0,87; 1,35; 3,34; 1,80; 5,28; 3,99; 3,31; 5,49; 6,50; 4,36; 4,73; 3,73; 4,82; 2,55; 4,63 ng/m³ respectivamente.

A Figura 18 apresenta a concentração global dos HPAs encontrados durante o período de monitoramento.

Figura 18 - Concentrações dos HPAs totais presentes nas amostras coletadas no período 03 de maio de 2014 a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.



Fonte: Autor (2015).

Os níveis de HPAs totais observados no centro urbano do município de Russas/CE variaram entre 0,30 e 160,45 µg/m³. Outros estudos como o de Godói *et al.* (2004) têm evidenciado resultados inferiores. Estes autores analisaram amostras de aerossóis com diâmetro menor que 10 µm em Araraquara, durante a safra, usando amostrador HiVol a 5 km de distância da plantação de cana-de-açúcar. Os valores das concentrações de HPAs totais variaram entre 0,013 e 0,094 µg/m³. No ano de 1995 foram observados níveis de HPAs entre 0,413 a 1,80 µg/m³ durante a safra, em Araraquara, São Paulo (CETESB, 2002).

A Tabela 4 apresenta a distribuição dos compostos quanto ao número de anéis aromáticos condensados a partir do teor de HPAs totais em cada coleta.

Tabela 4 - Distribuição dos grupos de HPAs totais associados MP_{2,5} durante o período de coleta no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.

Coleta	HPAs ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	% 2 anéis	% 3 anéis	% 4 anéis	% 5 anéis	% 6 anéis
1	16,9	0,00	36,2	ND	1,18	62,7
2	17,1	0,00	41,3	ND	1,78	56,9
3	1,82	0,00	0,2	ND	0,00	99,8
4	21,3	0,00	25,8	ND	0,00	74,2
5	15,7	0,00	32,1	ND	1,95	65,9
6	25,8	0,00	46,1	ND	1,55	52,3
7	3,40	0,00	7,5	ND	17,2	75,3
8	1,07	0,00	2,8	ND	0,00	97,2
9	0,25	0,00	2,8	ND	97,2	0,00
10	3,20	3,25	6,7	ND	35,3	54,8
11	1,63	0,00	17,0	ND	18,4	64,6
12	1,74	0,00	3,4	ND	39,6	57,0
13	2,72	0,00	2,3	ND	28,7	69,0
14	2,95	0,00	5,1	ND	26,5	68,3
15	2,55	0,00	7,9	ND	34,4	57,7
16	2,68	0,00	3,2	ND	34,0	62,8
17	1,36	0,00	8,6	ND	50,9	40,5
18	2,22	0,00	2,7	ND	45,8	51,6
19	1,40	0,00	2,4	ND	40,7	56,9
20	1,28	0,00	2,6	ND	43,1	54,3
21	1,08	0,00	5,9	ND	94,1	0,00
22	0,21	0,00	11,2	ND	88,8	0,00
23	0,60	0,00	0,00	ND	34,1	65,9
24	0,72	0,00	41,9	ND	58,1	0,00
25	0,54	0,00	0,00	ND	100,0	0,00
26	0,52	0,00	12,3	ND	87,7	0,00
27	0,20	0,00	0,00	ND	100,0	0,00
28	0,24	0,00	18,5	ND	81,5	0,00
29	0,27	0,00	28,5	ND	71,5	0,00
30	0,28	0,00	33,4	ND	66,6	0,00

ND: Não detectado.

Fonte: Autor (2015).

A soma dos HPAs com 2 anéis aromáticos foi de 105 ng/m³, a de 3 anéis aromáticos foi de 38009 ng/m³, enquanto os grupos de HPAs com 5 e 6 anéis apresentaram médias de 14184 e 80239 ng/m³, respectivamente. Os HPAs com 4 anéis aromáticos não foram detectados em nenhuma das amostras. De acordo com Burgess *et al.* (2003), Aboul-Kassim e Simoneit (2001) *apud* Oliveira (2007) grupos de HPAs de 2 e 3 anéis aromáticos estão normalmente

associados a atividade petrogênica sendo formados através da maturação lenta da matéria orgânica e de homólogos alquilados. Já os HPAs de 4 e 6 anéis resultam da combustão incompleta da matéria orgânica em altas temperaturas em curto tempo de duração associados à fuligem formada durante o processo de combustão, sendo caracterizados pela predominância de compostos não substituídos em relação aos seus homólogos alquilados

Para uma possível identificação de fonte de HPAs na área em estudo foi utilizado o método de razão de diagnóstico baseado nas relações moleculares $[Ant]/[Ant]+[Fen]$, $[Ind]/[Ind]+[BgHiP]$, $[BgHiP]/[Ind]$ apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Fontes de emissão de HPAs e correspondentes razões de diagnóstico para sua identificação.

Razão de diagnóstico	Combustível fóssil (não queimado)	Combustível fóssil (queimado)	Combustão de gramíneas e madeira	Combustão	Referência
$[Ant]/[Ant]+[Fen]$	< 0,10 < 0,20	0,20 – 0,50	> 0,50	> 0,10 > 0,50	Yunker <i>et al.</i> (2002) Roger <i>et al.</i> (1993), Grimmer <i>et al.</i> (1983) Kavouras <i>et al.</i> (2001), Ravindra <i>et al.</i> (2006)
$[Ind]/[Ind]+[BgHiP]$	-	0,35 – 0,70	0,62	-	Schauer <i>et al.</i> (1999)
$[BgHiP]/[Ind]$	-	1,1 (diesel) 3,5 (gasolina)	0,8	-	

Fonte: Autor (2015).

Yunker *et al.* (2002) propuseram um modelo para inferir uma possível fonte de HPAs próximo ao local de estudo que se baseou nas relações moleculares que frequentemente são associadas a emissões atmosféricas desses compostos. Assim três razões de diagnóstico foram utilizadas nessa pesquisa, as quais estão apresentadas nas Equações 4, 5 e 6 a seguir.

$$\frac{Ind}{\Sigma(Ind+BgHiP)} \quad (4)$$

$$\frac{Ant}{\Sigma(Ant+Fen)} \quad (5)$$

$$\frac{BgHiP}{Ind} \quad (6)$$

As Tabelas 6, 7 e 8 apresentam as estimativas das razões de diagnóstico para os HPAs encontrados associados ao material particulado fino (MP_{2,5}) das amostras coletadas durante o período em estudo.

Tabela 6 - Estimativa da razão de diagnóstico $\frac{\text{Ind}}{\Sigma(\text{Ind}+\text{BghiP})}$ para identificação da fonte de HPAs nas amostras coletadas no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.

Amostras (ng/m³)

Amostras (ng/m³)

	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15
Ind	7305,9	7617	ND	1297,12	9062,2	8297,4	642,5	ND	ND	1252,1	903,7	1005,4	1662,5	1662,5	1485,2
BghiP	3393,8	2141	1826	2859,9	1336,6	5205,4	1935	1042,4	ND	521,4	160,6	ND	237,7	370,3	ND
<u>Ind</u>															
$\Sigma(\text{Ind}+\text{BghiP})$	0,68	0,78	0	0,31	0,87	0,61	0,25	0	-	0,71	0,85	1	0,87	0,82	1
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Ind	1704,7	567,4	1152,9	807,6	707,1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BghiP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	401	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<u>Ind</u>	1	1	1	1	1	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-
$\Sigma(\text{Ind}+\text{BghiP})$															

Fonte: Autor (2015).

Tabela 7 - Estimativa da razão de diagnóstico $\frac{Ant}{\Sigma(Ant+Fen)}$ para identificação da fonte de HPAs nas amostras coletadas no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.

Amostras (ng/m ³)															
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15
Ant	5344,9	5985,6	4,4	4121	4089	7984,8	204,6	30,1	7,4	178,6	238,2	59,1	43,9	86,1	158,2
Fen	668	148,1	ND	140,1	140,5	712	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
$\frac{Ant}{\Sigma(Ant+Fen)}$	0,89	0,98	1	0,97	0,97	0,92	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Amostras (ng/m ³)															
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Ant	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fen	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
$\frac{Ant}{\Sigma(Ant+Fen)}$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: Autor (2015).

Tabela 8 - Estimativa da razão de diagnóstico $\frac{\text{BghiP}}{\text{Ind}}$ para identificação da fonte de HPAs nas amostras coletadas no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.

Amostras (ng/m ³)															
	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12	13	14	15
BghiP	3393,8	2141	1826	2859,9	1336,6	5205,4	1935	1042,4	ND	521,4	160,6	ND	237,7	370,3	ND
Ind	7305,9	7617	ND	1297,12	9062,2	8297,4	642,5	ND	ND	1252,1	903,7	1005,4	1662,5	1662,5	1485,2
$\frac{\text{BghiP}}{\text{Ind}}$	0,46	0,28	1	2,20	0,15	0,63	3,01	1	-	0,42	0,18	0	0,14	0,22	0
Amostras (ng/m ³)															
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
BghiP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	401	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ind	1704,7	567,4	1152,9	807,6	707,1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
$\frac{\text{BghiP}}{\text{Ind}}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: Autor (2015).

Na Tabela 6 observa-se que os HPAs detectados em algumas amostras são provavelmente provenientes de duas fontes distintas: uma delas seria da queima de combustível fóssil (razão $[Ind]/[Ind]+[BghiP] > 0,35-0,70$), possivelmente dos motores de caminhões e veículos leves que trafegam nas proximidades e a outra fonte seria da queima de biomassa (razão $> 0,62$), devido ao uso da lenha para queima dos fornos intermitentes das cerâmicas que estão próximas ao local em estudo.

Segundo a Tabela 7 também se pode inferir que os HPAs detectados nas amostras onde houve detecção, provenientes do processo de combustão de origem pirogênica (razão $[Ant]/[Ant]+[Fen] > 0,50$) nos casos em que os HPAs foram detectados, conforme relatado por Yunker *et al.* (2002).

Na Tabela 8 e a partir das estimativas da razão $[BghiP]/[Ind]$ observa-se que as fontes dos HPAs podem também ser provenientes de origem petrogênica (combustíveis fosseis) como também pirogênica (combustão de madeira) de acordo com Schauer *et al.* (1999, 2001, 2002).

Os resultados obtidos nas razões de diagnóstico de fontes de HPAs demonstram que as possíveis fontes de HPAs são provenientes de origens petrogênicas e pirogênicas. A fonte de origem petrogênica está ligada diretamente ao fluxo de caminhões, caminhonetes e outros veículos pesados que trafegam no local para o transporte de matéria primas para as indústrias cerâmicas como também para escoamento da produção, já a de origem pirogênica está relacionada a combustão de biomassa pelas várias indústrias cerâmicas próximas ao local de amostragem, as quais usam lenha em seus fornos intermitentes, emitindo grande quantidade de particulados na atmosfera.

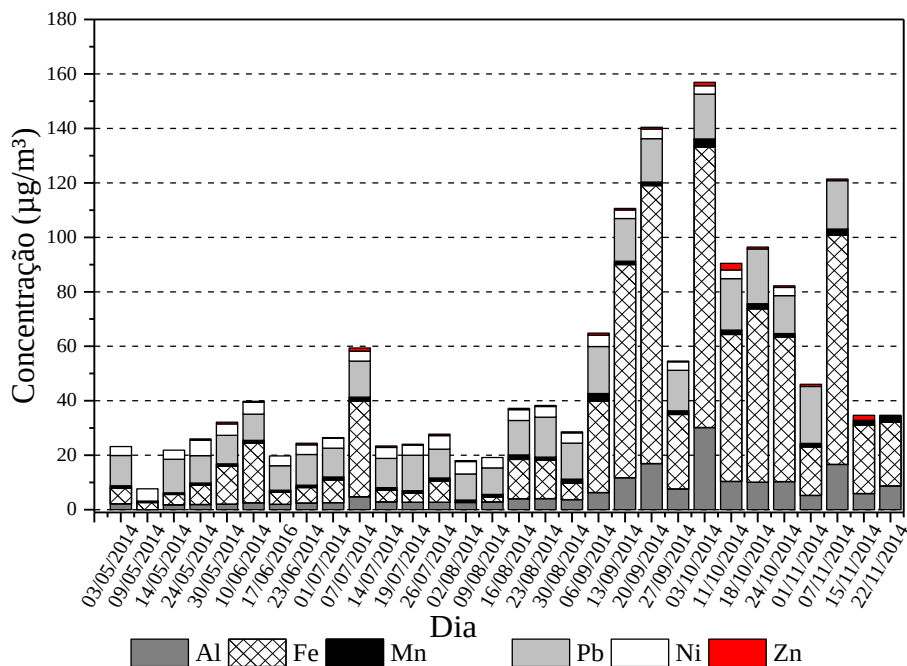
De acordo com Andrade (2004) sugere-se que a fonte de emissão é proveniente exclusivamente da queima de biomassa, sendo importante observar que o método de Yunker *et al.* (2002) é limitado, visto que sempre existe mais de uma fonte emissora associada aos contaminantes (CRUTZEN *et al.*, 1993). O uso de razões de diagnóstico merece uma atenção em especial, pois frequentemente é difícil distinguir quais as principais fontes interferentes, além do que estas razões podem ser alteradas por moléculas presentes na atmosfera que podem reagir com os HPAs como ozônio e os NO_x (FINLAYSON-PITTS *et al.* 1997).

4.3 Determinação de metais traços

Os resultados encontrados na determinação dos metais: alumínio (Al), ferro (Fe), manganês (Mn), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) associados ao material particulado MP_{2,5}

estão apresentados na Figura 19. Na Tabela 9 mostram-se as estatísticas básicas para avaliação das concentrações destes metais nas amostras coletadas.

Figura 19 - Concentração dos metais Al, Fe, Mn, Pb, Ni e Zn associados ao MP_{2,5} coletados no período de 03 de maio a 22 de novembro de 2014 no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.



Fonte: Autor (2015).

Tabela 9 – Concentrações dos metais traços associados ao MP_{2,5} coletados no período em estudo no ponto amostral 2 no centro urbano do município de Russas/CE.

Metais (µg/m³)							
	<i>N</i>	Número de	Frequencia	<i>X</i>	Max.	Min.	σ
		ocorrências	%				
Al	30	29	96,6	6,48	30,2	1,78	6,24
Fe	30	29	96,6	28,5	102,9	1,73	30,8
Mn	30	30	100	1,30	2,96	0,57	0,57
Pb	30	27	90	13,5	20,9	9,02	3,42
Ni	30	25	83,3	3,82	5,63	2,97	0,63
Zn	30	25	83,3	0,69	2,46	0,24	0,50

N: número de amostras, *X*: média amostral, σ : Desvio padrão.

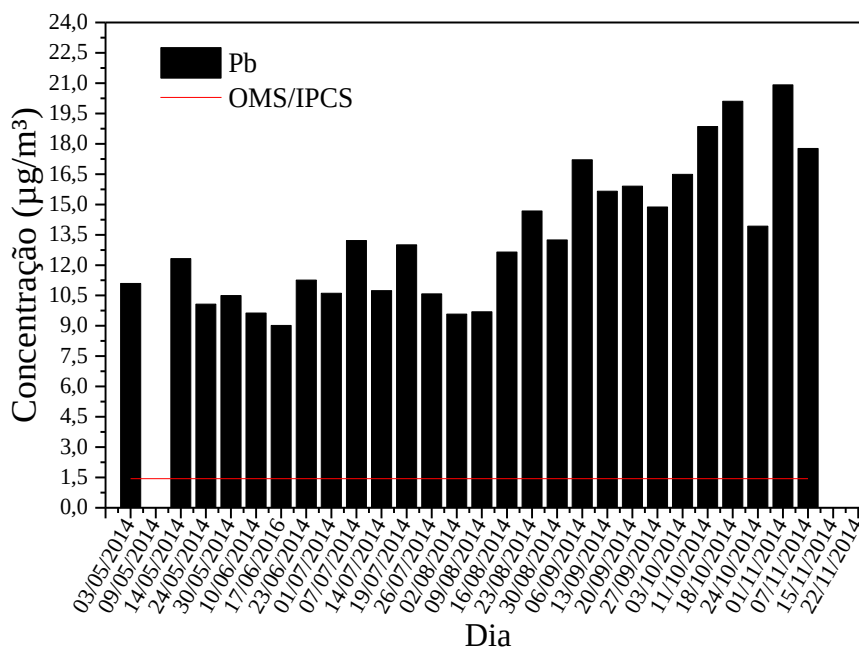
Fonte: Autor (2015).

Dentre os metais analisados o Fe foi que apresentou concentração média mais elevada de $28,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, já o Al e o Pb apresentaram as concentrações média de 6,48 e $13,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na fração inorgânica do $\text{MP}_{2,5}$ enquanto o Zn, Mn e Ni apresentaram-se em concentrações mais baixas de 0,69, 1,30 e $3,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Na literatura os elementos principais e secundários na biomassa, em ordem decrescente de abundância, são comumente: C, O, H, N, Ca, K, Si, Mg, Al, S, Fe, P, Cl, Na, Mn e Ti (VASSILEV *et al.*, 2012a). A biomassa natural é altamente enriquecida em $\text{Mn} > \text{K} > \text{P} > \text{Cl} > \text{Ca} > (\text{Mg}, \text{Na}) > \text{O} > \text{umidade} > \text{matéria volátil}$, ligeiramente enriquecida em H e empobrecida nas cinzas em Al, C, Fe, N, S, Si e Ti em comparação com o carvão (VASSILEV *et al.*, 2012a). Vassilev *et al.* (2010a; 2012b) identificaram que as diferenças químicas entre os grupos de biomassa naturais e antropogênicas são significativos e estão relacionados às diferentes fontes de biomassa ou de sua origem, seja, a partir de produtos vegetais e animais ou dos materiais de fabricação empregados.

HASAN *et al.* (2009) realizaram um estudo na cidade de Bangladesh e observaram a partir da queima de dois tipos diferentes de biomassas (casca de arroz – tipo1 e palha, bambu, esterco de vaca, folhas e plantas – tipo 2) em fogões de cozinha que as concentrações médias de chumbo, ferro, cádmio, cálcio, potássio e magnésio eram muito mais elevadas na biomassa mista (tipo 2) em comparação com a casca de arroz (tipo 1). As concentrações de chumbo, ferro, cádmio, cálcio, potássio e magnésio foram respectivamente de 95,6; 11520; 8,33; 1635; 17,1 e 443,1 mg/kg na casca de arroz. Em comparação as concentrações de chumbo, ferro, cádmio, cálcio, potássio e magnésio foram de 125,2; 12360; 12,0; 1648; 534,2 e 21,5 mg/kg, nas amostras tipo 2 (biomassa mista). Estes valores mostram que quantidades significativas de metais tóxicos podem ser liberadas nos processos de combustão das biomassas, o que influencia a qualidade do ar e das vidas das pessoas.

Particularmente para o chumbo, a Figura 20 mostra que no período em estudo a média encontrada de $13,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ é bastante superior aos parâmetros estabelecido pela OMS que são da ordem de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ até 50 metros de distância da fonte e de $1,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ até mil metros de distância.

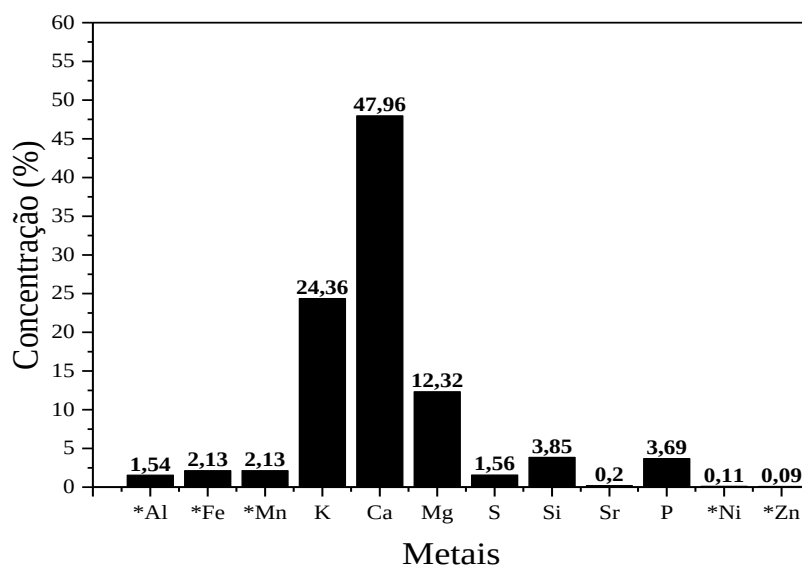
Figura 20 – Concentrações diárias de chumbo associadas ao MP_{2,5} durante o período de amostragem.



Fonte: Autor (2015).

A Figura 21 apresenta a análise direta por fluorescência de raios-X (FRX) das cinzas de cajueiro, sendo observada a presença Al, Fe, Mn, Ni e Zn já inicialmente relatados na análise por absorção atômica (EAA) da fração inorgânica do MP_{2,5} coletada durante o estudo.

Figura 21 – Caracterização da composição inorgânica da biomassa de cajueiro por fluorescência de raios -X.



Fonte: Autor (2015).

A partir dos dados obtidos da absorção atômica (EAA) em comparação com os dados obtidos da fluorescência de raios-X (FRX) pode se observar uma boa relação da composição da matéria inorgânica no MP_{2,5} com a observada nas cinzas de cajueiro, visto que nesta foram encontrados entre todos os metais analisados cerca de 2,13 % de Fe, 2,13 % de Mn, 1,54 % de Al, 0,11 % de Ni e 0,09 % de Zn. Esta ordem de abundância é similar à observada nas amostras de material particulado fino analisado. A não ocorrência de chumbo na amostra vegetal correlaciona a sua origem provavelmente as emissões automotivas na área em estudo.

4.4 Determinações de micronúcleos segundo o bioensaio Trad-MCN exposição crônica e aguda de *T. pallida*.

A fim de se verificar se os poluentes presentes no ar no centro urbano de Russas são capazes de provocar danos ao material genético em organismos vegetais do gênero *Tradescantia* foram submetidos a uma exposição crônica de seis meses e outra exposição aguda de 8 horas, para fim de avaliar a qualidade do ar, foi realizado testes de detecção de micronúcleo em tétrades de *T. pallida* nos três pontos amostrais mais o ponto controle. Os resultados obtidos segundo o bioensaio Trad-MCN estão apresentados na Tabela 10 a 12.

Tabela 10 - Valores da frequência de micronúcleos de *Tradescantia pallida* por ponto amostral durante a exposição crônica nos meses de maio a outubro de 2014 no centro urbano do município de Russas-CE.

Pontos Amostrais	Meses						ΣMCN	X	Máx.	Mín.	σ
	Maio	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro					
Ponto 01	0,066	0,066	0,500	0,260	0,000	0,030	0,922	0,15	0,50	0	0,19
Ponto 02	0,066	0,033	0,160	0,200	0,066	0,000	0,525	0,09	0,20	0	0,08
Ponto 03	0,066	0,000	0,600	0,200	0,000	0,000	0,866	0,14	0,60	0	0,24
Controle	0,000	0,000	0,360	0,300	0,460	0,330	1,450	0,24	0,46	0	0,19

X: média amostral, σ : Desvio padrão.

Fonte: Autor (2015).

Na Tabela 10 observa-se que os pontos 01 e 03 apresentaram frequência mais elevada de micronúcleos com valores médios da frequência de micronúcleos de 0,15 e 0,14

MCN. O controle negativo apresentou frequência média de 0,24 MCN e máxima de 0,46 MCN, denotando um sítio também sujeito a agressividade de poluentes atmosféricos (Σ MCN = 1,450). O maior índice de desvio padrão foi observado no ponto 03 com valor de 0,24; o que indica que na maior parte do período avaliado não se detectou concentrações elevadas de compostos mutagênicos no ar nos pontos amostrais em concentrações suficientes que pudessem induzir quebras cromossômicas nas células mãe do grão de polen no momento da sua formação. A maior incidência de micronúcleos durante o período de exposição das plantas as emissões dos poluentes ocorreram no mês de julho com frequência de 0,600 MCN.

Entre os pontos amostrais os meses de julho e agosto foram os que apresentam maior nível de genotoxicidade a *T. pallida* com valores de MCN de 1,260 e 0,660; os quais são bem superiores aos encontrados nos meses de maio (MCN = 0,198), junho (MCN = 0,099), setembro (MCN = 0,066) e outubro (MCN = 0,030).

Acredita-se que essas médias tenham sido influenciadas às diferenças nas condições ambientais observadas no período de avaliação, além do aumento do tráfego de caminhões utilizados no transporte de tijolos e telhas produzidos pela atividade ceramista intensificada nesse período nas proximidades dos sítios monitorados das diversas indústrias cerâmicas instaladas.

A Tabela 11 apresenta a análise de variância (ANOVA) para os resultados obtidos no bioensaio Trad-MCN para todos os pontos amostrais.

Tabela 11 – Análise de variância para o número de micronúcleos observados pelo bioensaio Trad-MCN (exposição crônica) nos 3 pontos amostrais no centro urbano (Russas) e controle negativo (Limoeiro do Norte/CE) durante o período de maio a outubro de 2014.

FV	GL	SQ	QM	F-crit	F	p
Tratamentos	3	0,08609	0,02870	0,071	0,40541	0,7507
Resíduo	20	1,41565	0,07078			
Total	23	1,50174				
CV% = 104,01%						

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$).

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$) e ns - não significativo ($p \geq 0,05$)

Fonte: Autor (2015).

A Tabela 11 mostra que não houve diferença significativa entre a frequência de micronúcleos no ponto controle e nos pontos amostrais 1, 2 e 3 ($F_{\text{observado}} < F_{\text{Tabelado}}$) durante os seis meses de avaliação, contudo constata-se uma variação notória das frequências individuais

de micronúcleos observadas, tanto na comparação entre os meses como entre os pontos amostrais, o que é confirmado pelo alto coeficiente de variação (104,01%) estimado, o que pode ser justificado pela influência dos fatores climáticos diferenciados aos quais as plantas ficaram expostas ao longo do experimento. Em tempo, ressalta-se que o bioensaio foi realizado simultaneamente em todos os pontos amostrais e todas as inflorescências utilizadas eram procedentes de uma mesma população de plantas, o que nos permitiu assumir que qualquer alteração climática pontual esteve integrada uniformemente na indução de mutações.

Conforme Zanato *et al.* (2007) entre os fatores meteorológicos que influenciam na concentração dos poluentes atmosféricos, a direção dos ventos contribui para a limpeza da atmosfera. Os autores observaram uma frequência de micronúcleos variando entre 1,92 e 1,52 para os bairros considerados com alto nível de poluição, sendo essa situação acarretada pela direção dos ventos.

Rajsic (2004) em estudo no centro da cidade de Belgrado verificou o impacto dos fatores meteorológicos na concentração de material particulado coletado em filtros teflon, além de uma correlação negativa com a velocidade do vento.

Batalha *et al.* (1999) avaliando o potencial clastogênico do material particulado encontrado no ar da cidade de São Paulo por meio do bioensaio Trad-MCN observou uma frequência de micronúcleos entre 2,4 e 2,9; o que caracteriza um quadro de poluição danosa à saúde humana. Em São Paulo, a frequência de micronúcleos reportada por Sant'Anna (2003) apresentou valores médios entre $5,6 \pm 0,7$ e $7,1 \pm 1,0$ nos dois bairros de Cerqueira César e Congonhas, considerados altamente poluídos.

A relação inversa entre a taxa de MCN, a chuva mensal e a umidade relativa indica que plantas de *T. pallida* são sensíveis ao estresse hídrico. Assim, estômatos podem ser fechados pela redução da água disponível, e dependendo de cada situação, a absorção de gases poluentes, que ocorre principalmente via estomática pode ser restrita. Então, observa-se a redução da influência da clastogênese em plantas expostas a níveis intensos de poluição atmosférica em período de pouca chuva e consequentemente baixa umidade relativa do ar e altas temperaturas (KLUMPP *et al.*, 2004, ISIDORI *et al.*, 2003, SAVÓIA *et al.*, 2009). Essas condições climáticas alteradas e influenciadas por emissões industriais e veiculares altera o ciclo das plantas provavelmente retardando ou acelerando, pela mudança repentina, o florescimento das mesmas e o aparecimento dos micronúcleos.

Guimarães *et al.* (2000) avaliaram os níveis de poluição do ar em bairros localizados na zona urbana e rural de São Paulo por meio de plantas sentinelas. Os autores obtiveram em Congonhas, zona urbana, uma frequência de micronúcleos de 7,1%, em comparação com níveis

de 5,7 e 2,3% encontrados em Cerqueira César e Caucaia do Alto, respectivamente, na zona rural. O aumento da frequência de micronúcleos observado indica o risco potencial de mutagenicidade em presença de altas concentrações de poluentes.

Villarini *et al.* (2009) avaliando a genotoxicidade do ar urbano de Perugia, na Itália central, utilizando o Trad-MCN durante 24 h em três locais com diferentes níveis de poluição confirmaram a sensibilidade do teste e que necessariamente o mesmo deve ser combinado com a análise química para caracterização de genotoxicidade do ar urbano.

Tabela 12 - Valores da frequência de micronúcleos de *Tradescantia pallida* por ponto amostral durante a exposição aguda no centro urbano do município de Russas-CE.

Pontos amostrais	Σ micronúcleos	Σ Tétrades	MCN
Ponto 01	48	1250	3,84
Ponto 02	64	1250	5,12
Ponto 03	31	1250	2,32
Controle	23	1250	1,84

Fonte: Autor (2015).

Na Tabela 12 observa-se que a frequência de micronúcleo no ensaio agudo foi bastante superior ao apresentado pelo ensaio crônico, evidenciando que o ponto amostral 2 apresentou maior frequência de micronúcleo de 5,12%, seguido pelos pontos amostrais 1 e 3 que apresentaram frequência de 3,84 e 2,32 respectivamente, já o ponto controle apresentou níveis mais baixos de micronúcleos de 1,84. Apesar dos resultados encontrados no biomonitoramento de exposição crônica não terem sido satisfatório, o ensaio agudo demonstrou que a espécie *Tradescantia pallida* apresenta alta sensibilidade a agentes tóxicos presentes no ambiente, além de apresentar características favoráveis para o trabalho *in situ*, indicando o teste do bioensaio Trad-MCN como uma ferramenta alternativa para uso em estudos ambientais.

O bioensaio TRAD-MCN tem se mostrado adequado para rápidas confirmações de potenciais riscos de exposição a agentes mutagênicos em sistemas biológicos, podendo esse agente está diluído em meio líquido ou apresentar-se na forma gasosa. Os dados obtidos com experimentos utilizando a *Tradescantia* são, em geral, consistentes, precisos e confiáveis, e em especial, a resposta a baixos níveis de radiação e mutágenos químicos raramente é obtida com

outros ensaios biológicos (BATALHA *et al.*, 1999; GUIMARÃES *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2003; KLUMP *et al.*, 2006; SUYAMA *et al.*, 2002). No entanto, neste trabalho não se verificou uma indução significativa de alterações cromossômicas devidas provavelmente a força das correntes de vento características na Região no período avaliado, aliados a baixa precipitação e elevadas temperaturas, como já comentado anteriormente.

Alves (2010) avaliando a toxicidade genética associada ao extrato orgânico de material particulado proveniente da queima de biomassa em Tangará da Serra/Mato Grosso, por meio do TRAD-MCN observou frequência de MCN de 2,54; não apresentando diferença significativa com relação ao controle negativo (MCN = 1,61). A autora destaca a sensibilidade e eficiência do bioteste utilizado na detecção de possíveis agentes poluentes em áreas de risco ambiental.

Carvalho-Oliveira *et al.* (2006) avaliaram extratos inorgânicos de material particulado em 2003 durante uma greve de ônibus em São Paulo na indução da mutagenicidade e toxicidade usando o bioensaio TRAD-MCN. A autora observou uma redução significativa de micronúcleos no grupo exposto a solução contendo 1 mg/mL de MP_{2,5} coletado durante o período de greve de ônibus quando comparado ao grupo exposto a mesma solução durante o período de não greve dos ônibus. Além disso, observaram uma diferença na composição das amostras do MP e uma maior concentração de MCN no período normal de tráfego. É importante resaltar que a quantificação e a identificação desses compostos sejam realizadas para comprovar os potenciais causadores de danos ambientais e a saúde humana.

Carreras *et al.* (2006) realizaram um experimento de biomonitoramento da qualidade do ar, de outubro de 2004 a abril de 2005, com *Tradescantia pallida* em três locais da cidade de Córdoba na Argentina: primeiro no centro da cidade, caracterizado por avenidas importantes com atividade de alto tráfego, segundo no campus da Universidade, sujeito a intenso tráfego veicular e terceiro uma área residencial, sem significativas fontes locais de poluição do ar. A análise revelou que a área residencial apresentou uma menor frequência de micronúcleos do que a universidade e a cidade áreas centrais, estando os gradientes de poluição atmosférica de Córdoba associados às mudanças na frequência de micronúcleos espontânea de células mãe de *Tradescantia*. Os autores destacaram que esses resultados indicam que o biomonitoramento ao ar livre com plantas superiores pode ser útil para a caracterização de poluição do ar nas zonas sem monitorização instrumental ou para explorar a distribuição de contaminantes de ar em uma microescala.

Segundo a CETESB (2006), os principais problemas de emissões atmosféricas do setor cerâmico estão relacionados às emissões de material particulado (MP) rico em compostos

orgânicos como HPAs e compostos inorgânicos. Uso de argila como matérias-primas da indústria cerâmica levam à formação de pós, que podem ser dispersos no ambiente no transporte da argila jazida até as cerâmicas como também, como no próprio manuseio dentro da própria cerâmica, e essa liberação de partículas no ar podem causar problemas respiratórios nas pessoas que moram próximas e que estão expostas a essas condições.

Ainda segundo a CETESB (2006), a geração de material particulado está associada ao transporte inadequado da argila em caminhões sem lonas ou coberturas; à armazenagem da argila fora de silos ou galpões; à preparação da massa cerâmica (principalmente na via seca) e nos processos de moagem, peneiramento, atomização (na via úmida) e na secagem. Em casos de empresas que utilizam óleo ou lenha nos fornos e/ou secadores há também a formação de particulados do processo de combustão destes energéticos.

Dados da qualidade do ar, gerados por meio do bioensaio Trad-MCN, apesar de importantes, não podem ser usados diretamente para prever os riscos a que a população está sujeita, já que os organismos vivos reagem aos poluentes aéreos e a outros fatores ambientais de maneira integrada, dessa forma, o biomonitoramento, onde reações da vida são usadas para identificar e/ou caracterizar mudanças antropogênicas induzidas na qualidade do ar, é mais eficaz para esse fim (CARVALHO, 2005).

Conforme Andrade Júnior (2008) a atmosfera urbana contém uma mistura de poluentes que inclui substâncias mutagênicas e carcinogênicas. A associação entre estas substâncias e problemas respiratórios e cardiovasculares, além do aumento de determinados tipos de cânceres, é estabelecida na literatura. Assim, o biomonitoramento via bioensaio Trad-MCN como instrumento de avaliação do potencial genotóxico da atmosfera urbana foi utilizado para avaliar o potencial mutagênico do ar atmosférico em duas áreas de tráfego diferenciado na cidade de Senhor do Bonfim-Ba, envolvendo a Rodovia Lomanto Junior (RLJ), uma área de tráfego intenso e na Praça Nova do Congresso (PNC), área de menor fluxo de veículos. O controle negativo (CTR) foi instalado no Campus VII da Universidade do Estado da Bahia. Plantas expostas na RLJ e na PNC apresentaram frequência de micronúcleo (MCN) mais alta em comparação com as plantas em CTR. Esta alta frequência de MCN observada aponta a eficiência do bioensaio TRD-MCN e indica o potencial risco mutagênico das substâncias presentes no ar atmosférico.

Em uma rede de municípios, o projeto pan-europeu EuroBionet utiliza plantas bioindicadoras para a avaliação de possíveis efeitos da poluição aérea. Por meio de um conceito de comunicação específico, os resultados científicos do projeto são traduzidos e divulgados de uma forma que chama a atenção do público em geral e que sensibiliza a população urbana

(KLUMPP *et al.*, 2001). Desta forma, pretende-se induzir a uma mudança no comportamento e aumentar a aceitação de medidas corretivas.

Klumpp *et al.* (2006) verificaram o aumento da poluição nas cidades abrangidas pelo projeto EuroBionet, e os testes revelaram um elevado potencial genotóxico principalmente naqueles sítios urbanos que foram expostos a emissões de tráfego intenso de automóveis.

Meireles *et al.* (2009) relataram que a qualidade de vida nos grandes centros urbanos é diretamente afetada pela qualidade do ar e que bioensaios utilizando modelos de plantas podem ser utilizados para detectar os efeitos de agentes genotóxicos dando resultados excelentes. Os autores utilizaram o bioensaio Trad-MCN para avaliar a genotoxicidade de efeitos dos poluentes atmosféricos na cidade de Feira de Santana, Bahia, Brasil, em três locais com cargas de tráfego variadas. As inflorescências foram coletadas em uma base mensal a partir de plantas que crescem nestes locais em regimes de monitoramento tanto passiva e ativa. A ocorrência de MCN encontrada foi proporcional ao fluxo de veículos em ambos os regimes de controle, com as plantas que estão sendo acompanhados pelo monitoramento ativo demonstrando a maior sensibilidade à contaminação atmosférica. Esses resultados indicaram que locais com tráfego de veículos mais intenso demonstram significativa contaminação atmosférica por poluentes capazes de danificar o DNA.

Mariani *et al.* (2009) exploraram a correlação entre a frequência de micronúcleos via bioensaio Trad-MN medido em 28 estações de biomonitoramento durante o período compreendido entre 11 de maio e 2 de outubro de 2006, e as taxas de mortalidade por doenças cardiovasculares, respiratórias e câncer em São José dos Campos, Brasil, caracterizada como uma área com diferentes fontes de poluição do ar. A associação entre estimadores de saúde e frequência de micronúcleos foi determinada por medidas de correlação de Pearson. Frequências mais elevadas de micronúcleos foram detectados em áreas com tráfego elevado e perto de um posto de petroquímicos. Associações significativas foram detectadas entre frequência de micronúcleos e taxa de mortalidade ajustada por doenças cardiovasculares ($R = 0,841$) e câncer ($R = 0,890$). A associação entre mortalidade por doenças pulmonar obstrutiva crônica foi positiva, mas não alcançou significância estatística ($R = 0,640$), provavelmente devido ao pequeno número de eventos. Devido ao pequeno número de observações e da natureza de um estudo ecológico, os achados devem ser considerados com cautela e considerados preliminares.

Por fim vale ressaltar que deve se utilizar o teste de bioindicação como o Trad-MCN apenas para prognóstico da condição ambiental de poluição, e não como mecanismo no auxílio da redução dessa poluição (ARNDT *et al.*, 1991; TEMMERMAN *et al.*, 2004).

5. CONCLUSÕES

Os índices de MP_{10} e $MP_{2,5}$ no período em estudo apresentaram concentrações máximas de 121,31 e 61,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, ultrapassando os valores estabelecido pela Organização Mundial da Saúde que é de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas para MP_{10} , e de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para 24 horas para $MP_{2,5}$. Em geral, observou-se que o MP_{10} ultrapassou quatro vezes enquanto o $MP_{2,5}$ excedeu nove vezes o valor máximo diário.

Durante todo período de amostragem as maiores concentrações de material particulado fino ($MP_{2,5}$) foram observadas no período seco.

Na caracterização química dos metais associados ao material particulado fino ($MP_{2,5}$) o Mn esteve presente em 100% das amostras, seguido do Al, Fe que apresentaram ocorrência de 96 %. O Fe e Al apresentaram as concentrações mais elevadas de 102,98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 30,17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente, provavelmente advindas das partículas em ressuspensão do solo.

A concentração de Pb variou entre 9,02 a 20,91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, apresentando níveis até 13 vezes maiores do que o estabelecido pela OMS, os quais são da ordem de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ até 50 metros de distância da fonte e de 1,50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ até mil metros de distância, o que é preocupante do ponto de vista da saúde ambiental.

HPAs mutagênicos e carcinogênicos foram indentificados nas amostras de $MP_{2,5}$ em elevadas concentrações, o que pode esta influenciando para o efeito genotóxico no ambiente. Os níveis dos HPAs prioritários totais variaram entre 0,20 e 25,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

A molécula de antraceno (3 anéis aromáticos) foi a mais abundante e, juntamente com o Indeno (1,2,3-cd) pireno, Benzo (g,h,i)perileno, Dibenzo (a,h) antraceno (6 anéis aromáticos), apresentarão maiores concentrações em todas as amostras. HPAs com 4 anéis aromáticos condensados não foram encontrados nas amostras analisadas. Os grupos de HPAs com 3 e 6 anéis predominaram em todas as amostras, representado cerca de 56,7 % (6 anéis) e 34,1 % (3 anéis) do total de HPAs quantificados.

O benzo(a)pireno considerado como referencial de toxicidade e carcinogenicidade pela OMS apresentou concentrações entre 145,1 a 828,5 ng/m^3 , as quais são bem superiores aos valores recomendados pelas legislações internacionais estabelecidas pela Organização Mundial de Saúde (OMS) de 1 ng/m^3 . Essas concentrações são bastante preocupantes e revelam uma exposição crônica das pessoas a esse contaminante, o que pode contribuir ao aumento da incidência de câncer ao longo dos anos na área em estudo.

O uso do método de razões de diagnóstico mostrou que os HPAs encontrados no centro urbano do Município de Russas são provavelmente provenientes da combustão de combustíveis fósseis e principalmente da queima de biomassa. A combustão proveniente de combustíveis fósseis próximos ao local pode ser associada ao fluxo de caminhões que fazem o transporte de matéria prima para as cerâmicas e o escoamento da produção. Já a queima da biomassa é atribuída aos fornos intermitentes a lenha que periodicamente emitem grande quantidade de gases e material particulado na atmosférica próximo ao ponto de amostragem.

Os resultados obtidos apartir da exposição crônica de *T. Pallida* mostraram variações entre 0,030 e 0,600 para a frequência de micronúcleo (MCN) entre os pontos experimentais e o ponto controle, o que mostra que o bioensaio durante seis meses de pesquisa não apresentou diferença significativa entre os mesmos.

O bioensaio de exposição aguda de 8 horas mostrou variação bem superiores de MCN com valores entre 1,84 e 5,12; o que demonstra a eficiência e a sensibilidade do biomonitoramento *in situ* com *Tradescantia pallida* e ratificando os resultados das análises químicas no ponto amostral 2.

As emissões antrópicas associadas às atividades ceramistas (queima de biomassa) têm uma forte influência na qualidade do ar na área em estudo, sendo importante ressaltar aos órgãos e agências de controle ambiental sobre os compostos poluentes encontrados no material particulado inalável presente naquele ambiente, os quais apresentam características mutagênicas e carcinogênicas que podem influenciar e contribuir positivamente para efeitos nocivos à saúde e a qualidade de vida da população.

Como sugestões para trabalhos futuros relatam-se:

- Estabelecimento de mais pontos amostrais para o monitoramento da amostragem de material particulado no próprio município de Russas-CE.
- Utilização de amostradores de grande volume para coleta de MP₁₀, MP_{2,5} e PTS.
- Monitoramento contínuo dos dados meteorológicos.
- Realizar correlações entre a exposição do material particulado com os índices de internações e atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias no município.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINI, J. M. S.; WAJNTAL, A. **Análise citogenética em trabalhadores de minas de carvão mineral de Criciúma - SC**. Tese (Doutorado em Citogenética). Área de concentração: Biologia - Universidade de São Paulo, São Paulo, 158 p, 1993.
- ALVES, N.O. Genotoxicidade e composição do material particulado emitido pela queima de biomassa: um estudo de caso em Tangará da Serra, região da Amazônia brasileira. Dissertação. Natal-RN, p.82, 2010.
- ALVES, E. S.; SOUZA, S. R.; PEDROSO, A. N. V.; DOMINGOS, M. Potential of the Trad-MCN assay applied with inflorescences of *Tradescantiapallida* ‘Purpurea’ for evaluating air contamination by naphthalene. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.71, p 717–721, 2008.
- ALVES, N.O.; LOUREIRO, A.L.M.; SANTOS, F.C.; NASCIMENTO, K.H.; DALLACORT, R.; VASCONCELLOS, P.C.; HAGON, S.S.; ARTAXO, P.; MEDEIROS, S.R.B. Genotoxicity and composition of particulate matter from biomass burning in the eastern Brazilian Amazon region. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.74, p. 1427–1433, 2011.
- 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. **Ver. Brasil. Bot.**, v. 24, n. 4, p. 567-576, 2001.
- ANDRÉ, P.A.; VERAS, M.M.; MIRAGLIA, S.G.E.K.; SALDIVA, P.H.N. Lean diesel technology and human health: a case study in six Brazilian metropolitan regions. **Clinics**, v. 67, n. 6, p. 639-645, 2012.
- American Thoracic Society, Committee of the Environmental and Occupational Health Assembly, Health effects of outdoor air pollution. Part 1. **Am. J. Respir. Crit. Care Med.**, v. 153, p. 3-50, 1996a.
- American Thoracic Society, Committee of the Environmental and Occupational Health Assembly, Health effects of outdoor air pollution. Part 2. **Am. J. Respir. Crit. Care Med.**, v. 153, p. 477-498, 1996b.
- ARTAXO, P.; CAMPOS, R. C.; FERNANDES, E. T.; MARTINS, J. V.; XIAO, Z.; LINDQVIST, O.; JIMÉNEZ, F.; MAENHAUT, W. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, v. 34, p. 4085- 4096, 2000.
- ARBEX, M. A.; CANÇADO, J. E. D.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F.; SALDIVA, P. H. N. Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. **Bras. Pneumol.**, v. 30, n. 2, p.158-175, 2004.
- ARBEX, M. A.; SANTOS, U. P.; MARTINS, L. C.; SALDIVA, P. H. N.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. A poluição do ar e o sistema respiratório. **J Bras Pneumol.**, v. 38, n. 5, p. 643-655, 2012.

ANDRADE-VIEIRA, L.F.; DAVIDE, L.C.; GEDRAITE, L.S.; CAMPOS, J.M.S.; AZEVEDO, H. Genotoxicity of SPL (spent pot lining) as measured by *Tradescantia* bioassays. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, p. 2065–2069, 2011.

ANDRADE JÚNIOR, S.J.; SANTOS JÚNIOR, J.C.S.; OLIVEIRA, J.L.; CERQUEIRA, E.M.M.; MEIRELES, J.R.C. Micronuclei in tetrads of *Tradescantia pallida* (Rose) Hunt. cv. *purpurea* Boom: genetic changes caused by urban air pollution. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v. 30, p. 295-301, 2008.

ARNDT, U.; SCHWEIZER, B. The use of bioindicators for environmental monitoring in tropical and subtropical countries. In: **Biological monitoring. Signals from the environment** (Ellenberg et al., eds.). Vieweg, Eschorn, p. 199-298, 1991.

BALDAUF, R. W.; LANE, D. D.; MAROTZ, G. A.; WIENER, R. W. Performance evaluation of the portable MiniVol particulate matter sampler. **Atmospheric Environment**, v. 35, p. 6087–6091, 2001.

BALANSKY, R.M.; D' AGOSTINI, F.; DE FLORA, S. Induction, persistence and modulation of cytogenetic alterations in cells of smoke-exposed mice. **Carcinogenesis**, v. 20, n. 8, p. 1491-97, 1999.

BATALHA, J.R.F.; GUIMARÃES, E.T.; LOBO, D.J.A.; LICHTENFELS, A.J.F.C.; DEUR, T.; CARVALHO, H.A.; ALVES, E.S.; DOMINGOS, M.; RODRIGUES, G.S.; SALDIVA, P.H.N. Exploring the clastogenic effects of air pollutants in São Paulo (Brazil) using the *Tradescantia* micronuclei assay. **Mutat. Res.**, v. 426, p. 229-32, 1999.

BATES, D.V. The effects of air pollution on children. **Environ. Health Perspect.**, v. 103, n. 6, p. 49-53, 1995.

BAEK, S. O.; FIELD, R. A.; GOLDSTONE, M. E.; KIRK, P. W.; LESTER, J. N.; PERRY, R. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behavior. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 60, p. 279-300, 1991.

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

BERNSTEIN, J.A.; ALEXIS, N.; BARNES, C.; BERNSTEIN, I.L.; BERNSTEIN, J.A.; NEL, A.; PEDEN, D.; DIAZ-SANCHEZ, D.; TARLO, S.M.; WILLIAMS, P.B. Health effects of air pollution. **J. Allergy Clin. Immunol.**, v. 114, p. 116-1123, 2004.

BI, X.; SHENG, G.; PENG, P.; ZHANG, Z.; FU, J. Extractable organic matter in PM10 from LiWan district of Guangzhou City, PR China. **Sci. Total Environ.**, v. 300, n. 1–3, p. 213–228, 2002.

BARROCAS, P.R.G. **Princípios de Toxicologia Ambiental: Conceitos e aplicações**. Ed. Interciência. Rio de Janeiro Cap.4, p.39-73, 2013.

BARTKOW, M.E.; HUCKINS, J.N.; MÜLLER, J.F. Field-based evaluation of semipermeable membrane devices (SPMDs) as passive air samplers of polyaromatic hydrocarbons (PAHs). **Atmos. Environ.**, v.38, n. 35, p.5983–5990, 2004.

BAKONYI, S.M.; DANNI-OLIVEIRA, I.M.; MARTINS, L.C.; BRAGA, A.L. Air pollution and respiratory diseases among children in the city of Curitiba, Brazil. **Rev. Saude Publica**, v. 38, n. 5, p.695-700, 2004.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; BARROS, M.T.L. de; VERAS JUNIOR, M.S. O meio atmosférico. In: **Introdução a Engenharia Ambiental**. São Paulo: Editora Printice Hall, p.170-172, 2005.

BUFFLER, P.A.; COOPER, S.P.; STINNETT, S.; CONTANT, C.; SHIRTS, S.; HARDY, R.J.; AGU, V.; GEHAN, B.; BURAU, K. Air pollution and lung cancer mortality in Harris Coutry, Texas, 1979-1981. **Am. J. Epidemiol.**, v. 128, n. 4, p. 683-99, 1988.

BURGESS, R. M.; AHRENS, M. J.; HICKEY, C. W.; DEN BESTEN, P. J.; HULSCHER, D. T.; VAN HATTUM, B.; MEADOR, J. P.; DOUBEN, P. E. T. **An Overview of the Partitioning and Bioavailability of PHAs in Sediments and Soils. PAHs: an ecotoxicological perspective**. John Wiley & Sons.p. 99-216, 2003.

BUSCHINI, A.; CASSONI, F.; ANCESCHI, E.; PASINI, L.; POLI, P.; ROSSI, C. Urban airborne particulate: genotoxicity evaluation of different size fractions by mutagenesis tests on microorganisms and comet assay. **Chemosphere**, v. 44, p. 1723 – 1736, 2001.

BRAUER, M.; HOEK, G.; VAN VLIET, P.; MELIEFSTE, K.; FISCHER, P.H.; WIJGA, A.; KOOPMAN, L.P.; NEIJENS, HJ.; GERRITSEN, J.; KERKHOF, M.; HEINRICH, J.; BELLANDER, T.; BRUNEKEEF, B. Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. **Am. J. Respr. Crit. Care Med.**, v. 166, n. 8, p.1092-8, 2002.

BRUNEKREEF, B.; JANSSEN, N.A.; DE HARTOG, J.; HARSSEMA, H.; KNAPE, M.; VAN VLIET, P. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. **Epidemiology**, v. 8, p. 298-303, 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 03** de 28 de junho de 1990. Disponível em 13/03/2015

BRUNEKREEF, B.; JANSSEN, N.A.; DE HARTOG, J.; HARSSEMA, H.; KNAPE, M.; VAN VLIET, P. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. **Epidemiology**, v. 8, p. 298-303, 1997.

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>. Acesso em 13/03/2015

CASTRO, H.A. et al. Questões Metodologicas para a investigação dos efeitos da poluição do ar na saúde. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 6, n. 2, p. 135 – 149, 2003.

CASTANHO, A. D. A. **A determinação quantitativa de fontes de material particulado na atmosfera da cidade de São Paulo**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Física da Universidade de São Paulo. São Paulo, 134 p, 1999.

CHAMBERS, L.A.; **Classification and extend for air pollution problems**. In: Stern, A.C. (Ed.). Air pollution: air pollutants their transformation and transport. New York. Academic press, p. 3-22, 1979.

CARRERAS, H.A.; CALDERÓN-SEGURA, M.E.; GÓMEZ-ARROYO, S.; MURILLO-TOVAR, M.A.; AMADOR-MUÑOZ, O.A. Composition and mutagenicity of PAHs associated with urban airborne particles in Córdoba, Argentina. **Environ. Pollut.**, v. 178, p. 403–410, 2013.

CARVALHO-OLIVEIRA, R.; POZO, R.M.K.; LOBO, D.J.A.; LICHETENFELS, A.J.F.C.; MARTINS-JUNIOR, H.A.; BUSTILHO, J.O.W.V.; SAIKI, M.; SATO, I.M.; SALDIVA, P.H.N. Diesel emissions significantly influence composition and mutagenicity of ambient particles: a case study in São Paulo, Brazil. **Environmental Research**, v. 98, p. 1–7, 2005.

CARVALHO-OLIVEIRA, R. **Efeito da composição do material particulado fino PM_{2,5} e “residual oil fly ash” (ROFA), como determinante do potencial mutagênico e tóxico celular: um estudo em bioensaios vegetais e animais.** Tese de Doutorado: Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, São Paulo, 150 p, 2006.

CARRERAS, H.A.; RODRIGUEZ, J.H.; GONZALEZ, C.M.; WANNAZ, E.D.; GARCIA FERREYRA, F.; PEREZ, C.A.; PIGNATA, M.L. Assessment of the relationship between total suspended particles and the response of two biological indicators transplanted to an urban area in central Argentina. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 2944–2949, 2009.

CARICCHIA, A.M.; CHIAVARINI, S.; PEZZA, M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). **Atmos. Environ.**, v. 33, p. 3731–3738, 1999.

CICCIOLI, P.; CECINATO, A.; BRANALEONI, E.; FRATTONI, M.; ZACCHEI, P. Formation and transport of 2-nitrofluoranthene and 2-nitropyrene of photochemical origin in the troposphere. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, p. 19567–19581, 1996.

CICCONE, G.; FORASTIERE, F.; AGABITI, N. et al.; Road traffic and adverse respiratory effects in children. SIDRIACollaborative Group. **Occup. Environ. Med**, v. 55, p. 771–778, 1998.

CHAUHAN, A. J.; JOHNSTON, S. L. Air pollution and infection in respiratory illness. **Br. Med. Bull.**, v. 68, p. 95–112, 2003.

CLIFFORD, P. Carcinogens in the nose and throat. **Proceedings of the Royal Society of Medicine**, v. 65, p. 682–686, 1972.

CONSTANTIN, M.J. Plant genetic systems with potential for the detection of atmospheric mutagens. In: Tice, R.R.; Costa, D.L.; Schaich, K.M.; (Ed). **Genotoxic Effects of Airborne Agents**. New York: Plenum Press, p.159–177, 1982.

COSTA, G.M.; DROSTE, A. Genotoxicity on *Tradescantia pallida* var. *purpurea* plants exposed to urban and rural environments in the metropolitan area of Porto Alegre, southern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 72, n. 4, p. 801–806, 2012.

CORONAS, M.V.; PEREIRA, T.S.; ROCHA, J.V.; LEMOS, A.T.; FACHEL, J.M.G.; SALVADORI, D.M.F.; VARGAS, V.M.F. Genetic biomonitoring of an urban population exposed to mutagenic airborne pollutants. **Environment International**, v. 35, p. 1023–1029, 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade do ar: Padrões e índices**. Disponível em http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar_indice_padroes.asp. Acesso em 10 de Janeiro de 2015.

- _____ **Relatório da qualidade do ar do estado de São Paulo**. Série Relatórios, 2014.
- _____ **Relatório da qualidade do ar do estado de São Paulo**. Série Relatórios, 2010.
- _____ **Relatório da qualidade do ar do estado de São Paulo**. Série Relatórios, 2006.
- _____ **Relatório da qualidade do ar do estado de São Paulo**. Série Relatórios, 2003.
- _____ **Relatório da qualidade do ar do estado de São Paulo**. Série Relatórios, 2002.

CRISTALE, J.; SILVA, F.S.; ZOCCOLO, G.J.; MARCHI, M.R.R. Influence of sugarcane burning on indoor/outdoor PAH air pollution in Brazil. **Environmental Pollution**, v. 169, p. 210-216, 2012.

DACHS, J.; GLENN IV, T.R.; GIGLIOTTI, C.L.; BRUNCIK, P.; TOTTEN, L.A.; NELSON, E.D.; FRANZ, T.P.; EISENREICH, S.J. Processes driving the short-term variability of polycyclic USA. **Atmos. Environ.**, v.36, n.14, p.2281–2295, 2002.

DALLAROSA, J.B.; TEIXEIRA, E.C.; PIRES, M.; FACHEL, J. Study of the profile of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles (PM₁₀) using multivariate methods. **Atmos. Environ.**, v.39, n.35, p.6587–659, 2005a.

DALLAROSA, J.B.; MÔNEGO, J.G.; TEIXEIRA, E.C.; STEFENS, J.L.; WIEGAND, F. Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles in the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. **Atmos. Environ.**, v. 39, n. 9, p. 1609–1625, 2005b.

DELGADO-SABORIT, J.M.; STARK, C.; HARRISON, R.M. Carcinogenic potential, levels and sources of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in indoor and outdoor environments and their implications for air quality standards. **Environment International**, v. 37, p. 383-392, 2011.

DELFINO, R.J. Epidemiologic evidence for asthma and exposure to air toxics: linkages between occupational, indoor, and community air pollution research. **Environ. Health Perspect.**, v. 110, n. 4, p. 573- 89, 2002.

DOCKERY, D.W. Epidemiologic evidence of cardiovascular effects of particulate air pollution. **Environ. Health Perspect.**, v. 109, n. 4, p. 483-486, 2001.

DA SILVA, L.F.F.; SALDIVA, S.R.D.M.; SALDIVA, P.H.N.; DOLHNIKOFF, M.; PROJECT, B.C.; Impaired lung function in individuals chronically exposed to biomass combustion. **Environ. Res.**, v. 112, p. 111-117, 2012.

DE OLIVEIRA, B.F.A.; IGNOTTI, E.; ARTAXO, P.; SALDIVA, P.H.N.; JUNGER, W.L.; HACON, S. Risk assessment of PM_{2.5} to child residents in Brazilian Amazon region with biofuel production. **Environ. Health**, v. 64, p.1-11, 2012.

DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na Agricultura**, v. 15, n. 1, p.46-58, 2000.

- ECHALAR, F.; ARTAXO, P.; MARTINS, J. V.; YAMASOE, M.; GERAB, F. MAENHAUT, W.; HOLBEN, B. Long-term monitoring of atmospheric aerosols in the Amazon Basin: Source identification and apportionment. **Journal of Geophysical Research**, v. 103, n. 24, p. 31849-31864, 1998.
- EDWARDS, J.; WALTERS, S.; GRIFFITHS, R.K. Hospital admissions for asthma in preschool children: relationship to major roads in Birmingham, United Kingdom. **Arch. Environ. Health**, v. 49, p. 223- 227, 1994.
- ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY - EPA 1986. Quality criteria for water 1986. EPA 440/5-86-001. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. EVANS, H.J. Historical perspectives on the development of the in vitro micronucleus test: a personal view. **Mutat. Res.**, v. 392, p. 5-10, 1997.
- ELLENBERG, H. Bioindicators and biological monitoring. In Biological monitoring signals from the environment (H. Ellenberg, ed.). **Vieweg Braunschweig**, p. 13-127, 1991.
- ENNEVER, F.K.; ANDREANO, G.; ROSENKRANZ, H.S. The ability of plant genotoxicity assays to predeictcarcinogeniticity. **Mutat. Res.**, v. 205, p. 99-105, 1998.
- EVANS, H.J. Historical perspectives on the development of the in vitro micronucleus test: a personal view. **Mutat. Res.**, v. 392, p. 5-10, 1997.
- FANG, G.C.; WU, Y.S.; CHEN, J.C.; FU, P.P.C.; CHANG, C.N.; HO, T.T.; CHEN, M.H. Characteristic study of polycyclic aromatic hydrocarbons for fine and coarse particulates at Pastureland near Industrial Park sampling site of central Taiwan. **Chemosphere**, v. 60, n. 3, p. 427– 433, 2005.
- FERNÁNDEZ, L.C.; ALVAREZ, R.F.; GONZÁLEZ-BARCAL, F.J.; PORTAL, J.A.R. Indoor Air Contaminants and Their Impact on Respiratory Pathologies. **Arch. Bronconeumol.**, v. 49, n. 1, p.22-27, 2013.
- FERNANDES, J. S.; CARVALHO, A.M.; CAMPOS, J.F.; COSTA, L.O.; GERALDO BRASILEIRO FILHO. Poluição atmosférica e efeitos respiratórios, cardiovasculares e reprodutivos na saúde humana. **Rev. Med.**, v. 20, n. 1, p. 92-101, 2010.
- FERREIRA, M.I.; RODRIGUES, G.S.; DOMINGOS, M.; SALDIVA, P.H.N. In situ monitoring of mutagenicity of air pollutants in São Paulo City using Tradescantia-SHM bioassay. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 46, p. 253-258, 2003.
- FEYCHTING, M.; SVENSSON, D.; AHLBOM, A. Exposure to motor vehicle exhaust and childhood cancer. Scand. **J. Work Environ. Health**, v. 24, p. 8-11, 1998.
- FREITAS, C.; BREMNER, S.A.; GOUVEIA, N.; PEREIRA L. A.; SALDIVA, P. H. Hospital admissions and mortality: Association with air pollution in SãoPaulo, Brazil, 1993 to 1997. **Rev. Saúde Pública**, v. 38, p. 751-757, 2004.
- FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N. Jr. Tropospheric air pollution: ozone, airborne toxics, polycyclic aromatic hydrocarbons, and particles. **Science**, v. 276, n. 5315, p. 1045-1051, 1997.

- GOMES, H.A.; NOUAILHETAS, Y.; SILVA, N.C.; MEZRAHI, A.; ALMEIDA, C.E.B.; RODRIGUES, G.S. Biological response of *Tradescantia* stamen-hair to high levels of natural radiation in the Poços de Caldas plateau. **Brasilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, p. 301-307, 2002.
- GIODA, A.; GIODA, F. R. A influência da qualidade do ar nas doenças respiratórias. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 15-23. 2006.
- GOLDLESKI, J.J.; CLARKE, R.W.; COULL, B.A.; SALDIVA, P.H.N.; JIANG, N.F.; LAWRENCE, J.; KOUTRAKIS, P. Composition of inhaled urban air particles determines acute pulmonary responses. **Ann. Occup. Hig.**, v. 46, n. 1, p. 419-24, 2002.
- GUIMARÃES, E.T.; DOMINGOS, M.; ALVES, E.S.; CALDINI JR.; N.; LOBO, D.J.A.; LICHETENFELS, A.J.F.C.; SALDIVA, P.H.N. Detection of genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil) with the *Tradescantia*-micronucleus (Trad-MCN) assay. **Environ. Exper. Bot.**, v. 44, p. 1-8, 2000.
- GUO, H.; LEE, S.C.; HO, K.F.; WANG, X.M.; ZOU, S.C. Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. **Atmos. Environ.**, v.37, n. 38, p.5307–5317, 2003.
- GRANT, W.F. The present status of higher plant bioassays for the detection of environmental mutagens. **Mutat. Res.**, v. 310, p. 175–185, 1994.
- GRIMMER, G.; JACOB, J.; NAUJACK, K.W. Profile of the polycyclic aromatic compounds from crude oils-inventory by GC GC/MS PAH in environmental materials: part 3. **Fresenius J. Anal. Chem.**, v. 316, p. 29-36, 1983.
- HAJAT, S.; HAINES, A.; GOUBET, S.A.; ATKINSON, R.W.; ANDERSON, H.R. Association of air pollution with daily GP consultations for asthma and other lower respiratory conditions in London. **Thorax**, v. 54, p. 597- 605, 1999.
- HAJAT, S.; ANDERSON, H.R.; ATKINSON, R.W. A Haines Effects of air pollution on general practitioner consultations for upper respiratory diseases in London. **Occup. Environ. Med.**, v. 59, p. 294-299, 2002.
- HASAN, M.; SALAM, A.; ALAM, S. Identification and characterization of trace metals in black solid materials deposited from biomass burning at the cooking in Bangladesh. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, p. 376-380, 2009.
- HECS – Healthy Environments Consumers Safety (2001). National ambient air quality objectives for particulate matter – Executive Summary – Part 1: Science assessment document. Canada. Disponível em: <http://www.hcsc.gc.ca/HECS,2001sesc/air_quality/publications/particulate_matter_exec_summary>. Acesso disponível 2015
- HUEGLIN, C.; GEHRIG R.; BALTENSPERGER, U.; GYSEL M.; MONND, C.; VONMONT, H. Chemical characterisation of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 637-651, 2005.

IARC (International Agency for Research on Cancer). **Complete List of Agents, Mixtures and Exposures Evaluated and Their Classification**. Lyons: IARC. Disponível em: www.iarc.fr, 2009.

IARC, International Agency for Research on Cancer. Air pollution and cancer, Straif, K., Cohen, A.; Samet J. (Eds.) (**IARC Scientific Publications**; 161), 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2011/>. Acesso em 26/11/2014

ICHIKAWA, S. Tradescantia stamen-hair system as an excellent botanical tester of mutagenicity: its responses to ionizing radiations and chemical mutagens, and some synergistic effects found. **Mutation Research**, v. 270, p. 3-22, 1992.

ISIDORI, M.; FERRARA, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A. In situ monitoring of urban air in Southern Italy with the tradescantia micronucleus bioassay and semipermeable membrane devices (SPMDs). **Chemosphere**, v. 52, p. 121-126, 2003.

http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm-2011/Russas.pdf. Acesso em 15/01/2015.

<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc003.htm>. Acesso em 22/02/2015.

<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em 25/11/2014.

JIABAO, H.; SHUXIAN, F.; QINGZI, M.; YU, S.; JIAN, Z.; FAN, Z. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) associated with fine particulate matters in Nanjing, China: Distributions, sources and meteorological influences **Atmospheric Environment**, v. 89, p. 207-215, 2014.

KAVOURA, I.G.; KOUTRAKIS, P.; TSAPAKIS, M.; LAGOUDAKI, E.; STEPHANOU, E.G.; BAER, D.V. Source apportionment of urban particulate aliphatic and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) using multivariate methods. **Environ. Sci. Technol.**, v. 35, p. 2288-2294, 2001.

KARTHIKEYAN, S.; BALASUBRAMANIAN, R.; SEE, S.W. Optimization and validation of a low temperature microwave-assisted extraction method for analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particulate matter. **Talanta**, v. 69, n. 1, p. 79-86, 2006.

KUBIAK, R.; BELOWSKI, J.; SZCZEKLIK, J.; SMOLIK, E.; MIELZYNSKA, D.; BAJ, M.; SZCZESNA, A. Biomarkers of carcinogenesis in humans exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons. **Mutat. Res**, v. 445, p. 175-80, 1999.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G.; FOMIN, A. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (EuroBionet). **Revista brasil. Bot.**, v.24, n.4 p.511-518, 2001.

KLUMPP, A.; ANSEL, W.; KLUMPP, G., *et al.* Tradescantia micronúcleos test indicates genotoxic potential of traffic emissions in European cities. **Environmental Pollution**, v. 139, p. 515-522, 2006.

KUMAR, V.; KOTHIYAL, N.C.; SARUCHI.; MEHRA, R.; PARKASH, A.; R R SINHA, R.R.; TAYAGI, S.K.; GABA, R. Determination of some carcinogenic PAHs with toxic equivalency factor along roadside soil within a fast developing northern city of India. **J. Earth Syst. Sci.**, v. 123, n. 3, p. 479–489, 2014.

LARA, L.B.L.S. **Caracterização química da precipitação na Bacia do Rio Piracicaba: variabilidade espacial e temporal**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, 80 p, 2000.

LADJI, R.; YASSAA, N.; BALDUCCI, C.; CECINATO, A.; MEKLATI, B.Y. Annual variation of particulate organic compound in PM10 in the urban atmosphere of Algiers. **Atmospheric Research**, v. 92, p. 258–269, 2009.

LEONARDI, G.S.; HOUTHUIJS, D.; NIKIFOROV, B.; VOLF, J.; RUDNAI, P.; ZEJDA, J.; GURZAU, E.; FABIANOVA, E.; FLETCHER, T.; BRUNEKREEF, B. Respiratory symptoms, bronchitis and asthma in children of Central and Eastern Europe. **Eur. Respir. J.**, v. 20, p. 890-898, 2002.

LEMOES, A.T.; CORONAS, M.V.; ROCHA, J.A.; VARGAS, V.M.F. Mutagenicity of particulate matter fractions in areas under the impact of urban and industrial activities. **Chemosphere**, v. 89, p. 1126–1134, 2012.

LIAO, M.C.; CHIO, P.C.; CHEN, Y.W.; JU, R.Y.; LI, H.W.; CHENG, H.Y.; LIAO, C.H.V.; CHEN, C.S.; LING, P.M.. Lung cancer risk in relation to traffic-related nano/ultrafine particle-bound PAHs exposure: a preliminary probabilistic assessment. **J. Hazard. Mater.**, v. 190, n. 1-3, p. 150–158, 2011.

LIM, M.C.H.; AYOKO, G.A.; MORAWSKA, L. Characterization of elemental and polycyclic aromatic hydrocarbon compositions of urban air in Brisbane. **Atmos. Environ.**, v. 39, n. 3, p.463-476, 2005.

LIN, Y.C.; LEE, S. SLEZAKOVA, K.; CASTRO, D.; DELERUE-MATOS, C.; ALVIM-FERRAZ, M.C.; MORAIS, S.; PEREIRA, M.C. Impact of vehicular traffic emissions on particulate-bound PAHs: levels and associated health risks. **Atmos. Res**, v. 127, p. 141–147, 2013.

LOGAN, W.P.D. Mortality in the London fog incident, 1952. **The Lancet**, v.1, p.336–338, 1953.

LOUREIRO, A.L.; RIBEIRO, A.C.; ARTAXO, P.; YAMASOE, M.A. **Calibration of reflectometer system to measure black carbon and field intercomparison in the Amazon Basin**. 5th International Conference on Carbonaceous Particles in the Atmosphere, Berkeley, California, USA, 1994.

MAGALHÃES, D.; BRUNS, R.E.; VASCONCELLOS, P.C. Polycyclic aromatic hydrocarbons as sugarcane burning tracers: a statistical approach. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 577–581, 2007.

- MAENHAUT, W.; JIMÉNEZ, M. T. F.; RAJTA, I.; ARTAXO, P. Two-year study of atmospheric aerosols in Alta Floresta, Brazil: Multielemental composition and source apportionment. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B**, v. 189, p. 243-248, 2002.
- MARTINS, L.C.; LATORRE, M.R.D.O.; CARDOSO, M.R.A.; GONÇALVES, F.L.T.; SALDIVA, P.H.N.; BRAGA, A.L.F. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Rev. Saúde Pública**, v. 36, n. 1, p. 88-94, 2002.
- MARTINS, M.C.H.; FATIGATI, F.L.; VÉSPOLI, T.C.; MARTINS, L.C.; PEREIRA, L.A.A.; MARTINS, M.A.; SALDIVA, P.H.N. Influence of socio-economic conditions on air pollution adverse health in elderly people: an analysis of six regions in São Paulo, Brazil. **Journal of Epidemiology and Community Health**, v. 58, n. 1, p. 06 -41, 2003.
- MA, T.H. Micronuclei induced by X-rays and chemical mutagens in meiotic pollen mother cells of *Tradescantia* – a promising mutagen system. **Mutat. Res**, v. 64, p. 307-313, 1979.
- MA, T. H. *Tradescantia* micronucleus bioassay and pollen tube chromatid aberration test for in situ monitoring and mutagen screening. *Environ. Health Perspect.*, v. 37, p. 85-90, 1981.
- MA, T.H.; *Tradescantia* micronuclei (Trad-MCN) test for environmental clastogens. In: Kolber, A.R.; Wong, T.K.; Grant, L.D.; DeWoskin, R.S.; Hughes, T.J.; (Ed). **In Vitro Toxicity Testing of Environmental Agents**. Current and Future Possibilities. Part A: Survey of Test Systems. New York: Plenum Press, p. 191-214, 1983.
- MA, T. H.; CABRERA, G. L.; CHEN, R.; GILL, B. S.; SANDHU, S. S.; VANDENBERG, A. L.; SALAMONE, M. F. *Tradescantia* micronucleus bioassay. **Mutat. Res.**, v. 310, p. 221–230, 1994.
- MA, W.L.; LI, Y.F.; QI, H.; SUN, D.Z.; LIU, L.Y. Wang, D.G. Seasonal variations of sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to a northeastern urban city, China. **Chemosphere**, v. 79, p. 441–447, 2010.
- MACCHIONE, M.; OLIVEIRA, A.P.; GALLAFRIO, C.T.; MUCHÃO, F.P.; OBARA, M.T.; GUIMARÃES, E.T.; ARTAXO, P.; KING, M.; LORENZIFILHO, G.; JUNQUEIRA, V.C.B.; SALDIVA, P.H.N. Acute effects of inhalable particles on the frog palate mucociliary epithelium. **Environ. Health Perspect.**, v. 107, n. 10, p. 829-833, 1999.
- MACGREGOR, J.T.; WEHR, C.M.; HIATT, R.A.; PETERS, B.; TUCKER, J.D.; LANGLOIS, R.G.; JACOB, R.A.; JENSEN, R.H.; YAGER, J.W.; SHIGENAGA, M.K.; FREI, B.; EYNON, B.P.; AMES, B.N. "Spontaneous" genetic damage in man: evaluation of interindividual variability, relationship among markers of damage, and influence of nutritional status. **Mutat. Res.**, v.377, p.125-35, 1997.
- MARIANI, R.L.; JORGE, M.P.M.; PEREIRA, S.S.; MELIONE, L.P.; CARVALHO – OLIVEIRA, R.; MA, T.H.; SALDIVA, P.H.N. Association between micronuclei frequency in pollen mother cells of *Tradescantia* and mortality due to cancer and cardiovascular diseases: A preliminary study in Santo José dos Campos, Brazil. **Environmental Pollution**, v.157, p.1767-1770, 2009.

MANTIS, J.; CHALOULAKOU, A.; SAMARA, C. PM₁₀-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Greater Area of Athens, Greece. **Chemosphere**, v. 59, n. 5, p. 593–604, 2005.

MATSUI, S. Endocrine disruptors. **Encyclopedia of Ecology**, p. 1259–1260, 2008.

MAZZOLI-ROCHA, F.; MAGALHAES, C.B.; MALM, O.; SALDIVA, P.H.; ZIN, W.A.; FAFFE, D.S. Comparative respiratory toxicity of particles produced by traffic and sugar cane burning. **Environ. Res.**, v. 108, p.35-41, 2008.

MEIRELES, J.; ROCHA, R.; NETO, A.C.; CERQUEIRA, E. Genotoxic effects of vehicle traffic pollution as evaluated by micronuclei test in *Tradescantia* (Trad –MCN). **Mutation Research**, v. 675, p. 46-50, 2009.

MONARCA, S.; FERETTI, D.; ZANARDINI, A.; FALISTOCCO, E.; NARDI, G. Monitoring of mutagens in urban air samples. **Mutat. Res.**, v. 426, p. 189-192, 1999.

MONARCA, S.; FERETTI, D.; ZERBINI, I.; ALBERTI, A.; ZANI, C.; RESOLA, S.; GELATTI, U.; NARDI, G. Soil contamination detected using bacterial and plant mutagenicity tests and chemical analyses. **Environ. Res. Sect. A**, v. 88, p. 64–69, 2002.

MISÍK, M.; MA, T.H.; NERSESYAN, A.; MONARCA, S.; KIM, J.K.; KNASMUELLER S. Micronucleus assays with *Tradescantia* pollen tetrads: an update. **Mutagenesis**, v. 26, n. 1, p. 215–221, 2011.

MISÍK, M.; MICIETA, K.; SOLENSKA, M.; MISÍKOVA, K.; PISARCÍKOVA, H.; KNASMULLER, S. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of mixed industrial emissions using the *Tradescantia* micronucleus and pollen abortion tests with wild life plants: Demonstration of the efficacy of emission controls in an eastern European city. **Environmental Pollution**, v. 145 p.459-466, 2007.

MIELLI, A.C.; MATTAB, M.E.M.; NERSESYANC, A.; SALDIVA, P.H.N.; UMBUZEIRO, G. A.Evaluation of the genotoxicity of treated urban sludge in the *Tradescantia* micronucleus assay. **Mutation Research**, v. 672, p. 51–54, 2009.

NETTO, A.D.P.; DIAS, J.C.M.; ARBILLA, G.; OLIVEIRA, L.F. & BAREK, J. Avaliação da contaminação humana por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e seus derivados nitratos: Uma revisão metodológica. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p.765-773, 2000.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE (OMS). **Air Quality and Health**, 2014. Disponível em:< <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/> >. Acesso em: 17 de Dezembro de 2014.

OLIVEIRA R.C. **Efeito da composição do material particulado fino, PM_{2,5} e “residual oil ash” (ROFA), como determinante do potencial mutagênico e tóxico celular: um estudo em bioensaios vegetais e animais**. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, p.175, 2006.

OLIVEIRA, T. C. S. **Caracterização de marcadores moleculares em sedimentos na Amazônia Central (Coari-Manaus) e uso de diferentes proxis para estudo do registro de combustão.** Tese de Doutorado em Química Analítica – Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. 193 p, 2007.

OKUDA, T.; OKAMOTO, K.; TANAKA, S.; SHEN, Z.X.; HAN, Y.M.; HUO, Z.Q.; Measurement and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the aerosol in Xi'an, China, by using automated column chromatography and applying positive matrix factorization (PMF). **Sci. Total Environ.**, v. 408, p. 1909–1914. 2010.

OFTEDAL, B.; BRUNEKREEF, B.; NYSTAD, W.; MADSEN, C.; SAM-ERIK, WALKER, NAFSTAD, P. Residential outdoor air pollution and lung function in schoolchildren. **Epidemiology**, v. 19, n. 1, p. 129-137, 2008.

OSTRO, B.; LIPSETT, M.; MANN, J.; BRAXTON-OWENS, H.; WHITE, M.; Air pollution and exacerbation of asthma in African American children in Los Angeles. **Epidemiology**, v. 12, p. 200-208, 2001.

PAH-Annexes-European Commission. Ambient Air Pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH). Position Paper. Annexes. (2001). ec.europa.eu/environment/air/pdf/annex_pah.pdf. Acesso em 10/11/2014.

PANT, P.; HARRISON, M. Critical review of receptor modelling for particulate matter: A case of Indian. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 1-12. 2012.

PARK, J.S.; WADE, T.L.; SWEET, S. Atmospheric distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and deposition to Galveston Bay, Texas, USA. **Atmos. Environ.**, v. 35, n. 19, p. 3241–3249, 2001.

PARAÍBA, L. C.; CARLABOEIRA, R.; JONSSON, C. M.; CARRASCO, J. M. Fator de bioconcentração de poluentes orgânicos de lodos em frutos de laranjeiras. **Revista ecotoxicologia e meio ambiente**, v. 16, p. 125-134, 2006.

PASCALLICCHIO, A. E. **Contaminação por Metais Pesados: Saúde Pública e Medicina Ortomolecular.** São Paulo: Anna Blume, 2002.

PEREIRA F; H.K; JEDRYCHOWSKY, W.; WHYATT, R.; CAMPBELL U; HSU, Y.; SANTELLA, R.; ALBERTINI, R.; O'NEIL, J.P. In utero damage from environmental pollution is associated with somatic gene mutation in newborns. **Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.**, v. 11, n. 10, p.1134-1137, 2002.

PEREIRA, B.B.; CAMPOS JUNIOR, E.O.; MORELLI, S. In situ biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlandia, Brazil, using a Tradescantia micronucleus assay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 87, p. 17–22, 2013.

PERON, M.C.C. **Avaliação de mutagenicidade, citotoxicidade e expressão de proteínas relacionadas a apoptose, BAK, BCL – 2 e P53 fosforilado, em células tratadas com fuligem e particulado total de queima de cana-de-açúcar.** Tese (Doutorado em Análises Clínicas), Universidade Estadual de São Paulo, Araraquara, São Paulo, p.147, 2006.

PEARSON, R.L.; WACHTEL, H.; EBI, K.L. Distance-weighted traffic density in proximity to a home is a risk factor for leukemia and other childhood cancers. **J. Air Waste Manage. Assoc.**, v. 50, p. 175-180, 2000.

PONGPIACHAN, S. Vertical distribution and potential risk of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in high buildings of Bangkok, Thailand. **Asian Pac. J. Cancer Prev.**, v. 14, n. 3, p. 1865–1877, 2013a.

PONGPIACHAN, S. Diurnal variation, vertical distribution and source apportionment of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Chiang-Mai, Thailand. **Asian Pac. J. Cancer Prev.**, v. 14, n. 3, p. 1851–1863, 2013b.

PONGPIACHAN, S. **Source Apportionment of Semi-volatile Organic Compounds in Urban and Rural Air.** (PhD thesis). University of Birmingham, Birmingham, 2006.

PLANO DE DESENVOLVIMENTO ARRANJO PRODUTIVO LOCAL DE CERÂMICA VERMELHA DO MUNICÍPIO DE RUSSAS-CE, p.91, 2008.
http://www.desenvolvimento.gov.br/arquivos/dwnl_1247146751.pdf. Acesso dia 14/01/2015.

PIÑEIRO-IGLESIAS, M.; LÓPEZ-MAHÍA, P.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; PRADA-RODRÍGUEZ, D.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A. A new method for the simultaneous determination of PAH and metals in samples of atmospheric particulate matter. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 4171–4175, 2003.

POPE III, C.A.; BURNETT, R.T.; THUN, M.J.; *et al.* Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. **JAMA**, v. 287, p. 1132-1141, 2002.

PLUNKETT, L.M.; TURNBULL, D.; RODRICKS, J.V. **Differences between adults and children affecting exposure assessment.** In: Guzelian, P.S.; Henry, C.J.; Olin, S.S. (Eds.), *Similarities and Differences Between Children and Adults: Implications for Risk Assessment*. ILSI Press, Washington, DC, p. 79-96. 1992.

RAASCHOU-NIELSEN, O.; HERTEL, O.; THOMSEN, B.L.; OLSEN, J.H.; Air pollution from traffic at the residence of children with cancer. **Am. J. Epidemiol.**, v. 153, p. 433-443, 2001.

RAJSIC, S.F.; TASIC, M.D.; NOVAKOVIC, V.T.; TOMASEVIC, M.N. First assessment of the PM₁₀ and PM_{2.5} particulate level in the ambiente airo f Belgrade city. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, v. 11, n. 3, p. 158-164, 2004.

RAVINDRA, K.; BENCS, L.; WAUTERS, E.; DE HOOG, J.; DEUTSCH, F.; ROEKENS, E.; BLEUX, N.; BERGHMANS, P.; VAN GRIEKEN, R. Seasonal and site- specific variation in vapour and aerosol phase PAHs over Flanders (Belgium) and their relation with anthropogenic activities, **Atmos. Environ.**, v. 40, p.771-785, 2006.

RODRIGUES, G. S.; MA, T.-H.; PIMENTEL, D. ET AL. Tradescantia bioassays as monitoring systems for environmental mutagenesis: a review. **Critical Rev. Plant Sci.**, v. 15, p. 325-359, 1997.

ROGGE, W.F.; HIDEMANN, L.M.; MAZUREK, M.A.; CASS, G.R.; SIMONEIT, B.R.T. Sources of fine organic aerosol. 2. Noncatalyst and catalyst- equipped automobiles and heavy- duty diesel trucks. **Environ. Sci. Technol.**, v. 27, p. 636-651, 1993.

ROSA, A.M.; IGNOTTI, E.; HACON, S.S.; CASTRO, H.A. Analysis of hospitalizations for respiratory diseases in Tangará da Serra, Brazil. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 34, p. 575–582, 2008.

RUSTON, A.G. The plant as an index of smoke pollution. **Ann. Of Appl. Biology**, v. 7, n. 4, p. 390-403, 1921.

RYU, S.Y.; KWON B.G.; KIM Y.J.; KIM H.H, CHUN K.J. Characteristics of biomass burning aerosol and its impact on regional air quality in the summer of 2003 at Gwangju, Korea. **Atmospheric Research**, v. 84, p. 362–373, 2007.

SAFAR, Z.; LABIB, M. W. Assessment of particulate matter and lead levels in the Greater Cairo area for the period 1998-2007. **Journal of Advanced Research**, v. 1, p. 53–63, 2010.

SALDIVA, P.H.N.; CLARKE, R.W.; COULL, B.A.; STEARNS, R.C.; LAWRENCE, J.; MURTHY, G.G.K.; DIAZ, E.; KOUTRAKIS, P.; SUH, H.; TSUDA, A.; GODLESKI, J.J. Lung inflammation induced by concentrated ambient air particles is related to particle composition. **Am. J. Respir. Crit. Care Med.**, v.165, p.1610-17, 2002.

SAVÓIA, E.J.L.ET AL .Biomonitoring genotoxic risks under the urban weather conditions and polluted atmosphere in Santo Andre - SP, Brazil, through Trad-MCN bioassay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p 255– 260. 2009

SAVÓIA, E.J.L. **Potencial de *Tradescantia pallida* cv. *Purpurea* para acumular metais pesados oriundos da poluição atmosférica particulada na região do ABC paulista.** Tese de Doutorado. Instituto de Botânica. São Paulo, p.144, 2013.

SÁNCHEZ-CHARDI, A.; MARQUES, C.C.; GABRIEL, S.L.; CAPELA-SILVA, F.; CABRITA, A. S.; LÓPES-FUSTER, M. J.; NADAL, J.; MATHIAS, M. L. Haematology, genotoxicity, enzymatic activity and histopathology as biomarkers of metal pollution in the shrew *Crocidura russula*. **Environmental Pollution**, v. 156, n.3, p. 1332–1339, 2008.

SANTOS, C. Y. M.; AZEVEDO, D. A.; AQUINO NETO, F. R. Selected organic compounds from biomass burning found in the atmospheric particulate matter over sugarcane plantation areas. **Atmospheric Environment**, v. 36, n. 18, p. 3009-3019, 2002.

SANTOS, I.T.Q.P. **Avaliação da atividade clastogênica do resíduo catalítico industrial, por meio do bioensaio de micronúcleos com *Tradescantia pallida* cv. *Purpurea*.** Dissertação (Doutorado em Ciência) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, p.103, 2004.

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.**, v.187, n.39, p.10, 2015.

SASAMORI, M.H.; JÚNIOR, D.E.; BARBOSA, M.D.; SCHMITTAND, J.L.; ANNETTE DROSTE. Active monitoring of urban air with a simple short-term *Tradescantia pallida* var. *purpurea* bioassay under different temperature conditions. **Rev. Bras. Bioci**, v. 10, n. 3, p. 298-302, 2012.

SELVIN, S.; SHAW, G.; SCHULMAN, J.; MERRILL, D.W. Spatial distribution of disease: three case studies. **J. Natl. Cancer Inst.**, v. 79, n. 3, p. 417-23, 1987.

SISENANDO, H. A.; BATISTUZZO DE MEDEIROS, S. R.; HACON, S. S. *Tradescantia pallida*: Mais do que uma linda flor, um importante bioindicador da qualidade ambiental. **Sociedade Brasileira de Genética**, v. 4, n. 2, p. 09-13, 2009.

SISENANDO, H.A.; MEDEIROS, S.R.B.; SALDIVA, P.H.N.; ARTAXO, P.; HACON, S.S. Genotoxic potential generated by biomass burning in the Brazilian Legal Amazon by *Tradescantia* micronúcleos bioassay: a toxicity assessment study. **Environmental Health**, v. p. 10 - 41, 2011.

SMITH, K. R.; LIU, Y. **Indoor air pollution in developing countries**. In: Samet J, ed. Epidemiology of lung cancer. Lung biology in health and disease. New York, Marcel Dekker, 1993.

SOUZA, M.B.; SALDIVA, P.H.N.; POPE III, C.A. Respiratory changes due to long-term exposure to urban levels of air pollution- A histopathologic study in humans. **Chest**, v. 113, p. 1312-18, 1998.

SOUZA, P.A.; MELLO, W.Z.; MARIANI, R. L.; SELLA, S.M.; Caracterização do material particulado fino e grosso e composição da fração inorgânica solúvel em água em são josé dos campos (sp). **Quim. Nova**, v. 33, n. 6, p. 1247-1253, 2010.

SUYAMA, F.; GUIMARÃES, E.T.; LOBO, D.J.A.; *et al.* Pollen mother cells of *Tradescantia* clone 4430 and *Tradescantia pallida* var. *Purpurea* are equally sensitive to the clastogenic effects of X-rays. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 35, p. 127-129, 2002.

SCHNELLE-KREIS, J.; SKLORZ, M.; PETERS, A.; CYRYS, J.; ZIMMERMANN, R. Analysis of particle-associated semi-volatile aromatic and aliphatic hydrocarbons in urban particulate matter on a daily basis. **Atmos. Environ.**, v.39, n.40, p.7702–7714. 2005.

SCHAUER, J.J.; KLEEMAN, M.J.; CASS, G.R.; SIMONEIT, B.R.T. Measurement of emissions from air pollution sources, 2. C-1 through C-30 organic compounds from medium duty diesel trucks. **Environ. Sci. Technol.**, v. 33, p. 1578-1587, 1999.

SCHAUER, J.J.; KLEEMAN, M.J.; CASS, G.R.; SIMONEIT, B.R.T. Measurement of emissions from air pollution sources: 3. C1eC29 organic compounds from fireplace combustion of wood. **Environ. Sci. Technol.**, v. 35, p. 1716 -1728, 2001.

SCHAUER, J.J.; KLEEMAN, M.J.; CASS, G.R.; SIMONEIT, B.R.T. Measurement of emissions from air pollution sources, 5. C1 e C32 organic compounds from gasoline-powered motor vehicles. **Environ. Sci. Technol.**, v. 36, p. 1169-1180, 2002.

TABAKU, A.; BEJTJA, G.; BALA, S.; TOCI, E.; RESULI, J. Effects of air pollution on childrens pulmonary health. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 7540-7545, 2011.

TAO, J.; ZHANG, L.; ENGLING, G.; ZHANG, R.; YANG, Y.; CAO, J.; ZHU, C.; WANG, Q.; LUO, L. Chemical composition of PM_{2.5} in an urban environment in Chengdu, China: Importance of springtime dust storms and biomass burning. **Atmospheric Research**, v. 122, p. 270–283, 2013.

TAN, J.H.; BI, X.H.; DUAN, J.C.; RAHN, K.A.; SHENG, G.Y.; FU, J.M. Seasonal variation of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons associated with PM₁₀ in Guangzhou, China. **Atmos. Res.**, v. 80, p.250–262, 2006

TIMONEN, L.K.; SCHWARTZ, J.; NIELSEN, J.; BRUNEKREEF, B. Associations between markers of respiratory morbidity in European children. **Eur. Respir. J.**, v. 19, p. 479- 486, 2002.

THERMO SCIENTIFIC. Application Note 20572: Analysis of 18 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Using a Hypersil Green PAH Column. 2012. Disponível em: http://www.biosseparacio.hu/_user/browser/File/Thermo/Applik%C3%A1ci%C3%B3/AN_0572_E%2008-12S_v3_18PAHs_Hypersil_GREEN_PAH.pdf. Acessado em: 05/01/2015.

THEWES, M.R.; JUNIOR, D.E.; DROSTE, A. Genotoxicity biomonitoring of sewage in two municipal wastewater treatment plants using the Tradescantia pallida var. purpurea bioassay. **Genetics and Molecular Biology**, v. 34, n. 4, p.689-693, 2011.

TSAI, P.J.; SHIEH, H.Y.; LEE, W.J.; LAI, S.O. Characterization of PAHs in the atmosphere of carbon black manufacturing workplaces. **J. Hazard. Mater.**, v. 91, n. 1–3, p. 25–42, 2002.

TEMMERMAN, L.; BELL, J.N.B.; GARREC, J.P.; KLUMPP, A.; KRAUSE, G.H.M.; TONNEIJCK, A.E.G. Biomonitoring of air pollutants with plants – considerations for the future. In: **Proceedings of Eurobionet 2002 – Urban Air Pollution, Bioindication and Environmental Awareness**, A. Klumpp, W. Ansel & G. Klumpp (Eds.), p. 337-373, 2004.

TORRES-DUQUE, C.; MARTINS, D.; PÉREZ-PADILLA, M. R.; EZZATI, VIEGI, G. Biomass Fuels and Respiratory Diseases. A Review of the Evidence. **Proc. Am. Thorac. Soc.**, v. 5, p. 577–590, 2008.

UMBUZEIRO, G.A.; FRANCO, A.; MAGALHAES, D.; DE CASTRO, F.J.V.; KUMMROW, F.; RECH, C.M.; DE CARVALHO, L.R.F.; VASCONCELLOS, P.C. A preliminary characterization of the mutagenicity of atmospheric particulate matter collected during sugar cane harvesting using the Salmonella/Microsome Microsuspension Assay. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 49, p. 249–255, 2008.

VAN VLIET, P.; KNAPE, M.; DE HARTOG, J.; JANSSEN, N.; HARSSEMA, H.; BRUNEKREEF, B. Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways. **Environ. Res.**, v. 74, p. 122-132, 1997.

VARGAS, V.M.F. Mutagenic activityasa parameterto assessambient air quality for protection of the environment and humanhealth. **Mutat. Res.**, v. 544, p. 313–319, 2003.

VARGAS, V. M. F.; BRITO, K.C.T.; CORONAS, M.V. **Genetic biomarkers applied to environmental air quality: ecological and human health aspects**. In: Mazzeo, N. A. (Ed.), *Air Quality Monitoring, Assessment and Management*. Intech open access public sher, intechweb.org, <http://www.intechopen.com/books/air-quality-monitoring-assessment-and-management>, 2011.

VASSILEV, S.V.; BAXTER, D.; ANDERSEN, L.A.; VASSILEVA, C.G.; MORGAN, T.J.; An overview of the organic and inorganic phase composition of biomass. **Fuel**, v. 94, p. 1–37, 2012.a

VASSILEV S, BAXTER D, ANDERSEN L, VASSILEVA C. An overview of the chemical composition of biomass. **Fuel**, v. 89, n. 9, p. 13-33, 2010b.

VELARDE, F.R. **Estudo sazonal e caracterização do aerossol black carbon medido no INPE de São José dos Campos**. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, 157p, 2009.

VILLARINI, M.; FATIGONI, C.; DOMINICI, L.; *et al.* Assessing the genotoxicity of urban air pollutants using two in situ plant bioassays. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 3354 - 3356, 2009.

ZANATO, V.T.A.B.; MARIANI, R.L.; JORGE, M.P.P.M. Biomonitoramento em Ilhabela e São José dos Campos. **IX Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba**. p. 1-6, 2007.

WANG, G.; HUANG, L.; ZHAO, X.; NIU, H.; DAI, Z. Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons of atmospheric aerosols in five locations of Nanjing urban area, China. **Atmos. Res.**, v. 81, n. 1, p. 54 – 66, 2006.

WANG, H.; SHOOTER, D. Source apportionment of fine and coarse atmospheric particles in Auckland, New Zealand. **Science of the total environment**, v. 340, p. 189-198, 2005.

WICKRAMASINGHE, P.A.; KARUNARATNE, P.G.G.D.; SIVAKANESAN, R. PM₁₀ bound polycyclic aromatic hydrocarbons: biological indicators, lung cancer risk of realistic receptors and ‘source–exposure–effect relationship’ under different source scenarios. **Chemosphere**, v. 87, n. 11, p. 1381–1387, 2012.

WINGFORS, H.; SJÖDIN, Å.; HAGLUND, P.; BRORSTRÖM-LUNDÉN, E. Characterisation and determination of profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in a traffic tunnel in Gothenburg, Sweden. **Atmos. Environ.**, v. 35, n. 36, p. 6361– 6369, 2001.

World Health Organization (WHO). **Air Quality Guidelines for Europe**. Copenhagen: WHO, Regional Publications. n. 91, p288, 2000.

World Health Organization (WHO). World Cancer Report 2014. Disponível em: <http://www.iarc.fr/fr/publications/books/wcr/index.php>. Acesso em 03/09/2014 (a).

World Health Organization (WHO). Ambient (outdoor) air quality and health. Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/#>. Acesso em 03/09/2014 (b).

YANG, H.H.; TSAI, C.H.; CHAO, M.R.; SU, Y.L.; CHIEN, S.M. Source identification and size distribution of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons during rice straw burning period. **Atmos. Environ.**, v. 40, n. 7, p. 1266–1274, 2006.

YASSAA, N.; MEKLATI, B.Y.; CECINATO, A. Chemical characteristics of organic aerosols in Algiers city area: influence of a fat manufacture plant. **Atmos. Environ.**, v. 35, n. 34, p.601- 603, 2001a.

YASSAA, N.; MEKLATI, B.Y.; CECINATO, A.; MARINO, F. Chemical characteristics of organic aerosol in Bab-Ezzouar (Algiers). Contribution of bituminous product manufacture. **Chemosphere**, v. 45, n. 3, p.315–322, 2001b.

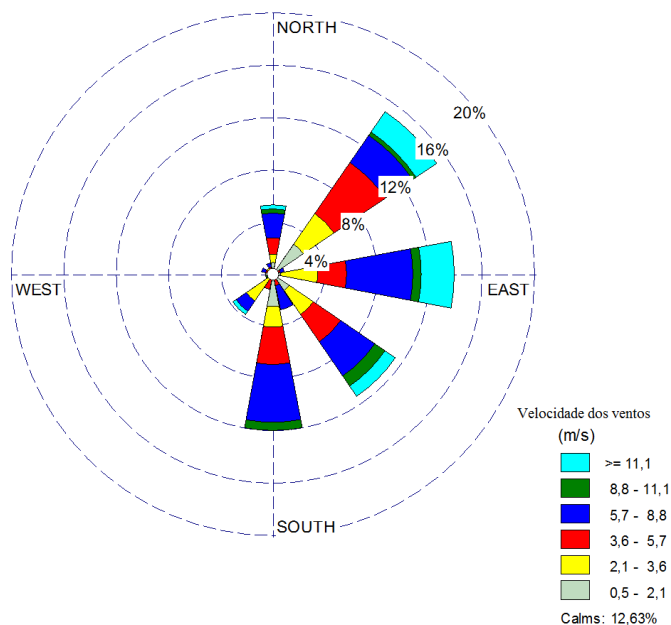
YUNKER, M. B.; MacDONALD, R. W.; VINGARZAN, R.; MITCHELL, R. H.; GOYETTE, D.; SYLVESTRE, S. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. **Organic Geochemistry**, v. 33, n. 4, p. 489-515, 2002.

YU, O.; SHEPPARD, L.; LUMLEY, T.; KOENIG, J.Q.; SHAPIRO, G.G. Effects of ambient air pollution on symptoms of asthma in Seattle-area children enrolled in the CAMP study. **Environ. Health Perspect.**, v. 108, p. 1209 -1214, 2000.

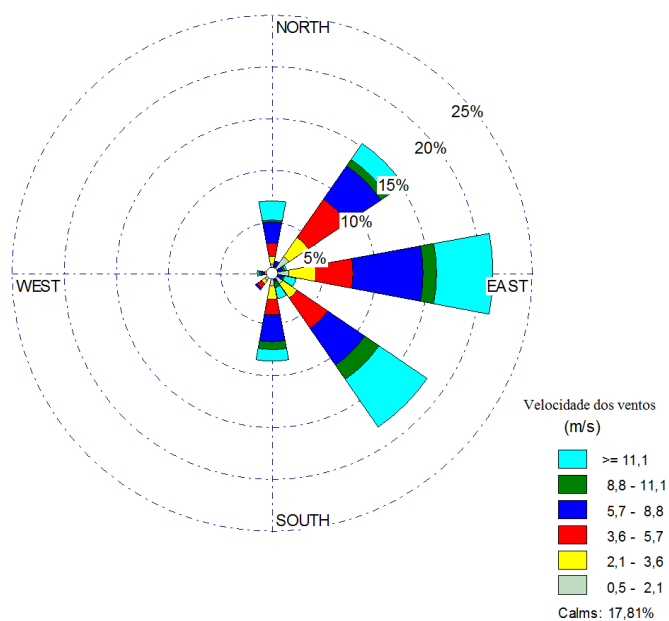
ANEXOS

Anexo 1 - Rosa dos ventos para os meses de maio, junho, julho, agosto, setembro, outubro e novembro de 2014 no período de 03 de maio a 30 de novembro de 2014 no centro urbano do município de Russas/CE.

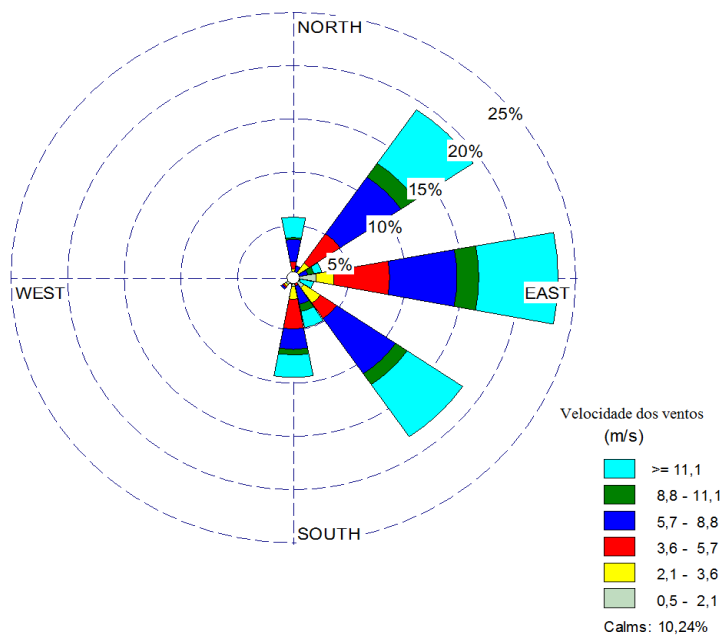
Maio/2014



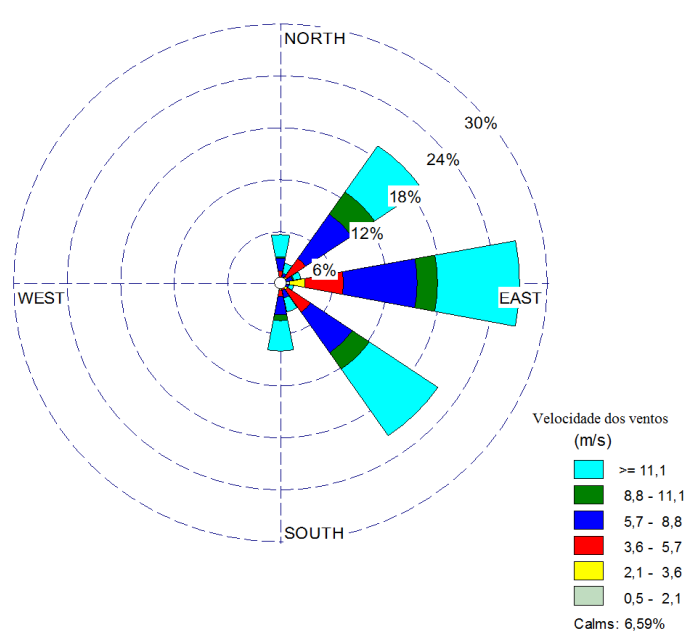
Junho/2014



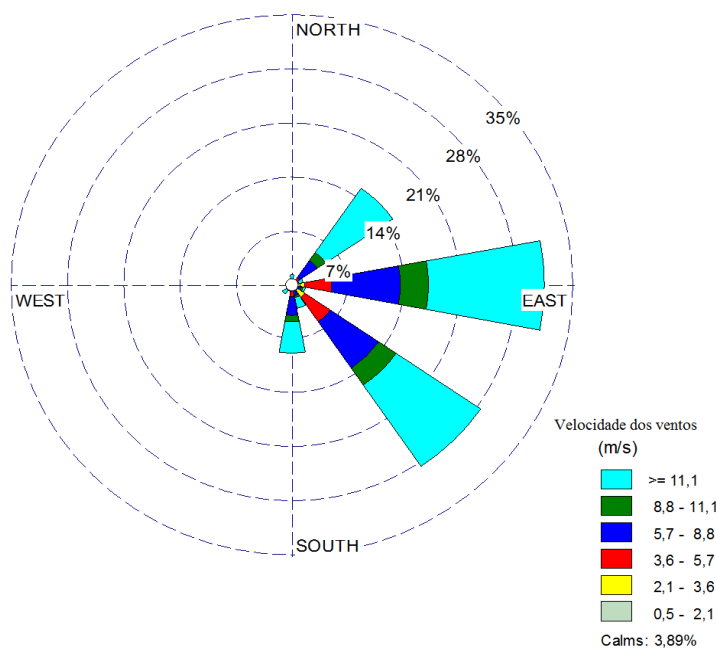
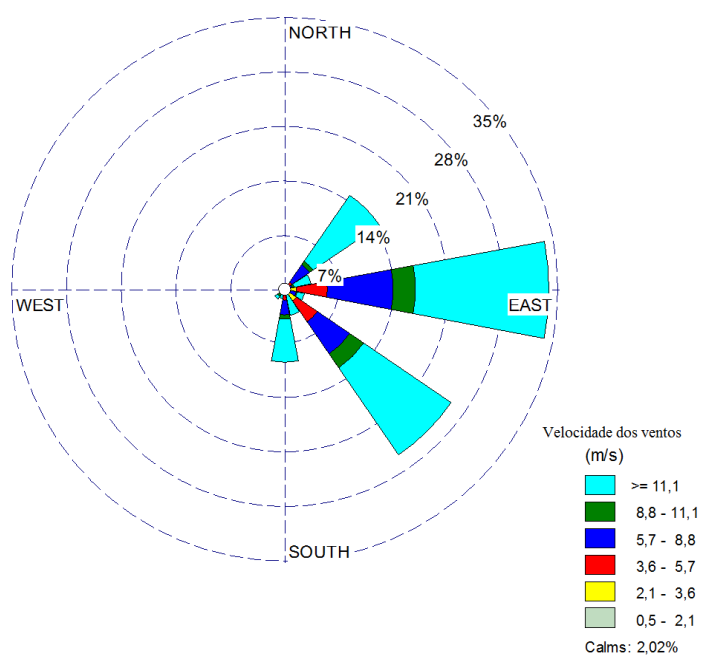
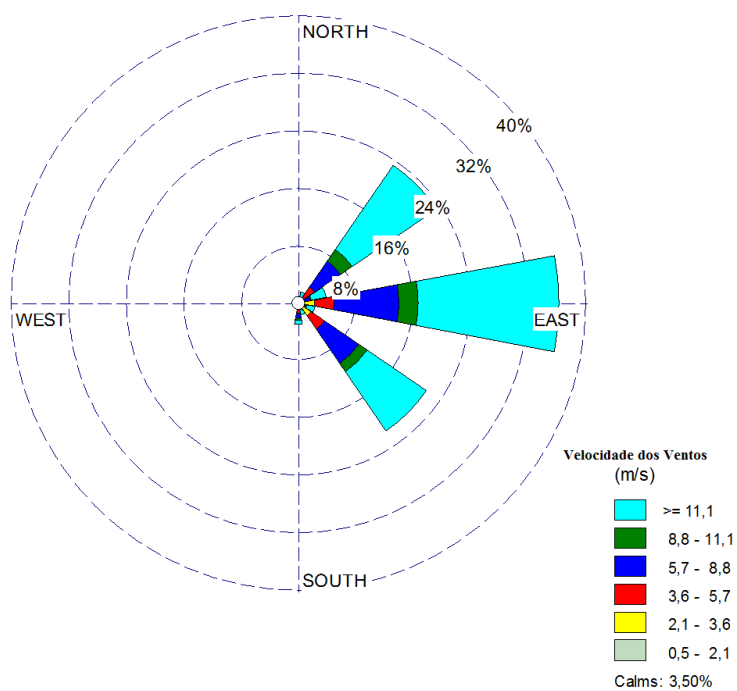
Julho/2014



Agosto/2014



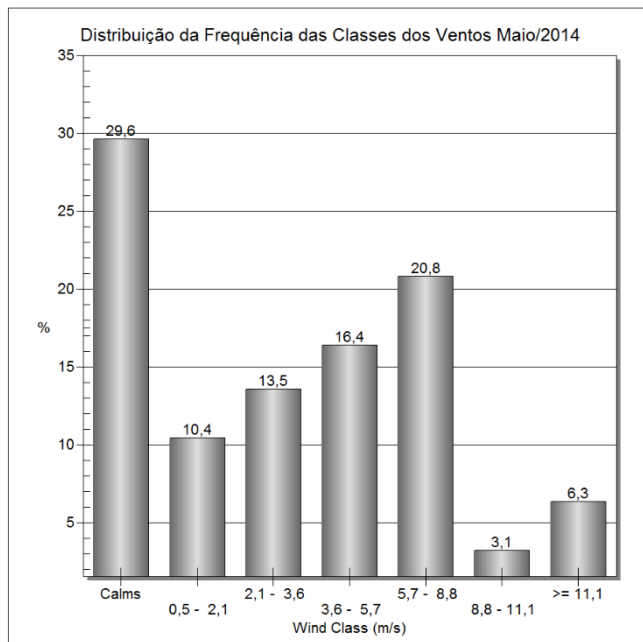
Setembro/2014

**Outubro/2014****Novembro/2014**

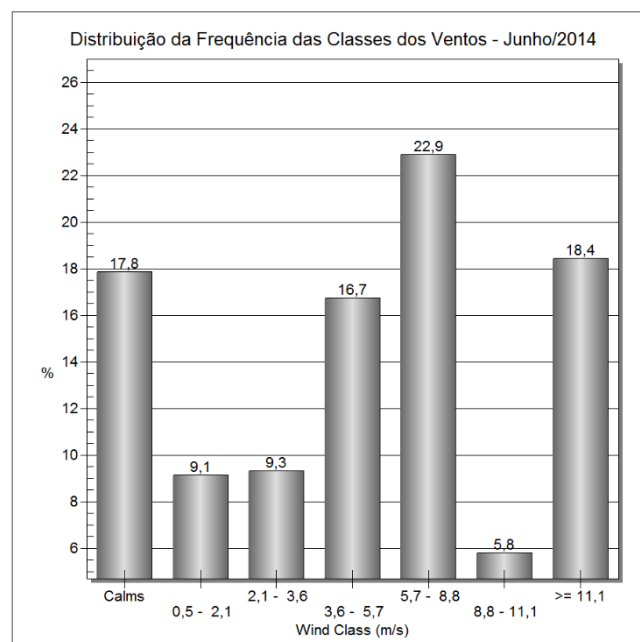
Fonte: Autor (2015).

Anexo 2 - Frequência dos ventos para os meses de maio a outubro de 2014 no centro urbano do município de Russas/CE.

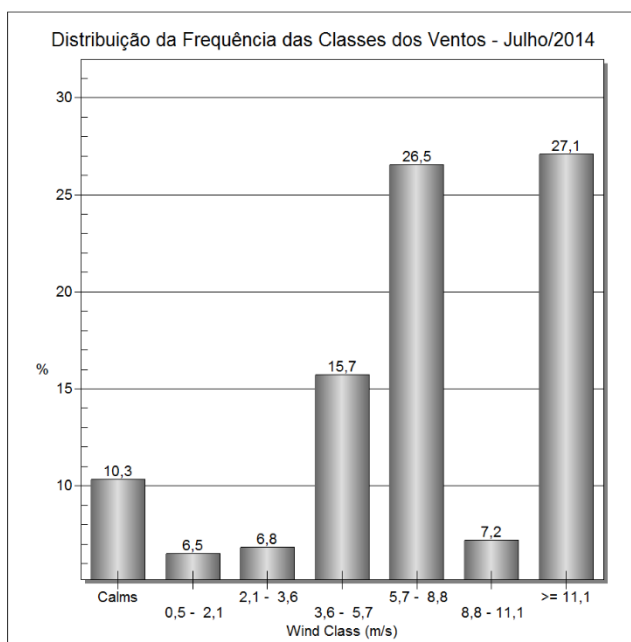
Maio/2014



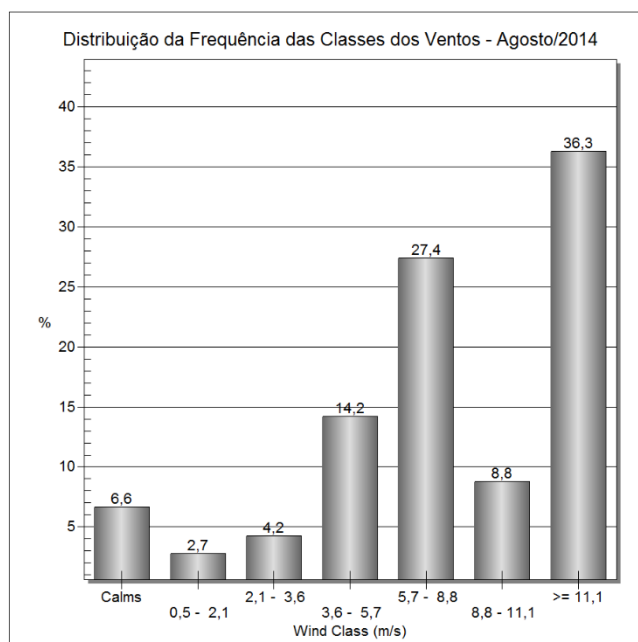
Junho/2014



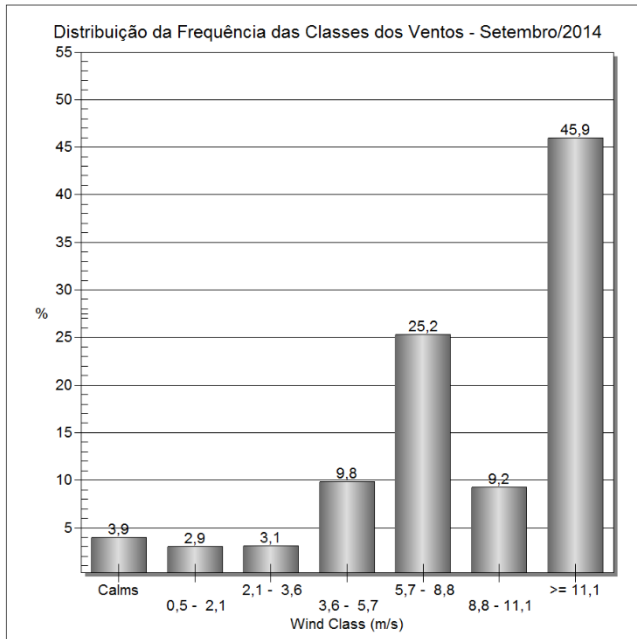
Julho/2014



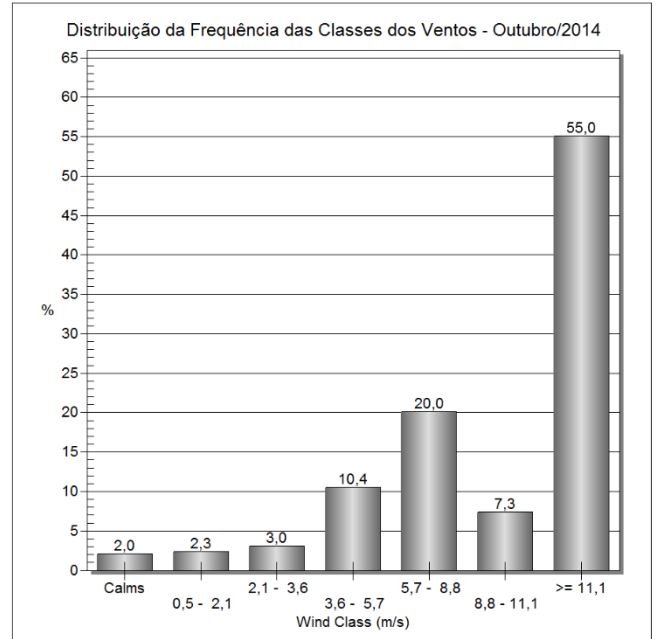
Agosto/2014



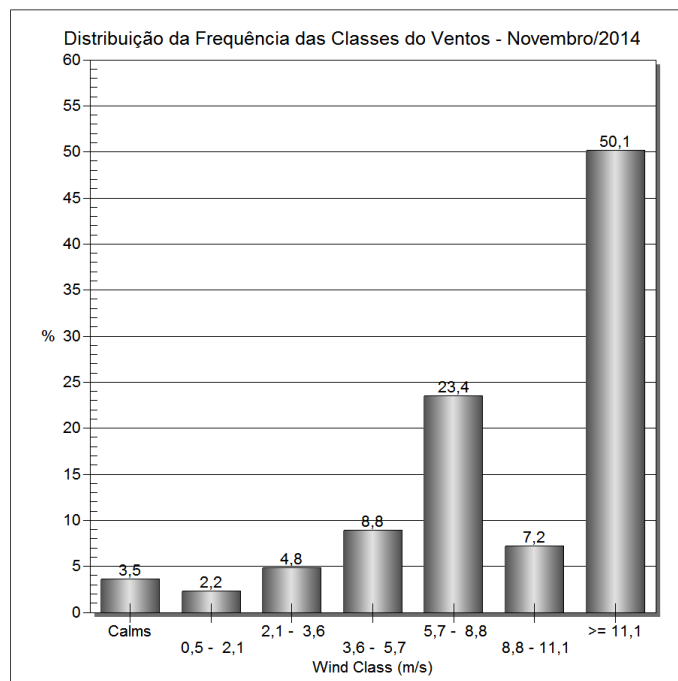
Setembro/2014



Outubro/2014



Novembro/2014



Fonte: Autor (2015).

Anexo 3 - Parâmetros meteorológicos obtidos durante o período de 03 de maio de 2014 a 22 de novembro de 2014 no centro urbano do município de Russas/CE.

Dia	Temperatura Média (°C)				Umidade Relativa Média (%)				Velocidade Média dos Ventos (m/s)				Precipitação Média (mm)			
	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão
03/05/2014	31,99	22,18	26,32	0,90	96	52	79,50	2,74	4,61	0	4,53	-	0	0	0	0
09/05/2014	33,99	22,98	27,40	0,94	94	45	73,50	2,56	3,21	0	3,94	-	0	0	0	0
14/05/2014	28,7	25,7	27,3	0,98	78	70	74,27	2,74	15,8	0	5,15	4,35	42,6	8,7	28,19	15,08
24/05/2014	30,5	26,3	28,7	1,16	72	54	64,71	4,68	18,4	0	8,57	5,85	3	0	1,45	0,91
30/05/2014	35,7	23,1	28,35	4,16	78	33	56,81	15,04	12,2	0	4,41	4,04	0	0	0	0
10/06/2014	35,7	22,8	29,17	3,85	74	33	55,22	12,83	19,4	0	6,51	5,27	0	0	0	0
17/06/2016	34,7	22	28,68	3,50	76	38	56,64	11,58	14,8	0	5,33	3,77	5,4	0	5,4	2,69
23/06/2014	31,1	25	27,10	1,88	61	44	54,09	4,57	12,2	0	5,42	4,33	0	0	0	0
01/07/2014	32,66	21,64	26,37	-	92	41	69,82	-	6,43	0	5,27	-	0	0	0	0
07/07/2014	34,6	22,8	28,68	3,28	66	39	55,36	8,74	19,4	1,1	9,32	5,04	13,5	9	9,78	1,48
14/07/2014	37,5	21,7	29,40	4,28	77	27	52,33	14,84	19,4	0	7,77	5,45	11,7	6,3	8,88	2,47
19/07/2014	37,2	22	28,50	4,53	84	25	58	17,90	14,8	0	6,15	4,75	2,4	0	0,61	1,04
26/07/2014	36,5	21	28,49	4,42	83	25	56,18	16,31	15,8	0	8,52	4,58	0,3	0	0,3	2,80
02/08/2014	36,9	21,3	29,10	4,67	87	28	58,91	19,06	19,4	0	7,1	5,47	0	0	0	0
09/08/2014	36,8	22,6	29,16	4,24	76	32	55,72	14,59	14,8	0	6,81	4,47	0	0	0	0

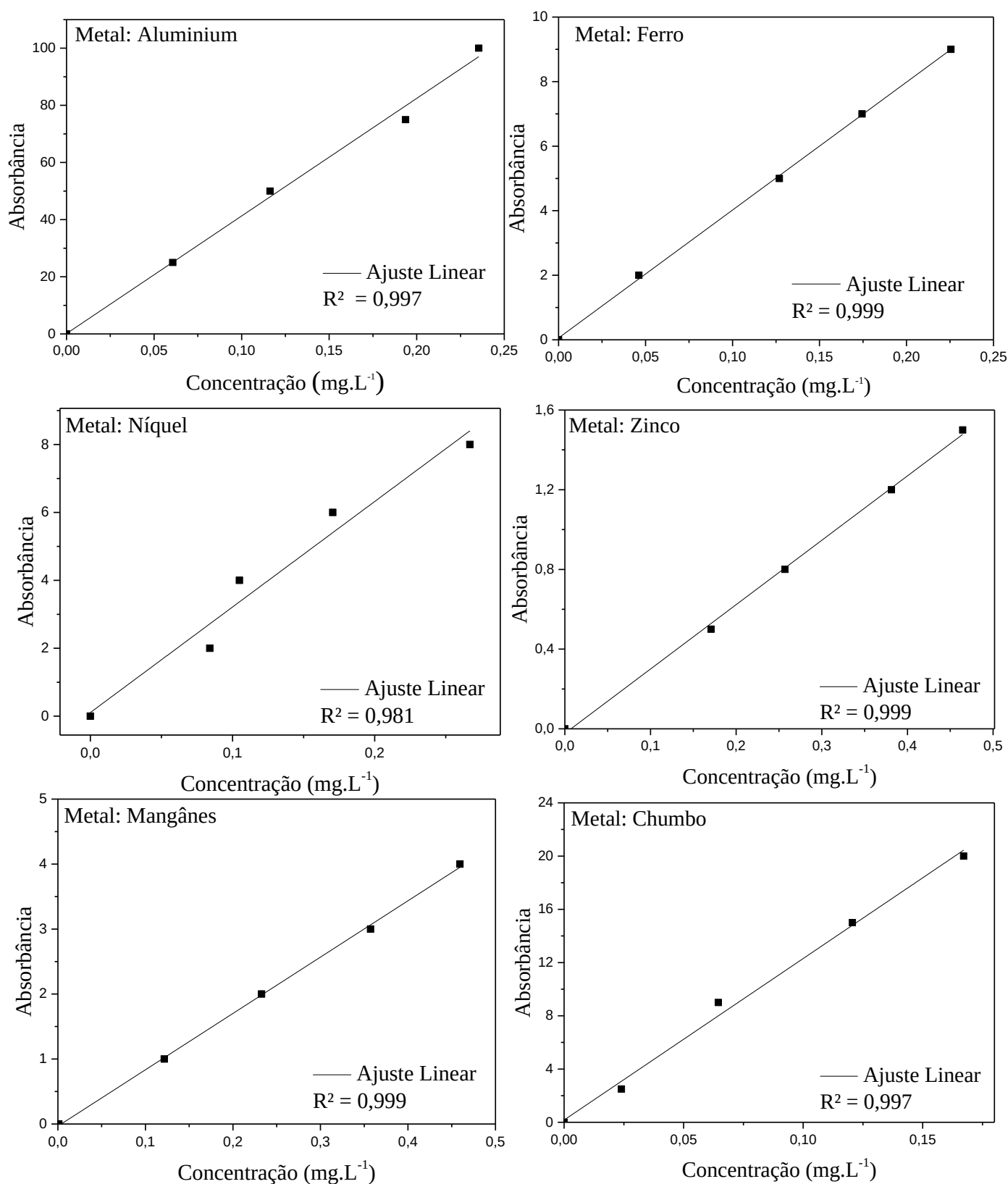
Fonte: Autor (2015).

Anexo 3 – Continuação.

Dia	Temperatura Média (°C)				Umidade Relativa Média (%)				Velocidade Média dos Ventos (m/s)				Precipitação Média (mm)			
	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão	Máx.	Mín.	Média	Desv. Padrão
16/08/2014	35,9	20,8	28,33	4,41	86	25	54,18	17,21	19,4	0	8,04	5,38	0	0	0	0
23/08/2014	37,4	22,8	29,39	4,42	71	21	50,12	15,84	19,4	0	9,55	4,19	0	0	0	0
30/08/2014	37,9	24	29,15	4,28	78	22	57,29	17,99	17,3	2,5	9,10	4,17	0	0	0	0
06/09/2014	35,3	23,5	28,28	3,69	89	36	63	16,47	18,4	0	6,65	5,11	0	0	0	0
13/09/2014	38,9	23,8	29,59	4,14	79	25	59,20	16,05	30,6	0	9,79	5,15	2,4	0	2,4	2,24
20/09/2014	38,7	22,4	29,28	4,65	85	25	60,89	18,54	19,4	0	8,74	4,78	2,4	0	2,4	2,24
27/09/2014	37,2	23,6	29,17	3,91	83	27	61,50	16,37	25,6	3,6	13,65	5,02	0	0	0	0
03/10/2014	38	24,1	29,55	4,06	85	31	62,56	17,46	18,4	0	9,71	4,73	0	0	0	0
11/10/2014	37,8	24,6	30,19	4,05	79	29	58,02	15,81	20,9	1,1	10,82	5,00	0	0	0	0
18/10/2014	37,6	24,1	29,67	4,26	82	32	60,46	16,28	28,1	1,1	11,70	5,21	0	0	0	0
24/10/2014	37,9	22,7	29,23	4,02	84	31	60,45	15,28	23,4	0	10,63	5,13	0	0	0	0
01/11/2014	38,3	23,5	29,62	4,29	85	23,5	61,33	17,77	22	1,1	9,98	4,84	0	0	0	0
07/11/2014	36,9	24	29,07	3,79	83	34	61,87	14,85	18,4	1,1	11,17	4,47	0	0	0	0
15/11/2014	36	23,7	29,31	3,78	91	38	66,95	16,60	23,4	0	10	6,41	0	0	0	0
22/11/2014	35,1	21,8	28,46	3,81	92	35	66,41	17,84	19,4	0	9,58	5,77	0	0	0	0

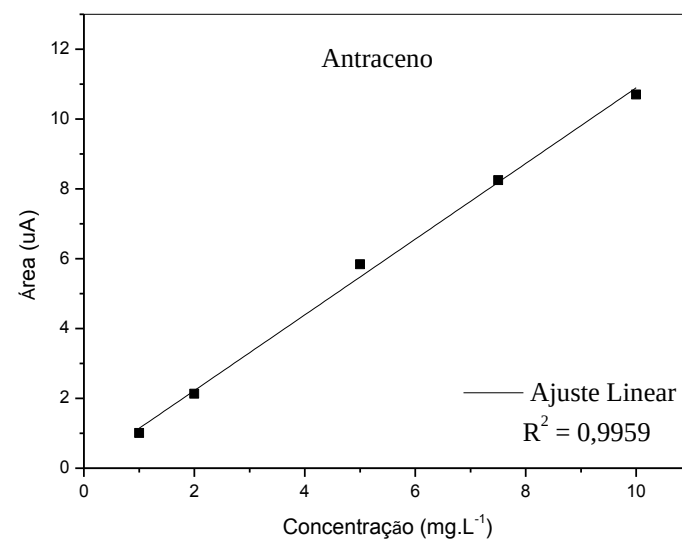
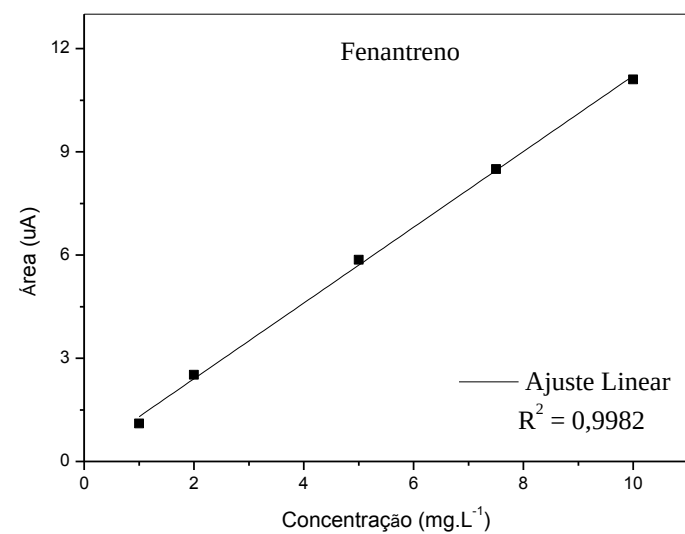
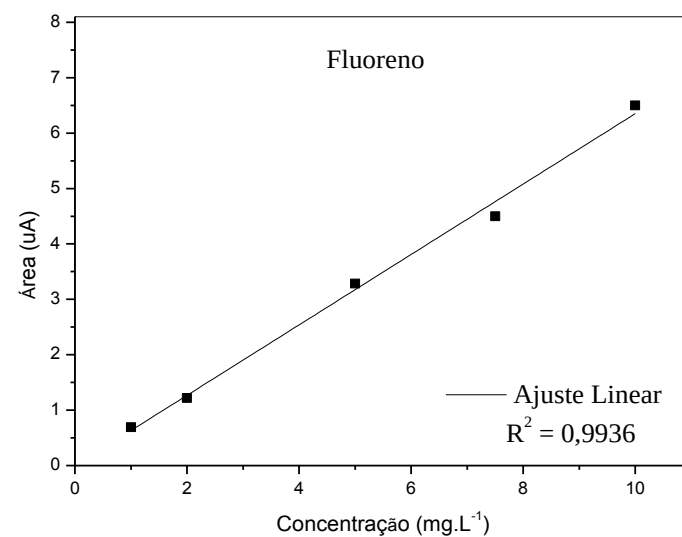
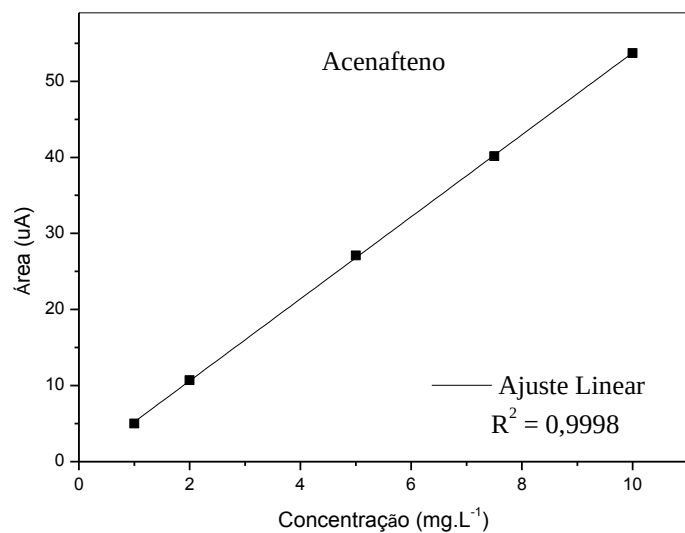
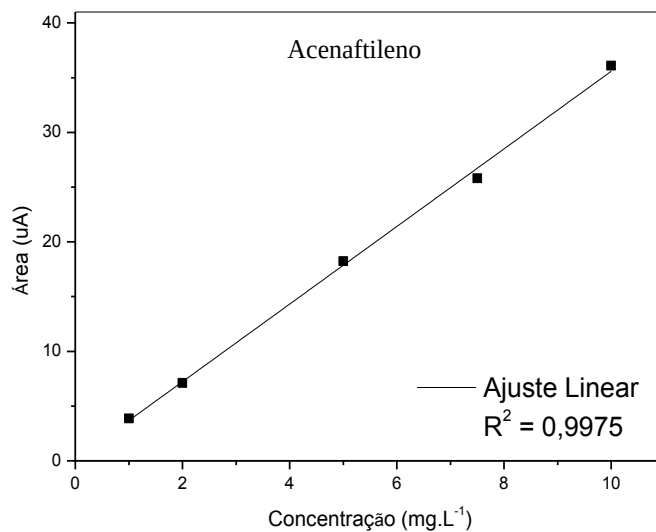
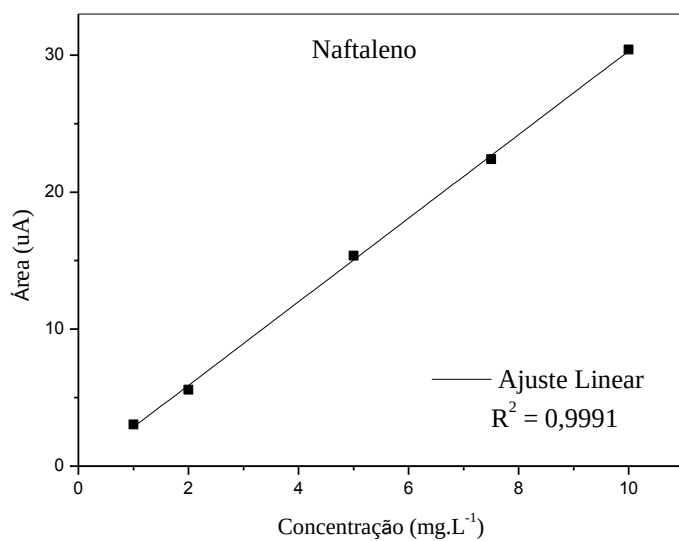
Fonte: Autor (2015).

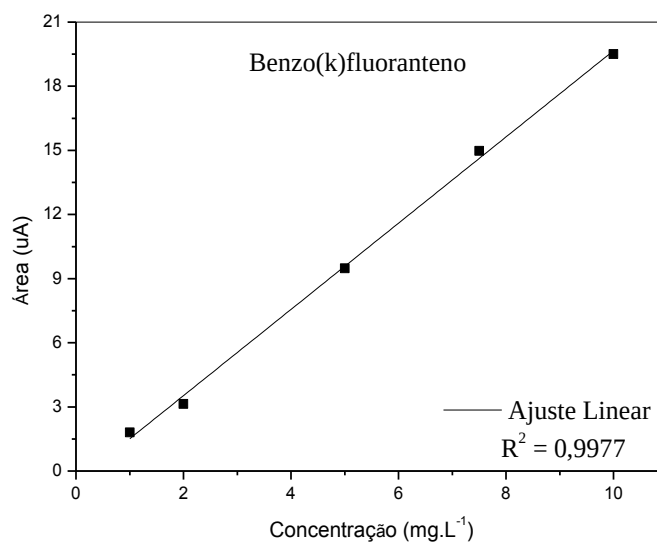
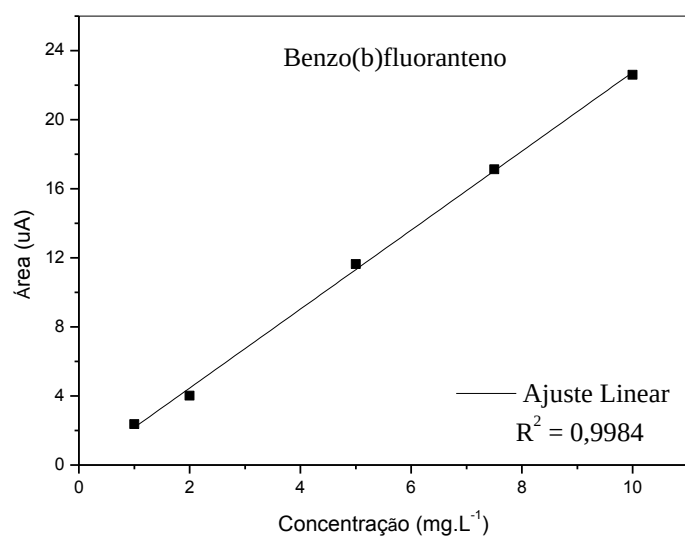
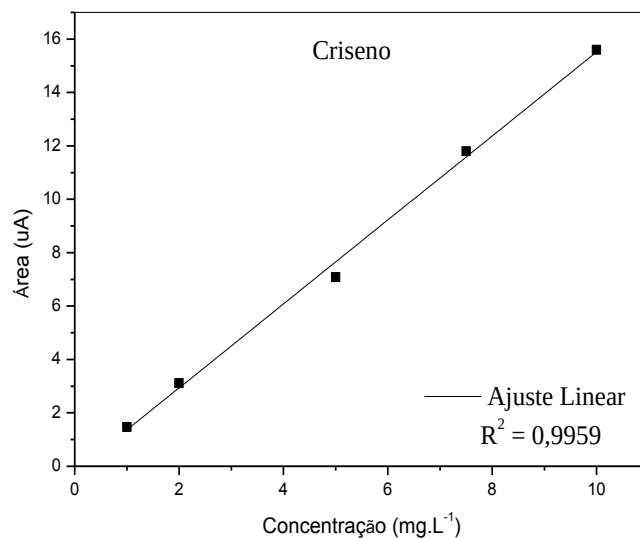
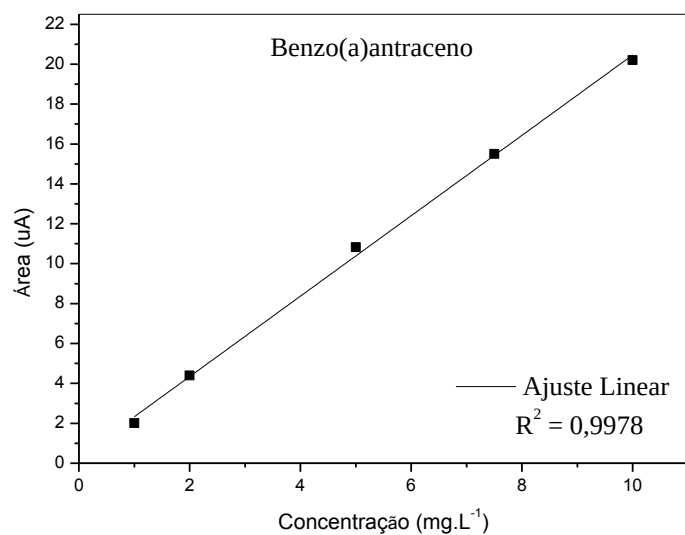
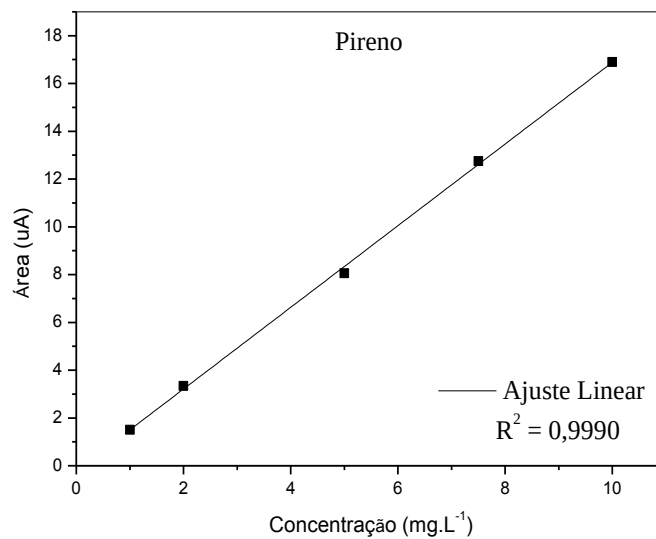
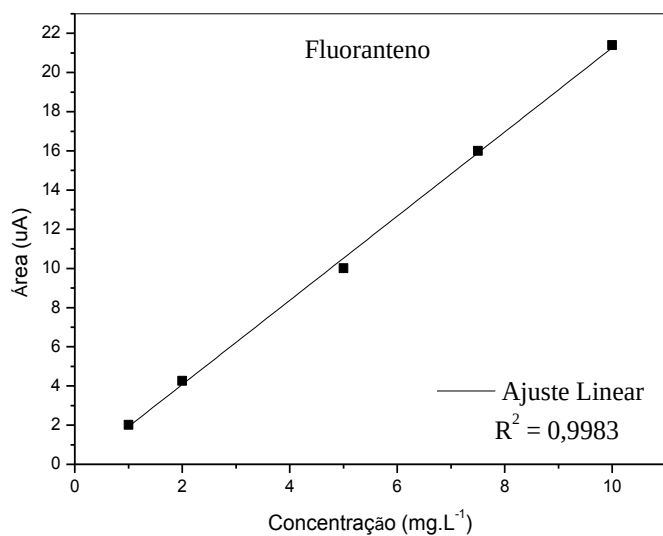
Anexo 4 - Curvas de calibração para os metais: alumínio, ferro, manganês, chumbo, níquel e zinco.

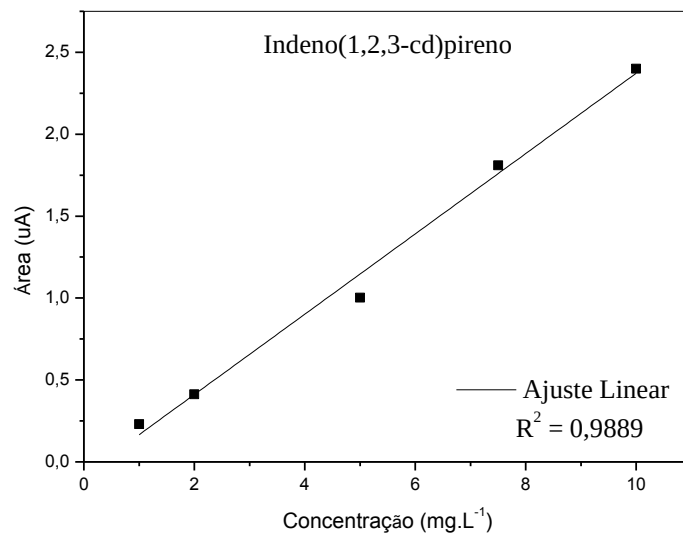
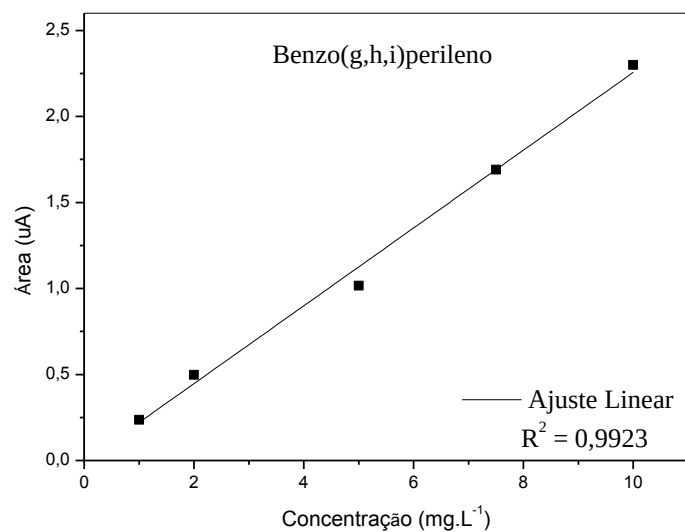
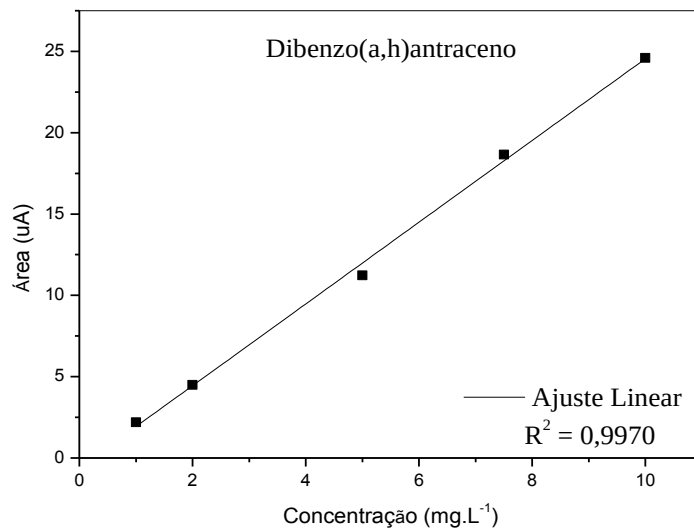
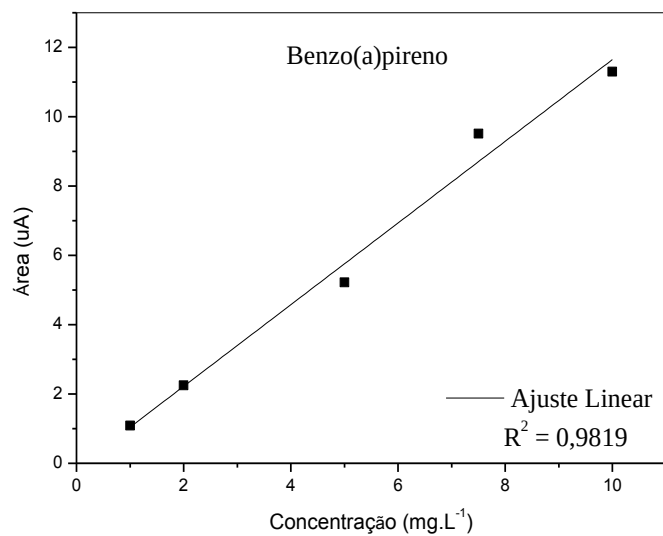


Fonte: Autor (2015).

Anexo 5 – Curvas de calibração para os 16 HPAs prioritários.







Fonte: Autor (2015).