

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
CENTRO DE ESTUDOS E PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E  
METEOROLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

ESTUDO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS NO *OUTDOOR* E *INDOOR* DE  
ESCOLAS APLICANDO TÉCNICAS DE MEDIÇÃO EM TEMPO REAL E DE  
SENSORIAMENTO REMOTO

NICOLE BECKER PORTELA

Dissertação de Mestrado apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Sensoriamento Remoto para obtenção do  
Título de Mestre em Sensoriamento Remoto  
na área de Ciências Atmosféricas.

**Orientadora:**

Dra. Elba Calessio Teixeira

**Banca examinadora:**

Dra. Silvia Beatriz Alves Rolim (PPGSR/UFRGS)

Dra. Dayana Milena Agudelo-Castañeda (Universidad del Norte)

Dr. Eduardo Rodrigo Ramos de Santana (FEPAM)

PORTO ALEGRE – RS

2018

*“Walk on, walk on  
With hope in your heart  
And you'll never walk alone  
You'll never walk alone”*

*“Caminhe, caminhe  
Com esperança no seu coração  
E você nunca andará sozinho  
Você nunca andará sozinho”*

*(Gilmour and Waters, 1971)*

À minha família.

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Dra. Elba Calesso Teixeira, pela dedicação e confiança depositados em mim para a realização deste estudo. Tenho esta mulher como exemplo de busca pela excelência.

Aos colegas de pesquisa: Bianca, Leonardo, Larissa, Fernanda e Ismael, pelo empenho e parceria prestados a esta pesquisa.

Ao professor Silvio Roberto Taffarel, pela confiança depositada nesta pesquisa ao emprestar o equipamento amostrador de COVs.

À equipe do PROAR da Fepam pelas inúmeras viagens e suporte técnico prestados; especialmente ao Felipe, um gênio.

À equipe do Colégio La Salle de Canoas e da Escola Municipal de Ensino Fundamental Santa Rita de Cássia de Nova Santa Rita, por cederem o espaço interno e externo das escolas, inclusive durante as aulas, para que pudéssemos realizar amostragens consistentes e representativas.

Ao Itt Fossil – Instituto tecnológico de Micropaleontologia – da Unisinos, especialmente à Michele, pela atenção e empenho prestados.

À minha amada família: Elaine, Rui, Cristofer e Rodrigo, os quais me apoiam incondicionalmente. Sou grata especialmente a minha mãe, mulher inspiradora que lutou com muito amor e suor até que eu pudesse andar com minhas próprias pernas. Hoje lutamos juntas.

Ao Pedro, meu fiel escudeiro, professor de Excel, parceiro de estudos nos finais de semana ensolarados, preparador de sucos, rangos e lanches maravilhosos, companheiro que converte qualquer desespero em momento de sorriso e paz. Enfim, um amor para toda a vida.

À Preta, minha amada cãopanha.

Aos meus amigos, que não deixaram essa peteca cair.

Por fim, agradeço imensamente a todos os envolvidos, que colaboraram de alguma forma para esta pesquisa. Afinal, como disse Antoine de Saint-Exupéry: "foi o tempo que dedicastes à tua rosa que a fez tão importante".



## RESUMO

Poluentes atmosféricos como nanopartículas (N), *black carbon* (BC) e compostos orgânicos voláteis (COVs) são de importante compreensão para a saúde infantil devido às suas propriedades cancerígenas (N, COVs e BC), bem como podem ser causados ou intensificados sintomas irritativos (COVs e BC), cefaleia, asma, doenças pulmonares e cardíacas (BC). As partículas muito pequenas (N) ainda podem atingir os sistemas cardiovascular e cerebrovascular, e até mesmo prejudicar o desempenho escolar e cognitivo das crianças. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi estudar a qualidade do ar *indoor* (sala de aula) e *outdoor* (portão de acesso) em escolas, onde as crianças permanecem expostas aos poluentes por um longo período, e comparar os níveis entre os ambientes. Para isso, selecionamos duas escolas da Região Metropolitana de Porto Alegre – RMPA: uma em área urbana (Canoas); e outra em área rural (Nova Santa Rita); nas quais foram realizadas 11 campanhas quinzenais de amostragem dos poluentes atmosféricos estudados entre julho e dezembro de 2016. Em complemento, foram medidos NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, NO e O<sub>3</sub> e variáveis meteorológicas (temperatura, umidade relativa, radiação solar e velocidade do vento) coletados na RMPA. Foram aplicadas técnicas de sensoriamento remoto para a obtenção de imagens dos filtros de BC através de MEV. Os resultados apontam que no ambiente externo - *outdoor* da escola urbana os níveis máximos de BC e N ocorreram nas horas de *rush*, devido aos altos níveis das emissões veiculares. Na escola de Nova Santa Rita os níveis de BC e N foram ligeiramente mais baixos, possivelmente por ser um ambiente com pouca influência de fontes de emissão veicular. Por outro lado, os COVs apresentaram maiores concentrações no ambiente interior - *indoor* das duas escolas, as fontes de emissão destes se encontram dentro das salas de aula e não estão relacionadas com as fontes externas, ou seja, a geração dos COVs é independente de ter fontes de poluição urbana ou rural. Os níveis de BC em área urbana são regidos por fontes de emissões veiculares (*outdoor*), as quais são facilmente transferidas para o ar *indoor*, para onde podem carregar consigo outras partículas (contendo, por ex., Fe); além disso, sua dispersão é dificultada em dias frios e com menor velocidade do vento. Enquanto isso, as concentrações de COVs e N são determinadas por uma influência combinada de fontes de emissão, processos secundários de formação e meteorologia, refletindo em maior sensibilidade sob diferentes condições atmosféricas tanto *outdoor* quanto *indoor* nas áreas urbana e rural. Importa ressaltar que os dirigentes de escolas rurais devem estar atentos quanto aos níveis de COVs nas salas de aula; enquanto as escolas de centros urbanos devem triplicar a atenção, pois além de COVs há concentrações expressivas de N e BC decorrentes de emissões veiculares, principalmente nas horas de *rush* que coincidem com o início e fim das aulas, quando as crianças permanecem no *outdoor* diretamente expostas à poluição veicular.

Palavras-chave: nanopartículas, *black carbon*, compostos orgânicos voláteis, *indoor*, *outdoor*, escola infantil, poluição veicular

## **ABSTRACT**

Air pollutants as nanoparticles (N), black carbon (BC) and volatile organic compounds (VOCs) may have short and long-term adverse health effects, especially when it comes to children's health. These pollutants are known to cause cancer and other health effects may include also eye, nose and throat irritation (VOCs and BC), headaches, asthma, pulmonary and cardiovascular diseases (BC). Air-pollution-sized nanoparticles (N) can also affect cerebrovascular system. It can negatively affect students' learning and children's cognition. The aim of this study was to verify and compare the indoor (classrooms) and outdoor (access gates) air quality in different schools, where the children remain exposed to air pollutants for long hours per day. Two schools in different areas of Porto Alegre Metropolitan Region (RMPA) were chosen: the first one in an urban area (Canoas) and the second one in a rural area (Nova Santa Rita). Eleven fortnightly samplings were conducted to evaluate N, BC and VOCs levels between July 2016 and December 2016. We also used data of gaseous pollutants ( $O_3$ ,  $NO_x$ ,  $NO_2$ , and  $NO$ ) and meteorological data (temperature, relative humidity, solar radiation and wind speed) collected in the same area. Remote sensing techniques and a scanning electron microscope (SEM) were used to obtain images of the black carbon filters. In the outdoor site of the urban school, the maximum levels of BC and N were registered in the rush hours due to a high level of vehicular carbon emissions. The lower levels of BC and N in Nova Santa Rita were attributed to the fact the school is located in a rural area, which assumes a less impacted environment. Nevertheless, this study indicates that these compounds are generated during the classroom activities, since the VOCs levels were higher in the two schools indoor sites. The black carbon particles in the urban area come from vehicle emissions (outdoor) and are easily transferred to the school indoor areas. These emissions can also carry other particles (e.g., Fe) and its dispersion can be hampered in cold days with low wind speed. VOCs and N concentrations are site-independent compounds influenced by several emission sources, reactions of primary pollutants and meteorology. It causes them to reflect with a high sensibility in different atmospheric conditions both in urban and rural areas (indoor and outdoor). We would like to emphasize that both rural and urban schools managers should be aware of the risks involving air pollutants in the classroom (especially VOCs). Urban schools boards should also remain vigilant on the expressive concentrations of N and BC near their access gates, arising from vehicle carbon emissions, which represents a risk for the children's health.

Key-words: nanoparticles, black carbon, volatile organic compounds, indoor, outdoor, children's school, vehicular pollution

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Forçantes radioativos causados por atividades humanas desde 1750 até 2011 (IPCC, 2013). .....	18
Figura 2: Fatores e vínculos que podem influenciar na qualidade do ar <i>indoor</i> em escolas. Fonte: Salthammer et al., 2016. ....	21
Figura 3: Divisão da Troposfera em Camada Limite Atmosférica e Atmosfera Livre. Fonte: Adaptado de Stull, 1988. ....	25
Figura 4: Formas de transporte na atmosfera, considerando a grandeza vento. (a) Vento médio; (b) Ondas; (c) Turbulência. Fonte: Stull, 1988. ....	25
Figura 5: Ciclo diário da CLA em condições ideais. Fonte: Adaptado de Stull, 1988. ....	26
Figura 6: Fluxograma – metodologia de pesquisa.....	29
Figura 7: Mapa de localização dos sítios de amostragem na Região Metropolitana de Porto Alegre.....	31
Figura 8: Aetalômetro portátil, modelo AE51.....	33
Figura 9: Nanoscan SMPS portátil, modelo 3910.....	33
Figura 10: PID Tiger VOC Detector.....	34
Figura 11: Microscópio eletrônico de varredura com EDS acoplado, no itt Fóssil, Unisinos.....	36
Figura 12: (a) filtro branco; (b) filtro após coleta.....	36
Figura 13: Canoas – portão de acesso para veículos e pedestres ( <b>CAO</b> ). .....	38
Figura 14: Canoas – sala de aula ( <b>CAI</b> ). .....	38
Figura 15: Nova Santa Rita – portão de acesso apenas para pedestres ( <b>NSRO</b> ).....	38
Figura 16: Nova Santa Rita – sala de aula ( <b>NSRI</b> ). .....	38
Figura 17: Razão de BC por hora (linha de corte em verde quando I/O = 1). ..	44
Figura 18: Razão de N por hora (linha de corte em verde quando I/O = 1).....	45
Figura 19: Razão de VOC por hora (linha de corte em verde quando I/O = 1). 46	
Figura 20: Comparação dos níveis de BC entre os sítios de amostragem.....	47
Figura 21: Comparação dos níveis de N <sub>10-420nm</sub> entre os sítios de amostragem. ....	49

Figura 22: Distribuição horária média do número e tamanho de partículas ( $N_{10-420nm}$ ).....	50
Figura 23: Comparação dos níveis de COVs entre os sítios de amostragem. .	51
Figura 24: Comparação entre níveis de BC e $N_{10-420nm}$ e correlação de Spearman em cada sítio de amostragem.....	52
Figura 25: Evolução diária média da razão N/BC calculada a partir das médias horárias - CAO. ....	53
Figura 26: Comparação entre níveis de $N_{10-420nm}$ e VOC e correlação de Spearman em cada sítio de amostragem.....	53
Figura 27: Comparação entre níveis de BC e VOC e correlação de Spearman em cada sítio de amostragem. ....	54
Figura 28: Concentração de BC nos períodos frio e quente nos sítios de amostragem. ....	55
Figura 29: Concentração em número de partículas nos períodos frio e quente nos sítios de amostragem. ....	55
Figura 30: Concentração de COVs nos períodos frio e quente nos sítios de amostragem. ....	56
Figura 31: Ciclo diário de gases na RMPA entre julho e dezembro de 2016. ..	60
Figura 32: Evolução diária média da razão $NO_x/BC$ calculada a partir das médias horárias - CAO.....	61
Figura 33: Regressão linear entre as médias horárias de BC e $O_3/VOC$ (CAO). ....	62
Figura 34: Evolução diária média de BC e $O_3/VOC$ (CAO). ....	62
Figura 35: Mapa elementar - Presença de Fe em partícula coletada no filtro do aetalômetro – CAI. ....	67

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados de Canoas e Nova Santa Rita.....	31
Tabela 2: Estatística descritiva e razão média <i>indoor</i> e <i>outdoor</i> (I/O) de BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), N ( $\#/ \text{cm}^3$ ) e VOC ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) nas escolas entre junho e dezembro de 2016. ....	41
Tabela 3: Resultados de BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e N ( $\#/ \text{cm}^3$ ): comparação desta pesquisa com estudos realizados em diferentes países.....	41
Tabela 4: Correlação de <i>Spearman</i> entre os poluentes medidos nas escolas e parâmetros meteorológicos. ....	57
Tabela 5: Correlação de <i>Spearman</i> entre os poluentes medidos e gases em CAO. ....	60

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- BC – *black carbon*
- CAI – Canoas *indoor*
- CAO – Canoas *outdoor*
- CLA – Camada Limite Atmosférica
- COVs – Compostos Orgânicos Voláteis (também chamado como VOCs)
- EDS – espectroscopia por energia dispersiva
- I/O – *indoor/outdoor*
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
- MEV – Microscópio Eletrônico de Varredura
- N – nanopartículas
- NE – Nordeste
- NSRI – Nova Santa Rita *indoor*
- NSRO – Nova Santa Rita *outdoor*
- O – Oeste
- RMPA – Região Metropolitana de Porto Alegre
- S – Sul
- SE – Sudeste
- SRP – Sensoriamento Remoto Proximal
- UFP – *ultrafine particles* (sigla utilizada para partículas ultrafinas)
- VOCs – *volatile organic compounds* (sigla utilizada para compostos orgânicos voláteis)

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
1.1. Objetivo geral .....	16
1.2. Objetivos específicos .....	16
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>18</b>
2.1. Black Carbon.....	18
2.2. Nanopartículas .....	19
2.3. Compostos Orgânicos Voláteis.....	20
2.4. Poluição do ar <i>indoor</i> e <i>outdoor</i> em escolas .....	20
2.5. Alertas para a proteção da saúde .....	22
2.6. Influência meteorológica .....	24
Estudos relacionando meteorologia e poluentes atmosféricos.....	26
<b>3. METODOLOGIA</b> .....	<b>28</b>
3.1. Área de estudo.....	30
Caracterização dos locais de amostragem.....	30
Central de monitoramento da qualidade do ar.....	32
3.2. Campanhas de monitoramento nas escolas .....	32
Parâmetros e equipamentos de medição .....	32
Black Carbon.....	32
Nanopartículas (número de partículas e distribuição de tamanhos)	
.....	33
Compostos Orgânicos Voláteis.....	33
Período e frequência de amostragem.....	34
3.3. Aplicação de técnicas de Sensoriamento Remoto e outras técnicas complementares .....	34
Gases .....	35
Parâmetros Meteorológicos.....	35
Microscópio Eletrônico de Varredura e Espectroscopia por Energia Dispersiva .....	35
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>38</b>
4.1. Concentrações médias de BC, N e COVs.....	39
4.2. Razões <i>Indoor/Outdoor</i> ( <i>I/O<sub>CA</sub></i> e <i>I/O<sub>NSR</sub></i> ).....	43
4.3. Variação nos horários de aula.....	46

4.4.	Relação entre BC, N e COVs.....	51
4.5.	Variação nos períodos quente e frio .....	54
4.6.	Relação com parâmetros meteorológicos.....	56
4.7.	Relação com gases.....	59
4.8.	Caracterização morfológica das partículas de BC .....	63
	MEV.....	63
	EDS .....	67
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>68</b>
	Aplicações práticas e recomendações para trabalhos futuros.....	68
<b>6.</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>70</b>



## 1. INTRODUÇÃO

As quantidades e tipos de emissões atmosféricas diferem a cada ano, tendo como principais motivos as mudanças que ocorrem na economia de cada país em decorrência da sua atividade industrial, do seu nível tecnológico, do consumo de energia, do tráfego veicular, entre outros fatores (EPA, 2017). A constante exposição humana a poluentes atmosféricos pode causar problemas respiratórios e outras doenças, algumas vezes fatais (WHO, 2017; EPA, 2017). Desde meados da década de 1990, poluentes até então pouco estudados, como nanopartículas, *black carbon* e compostos orgânicos voláteis passaram a receber mais atenção devido aos seus possíveis efeitos adversos à saúde (DTG, 2017; Morawska et al., 2008), ao meio ambiente (Reche et al., 2015) e também pela sua forte presença em áreas urbanas (Kumar et al., 2010; Reche et al., 2011).

O *black carbon* – BC é formado na combustão incompleta de biocombustíveis, biomassa e combustíveis fósseis, sendo considerado o segundo maior contribuinte para o aquecimento global (atrás apenas do CO<sub>2</sub>), devido ao aquecimento que causa na atmosfera ao absorver calor e reduzir o albedo da Terra (capacidade de refletir radiação eletromagnética incidente) quando depositado na neve e no gelo (EPA, 2017b). As nanopartículas – N derivam de fontes naturais e antropogênicas, porém nas áreas urbanas as emissões veiculares podem contribuir com até 86% das concentrações de número total de nanopartículas (Kumar et al., 2010); podem ainda ser partículas secundárias formadas por outros processos de nucleação e acumulação (Morawska et al., 2008). A presença de nanopartículas nem sempre reflete o impacto de fontes móveis na qualidade do ar, enquanto o BC evidencia de forma mais nítida esta influência (Evans et al., 2015; Viana et al., 2011). Já os compostos orgânicos voláteis decorrem de fontes naturais, emissões veiculares e atividades humanas (Yurdakul et al., 2017), além de representarem mais de 70% do material para a formação de partículas secundárias, através de processos de nucleação (Reche et al., 2011).

A população de cidades densamente povoadas está mais próxima a estas fontes de emissão e conseqüentemente mais exposta aos poluentes atmosféricos. Neste contexto, se para os adultos já são observados riscos para

a saúde, para as crianças há um agravante: seus órgãos são menores e sua taxa de respiração é maior, estando desta forma mais vulneráveis aos efeitos dos poluentes atmosféricos (Rivas et al., 2014; Salthammer et al., 2016). Considerando que a principal fonte de poluição atmosférica em ambientes urbanos são gases e partículas emitidos a partir de veículos (Salthammer et al., 2016), a qualidade do ar *outdoor* que infiltra no ambiente escolar é um assunto importante, visto que as crianças passam grande parte do dia dentro das salas de aula ou no pátio da escola. Estudos de Rivas et al. (2014) reportaram que partículas ultrafinas e BC emitidos em ambientes externos de escolas são transportados para os ambientes internos. Neste transporte, podem ser formadas novas partículas através de processos de nucleação ou acumulação (Salthammer et al., 2016). Dentro das salas de aula, como consequência da diversidade de materiais e das atividades que são realizadas, pode-se esperar grandes concentrações de COVs no ar (Salthammer et al., 2016). A ampla gama de poluentes atmosféricos abre espaço para um grande potencial de redução, partindo da necessidade de identificar os fatores responsáveis por essa variabilidade. Por outro lado, há ainda um número muito pequeno de estudos sobre as concentrações de poluentes nas salas de aula de escolas.

Pesquisas realizadas na Ásia e na Europa relataram altos níveis de poluição do ar nas salas de aula quando comparados a outros estudos realizados nos Estados Unidos e no norte da Europa (Salthammer et al., 2016). No Brasil e em outros países da América do Sul, poucos estudos reportam a influência de poluentes atmosféricos no *indoor* e *outdoor*, o que é ainda mais raro quando se trata de ambientes escolares (Franco et al., 2013; Godoi et al., 2013; Lerner et al., 2012; Massolo et al., 2010; Pattinson et al., 2018). Esta pesquisa busca contribuir com esta lacuna. Estudos realizados em ambientes externos na Região Metropolitana de Porto Alegre – RMPA apontaram que as contribuições mais significativas das partículas atmosféricas provêm de fontes móveis, devido ao grande número de veículos que circulam na região (Schneider et al., 2015; Agudelo e Teixeira, 2014; Migliavacca et al., 2012). Neste contexto, esta pesquisa buscou responder ao seguinte problema: quais são os níveis de nanopartículas, *black carbon* e compostos orgânicos voláteis

no *indoor* e *outdoor* de escolas situadas em áreas urbana e rural dentro da Região Metropolitana de Porto Alegre?

Para responder ao problema de pesquisa, realizamos a amostragem dos três poluentes atmosféricos propostos no portão de acesso (*outdoor*) e sala de aula (*indoor*) de duas escolas: uma escola particular no centro da cidade de Canoas, situada próxima a vias de tráfego intenso e diversas edificações; e uma escola pública situada no município de Nova Santa Rita, cercada por áreas arborizadas e poucas edificações. Em frente à escola de Canoas também há uma parada de ônibus, aumentando as emissões de diesel, e seus efeitos na qualidade do ar da escola serão observados com esta pesquisa. Em complemento, utilizamos dados de poluentes gasosos ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  e  $\text{O}_3$ ) amostrados na estação de monitoramento de qualidade do ar da FEPAM, localizada a aproximadamente 1500 metros da escola de Canoas. Os resultados também foram relacionados com os dados meteorológicos da Estação da Base Aérea de Canoas e do Instituto Nacional de Meteorologia, visto que o comportamento dos poluentes no ar depende, em grande parte, das variações dos parâmetros meteorológicos na Camada Limite Atmosférica.

### **1.1. Objetivo geral**

Estudar as concentrações de poluentes atmosféricos associados a variáveis meteorológicas no ar *outdoor* e *indoor* de escolas situadas em ambientes urbano e rural através de técnicas de medição em tempo real e de sensoriamento remoto.

### **1.2. Objetivos específicos**

- a) Realizar amostragens periódicas de *black carbon* - BC, nanopartículas - N e compostos orgânicos voláteis - COVs na atmosfera *indoor* e *outdoor* de escolas em áreas urbana e rural;
- b) Medir as variáveis meteorológicas e gases na área de estudo;
- c) Analisar os filtros do aetalômetro (BC) aplicando técnicas de sensoriamento remoto;
- d) Avaliar a diferença das concentrações dos poluentes *indoor* e *outdoor* nas escolas;

e) Associar as concentrações de BC, N e COVs com gases e variáveis meteorológicas.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Black Carbon

Em ambientes urbanos, a combustão incompleta de combustíveis é uma das principais fontes de geração do *Black Carbon* (BC), que é um importante componente da fuligem. Desta forma este pode ser considerado um poluente traçador do tráfego veicular. O BC é altamente capaz de absorver radiação e tem sido considerado como o segundo fator, depois do dióxido de carbono (Raila e Anderson, 2016), e na frente do metano, em termos de força radioativa direta que mais contribui para o aquecimento global (IPCC, 2013; Kumar et al., 2010; Rosasco, 2009), conforme pode ser observado na Figura 1. Apesar disso, não é um poluente considerado no âmbito da Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças no Clima.

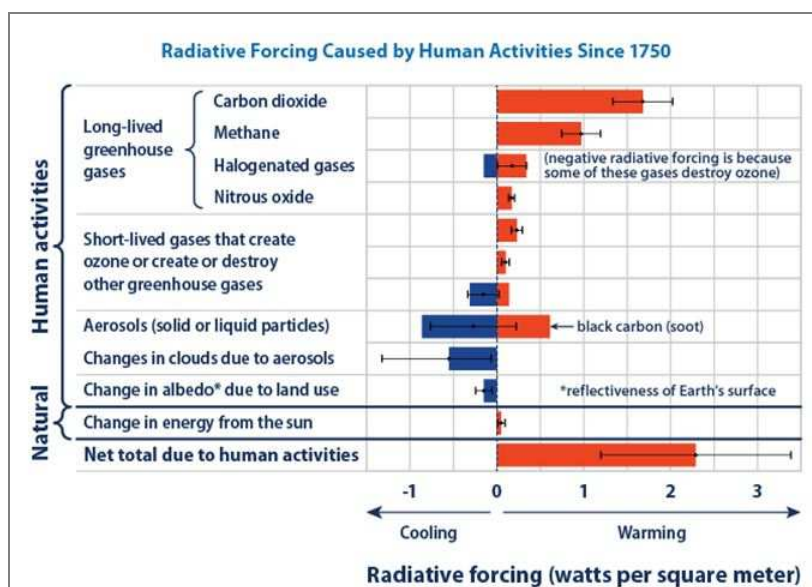


Figura 1: Forçantes radioativos causados por atividades humanas desde 1750 até 2011 (IPCC, 2013).

Um estudo realizado no Ártico da Rússia afirma que, quando depositado na neve ou gelo, o BC advindo de motores a diesel reduz a quantidade de luz que seria refletida naturalmente, causando aquecimento adicional e aumentando a taxa de fusão, implicando diretamente no derretimento da neve e gelo no Ártico (Evans et al., 2015).

Como o BC permanece na atmosfera por um curto espaço de tempo, quando as suas emissões são reduzidas as concentrações de BC diminuem quase que imediatamente (Evans et al., 2015). Rosasco (2009) afirma que o

tempo de residência do BC na atmosfera varia de poucos dias até mais de uma semana quando não há precipitação.

As interações dos aerossóis de fuligem com o ambiente e as suas reações com a água atmosférica são controladas pela sua reatividade superficial (oxidação, adsorção de moléculas de água), que pode depender da composição inicial do combustível e das condições de combustão (OUF et al., 2016).

Seus efeitos adversos à saúde têm sido avaliados pelo fato de ser uma partícula geralmente submicrométrica ( $< 1000$  nm) podendo gerar problemas nos sistemas respiratório e cardiovascular (Evans et al., 2015).

## **2.2. Nanopartículas**

As partículas presentes na atmosfera são geralmente classificadas de acordo com seu diâmetro aerodinâmico ( $Da$ ): partículas grossas (inaláveis) ou material particulado com  $Da < 10\mu\text{m}$ ; partículas finas ou material particulado com  $Da < 2,5\mu\text{m}$ ; e partículas ultrafinas (UFP), com  $Da < 1\mu\text{m}$  (1000 nm) (DTG, 2017). Assim, as nanopartículas estão na gama das partículas ultrafinas, e Kumar et al. (2010) as caracteriza com diâmetros menores que 300 nm (ou  $0,3\mu\text{m}$ ). Este intervalo inclui mais de 99% da concentração total em número de partículas no meio atmosférico. Partículas menores que 100nm de diâmetro (ou  $0,1\mu\text{m}$ ) são o intervalo que compreende a maior proporção (~80%) da concentração de número total de nanopartículas no ambiente, mas a concentração de massa é negligenciável (Kumar et al., 2010). Outros autores caracterizam as nanopartículas com diâmetros até 500 nm (DTG, 2017; Morawska et al., 2008).

As emissões veiculares podem contribuir com até 86% das concentrações de número total de nanopartículas, visto que a maioria das partículas emitidas pelos veículos a diesel e a gasolina são de tamanhos inferiores a 130 nm e 60 nm, respectivamente. Veículos movidos a diesel contribuem de 10 a 100 vezes mais em termos de concentração e número de partículas, enquanto os veículos movidos a gasolina em condições de alta velocidade e carga emitem maior proporção em número de partículas mais finas (Kumar et al., 2010).

A classificação e o tamanho das partículas dependem da multiplicidade de fontes e processos que conduzem à sua formação e, portanto, sobre o material a partir do qual foram formadas (Morawska et al., 2008). As partículas emitidas por veículos podem ser divididas em duas categorias: partículas primárias, formadas no motor ou tubo de escape e com tamanho aproximado maior que 30 nm (modo acumulação); e partículas secundárias, formadas após a expulsão dos gases quentes pelo tubo de escape, que esfriam e se condensam para formar um grande número de partículas voláteis, menores que 30 nm (modo nucleação).

### **2.3. Compostos Orgânicos Voláteis**

Os compostos orgânicos voláteis – COVs (ou *volatile organic compounds* – VOCs) vem recebendo grande atenção devido às suas propriedades tóxicas, ao potencial para formar poluentes atmosféricos tóxicos secundários na troposfera e aos efeitos cancerígenos na saúde humana (Kim et al., 2015; Yurdakul et al., 2017).

Os níveis de COVs dependem de fatores meteorológicos e da disponibilidade de diferentes fontes em qualquer área urbana ou industrialmente afetada (Yurdakul et al., 2017). Além disso, representam mais de 70% do material para a formação de partículas secundárias, através de processos de nucleação (Reche et al., 2011).

### **2.4. Poluição do ar *indoor* e *outdoor* em escolas**

O ar em ambientes externos – *outdoor* – de escolas não é necessariamente limpo. Considerando que a principal fonte de poluição atmosférica em ambientes urbanos são gases e partículas emitidos a partir de veículos (Salthammer et al., 2016), a qualidade do ar *outdoor* que infiltra no ambiente escolar é um assunto importante, visto que as crianças passam grande parte do dia dentro das salas de aula ou no pátio da escola. Além disso, este é um grupo populacional muito vulnerável à exposição de poluentes devido aos seus corpos em crescimento e à sua fisiologia, com maiores taxas de respiração e níveis de atividade física (Rivas et al., 2014). O impacto de tal exposição tem o potencial de ir muito além do desconforto, podendo afetar a sua saúde e o desempenho de estudantes (Almeida et al., 2014).

Estudos relatam níveis elevados de poluentes secundários em áreas urbanas, os quais infiltram em ambientes fechados, inclusive em escolas, nas quais a maioria dos ambientes internos são complexos e afetados por muitos fatores diferentes e interligados, conforme evidenciado na Figura 2 (Salthammer et al., 2016). Nesta imagem, os autores apontam que o conforto térmico, as fontes de poluição atmosférica, as características de construção da escola e a mobilidade das crianças são os principais fatores que influenciam na qualidade do ar *indoor* das escolas. Portanto, a prevenção deve ser trabalhada no escopo destas variáveis.

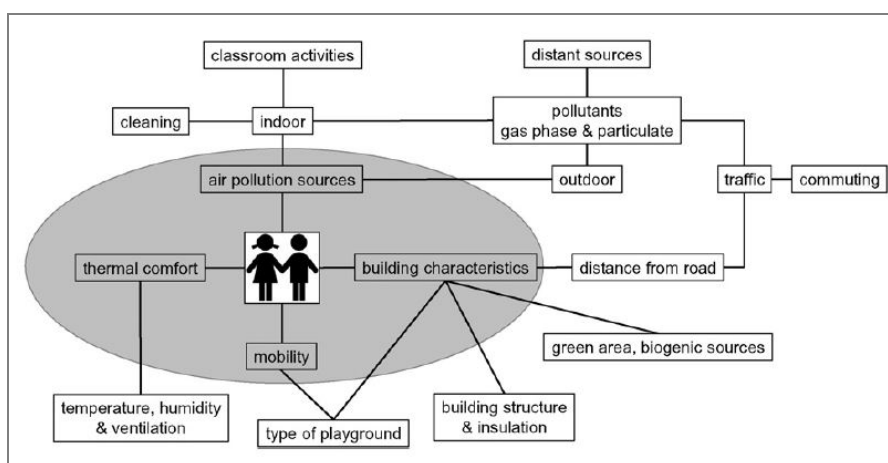


Figura 2: Fatores e vínculos que podem influenciar na qualidade do ar *indoor* em escolas.  
Fonte: Salthammer et al., 2016.

Um estudo realizado por Rivas et al. (2014) em escolas na Espanha, em Barcelona (15.993 habitantes/km<sup>2</sup>) e Sant Cugat del Vallès (1.761 habitantes/m<sup>2</sup>). Foram realizadas 2 campanhas de amostragem em ambientes *indoor* (sala de aula) e *outdoor* (pátio) de 39 escolas. A duração da amostragem foi 8 horas por dia durante o horário escolar e as concentrações de partículas ultrafinas (*ultrafine particle* – UFP) e BC foram registradas em tempo real em intervalos de 5 e 10 minutos, respectivamente. Os resultados apontaram semelhanças entre os padrões de interior e exterior, sugerindo uma infiltração significativa de poluentes ao ar livre para o ar *indoor*. Verificou-se que os níveis de BC e partículas ultrafinas são reportados como indicadores das emissões de tráfego rodoviário nos dois ambientes. Reche et al. (2015) também indicou que os picos de exposição de BC dentro das salas de aula foram determinados por concentrações ao ar livre.



Dentro das salas de aula podem ocorrer grandes concentrações de COVs como consequência da alta diversidade de materiais de aula e das atividades que estão sendo realizadas (Salthammer et al., 2016).

### **2.5. Alertas para a proteção da saúde**

Estima-se que em 2012 os altos níveis de poluição no ar tenham causado 7 milhões de mortes no mundo (Miraglia e Gouveia, 2014). A Organização Mundial da Saúde estima que, no Brasil, este problema gere cerca de 20 mil óbitos por ano devido à poluição no ar *outdoor* (WHO, 2017). Alguns estudos relacionam ainda doenças respiratórias e cardiovasculares à exposição de partículas ultrafinas (Kumar et al., 2010; Morawska et al., 2008).

As nanopartículas devem ser estudadas e controladas devido ao seu possível impacto negativo à saúde humana, visibilidade urbana, influência sobre a química da atmosfera e também ao clima global (Kumar et al., 2010).

A análise da presença de nanopartículas deve ser considerada dado a seu alto potencial de toxicidade aliado ao seu pequeno tamanho que possibilita atingir os sistemas cardiovascular e cerebrovascular (Reche et al., 2011). As nanopartículas correspondem a uma fração dos poluentes atmosféricos as quais possuem altas taxas de deposição nos pulmões, podendo também ser infiltradas no organismo por meio da pele, aparelho gastrointestinal ou até mesmo penetrar nas células epiteliais e se acumular nos gânglios linfáticos. Se no curto prazo a exposição às nanopartículas agrava doenças pulmonares e cardiovasculares existentes, no longo prazo esta exposição repetida aumenta o risco de doenças cardiovasculares e morte (Kumar et al., 2010). Segundo Kumar et al. (2010), entre outras características, as concentrações de número de partículas são um indicador importante da sua toxicidade. Isto implica que as informações de distribuição de número e faixas de tamanho de nanopartículas poderiam melhorar toda a nossa capacidade de avaliar os efeitos potenciais à saúde. A medição de distribuições de tamanho é, assim, um assunto importante que deve ser considerado em quadros regulamentares.

Estudos realizados em laboratório apontam que o escape de diesel – que é um potente emissor de nanopartículas e BC –, pode causar alterações no DNA das células, aumentando os riscos de câncer de pulmão. Apesar desta relação entre a fuligem advinda de motores a diesel e o câncer ainda estar

sendo estudada, ela já consta no banco de dados de doenças elaborado pela Organização Mundial da Saúde (IER, 2012). Em 1888, a Agência Internacional de Investigação sobre o Câncer (IARC) classificou o escape de diesel, composto basicamente por gases e fuligem, como “provavelmente cancerígeno em seres humanos”. Já em 2012 a IARC os reclassificou como “cancerígenos para os seres humanos” com evidências para câncer de pulmão e suspeitas para câncer de bexiga. Além disso, os materiais de escape de veículos que contém fuligem são apontados como causadores de outros problemas de saúde: irritação nos olhos, cefaleia, asma, doenças pulmonares e cardíacas e possivelmente problemas no sistema imunológico (IER, 2012).

As legislações são instrumentos indiretos de proteção da saúde da população e da biota. Quanto às normativas que regem os padrões de qualidade do ar e limites de emissão de gases e partículas, estas devem periodicamente ser atualizadas, visto que a evolução tecnológica, o aumento da densidade populacional em centros urbanos e a mudança do seu estilo de vida têm causado alterações no perfil das emissões atmosféricas. Além disso, estudos comprovam a existência de outros poluentes ainda não considerados nas legislações atuais e que precisam de mais evidências para provar sua necessidade de monitoramento e controle.

Nos últimos anos diversos países vêm implantando planos de qualidade do ar focados principalmente nas emissões de tráfego. Entretanto várias cidades inferem que não há diminuição nos níveis de emissão (Reche et al., 2011).

No ano de 1990, considerando a necessidade de ampliar o número de poluentes atmosféricos passíveis de monitoramento e controle no Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA estabeleceu a Resolução nº 03/1990, que atribuiu os padrões de qualidade do ar. Tais padrões são as concentrações de poluentes que, se ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população e até ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral (BRASIL, 1990). Na Europa o limite de número de partículas primárias foi adicionado aos padrões de emissão propostas pelas Comissões Europeias Euro 5 e Euro 6 para veículos comerciais leves (Morawska et al., 2008).

Analisando o crescimento da população brasileira, que em 1990 era de 150 milhões de habitantes e no início de 2017 passou para mais de 207 milhões (IBGE, 2017) – aumento de 38% em 26 anos, também ampliou a demanda por produtos e serviços. Conseqüentemente, os níveis e o perfil das fontes fixas e móveis de emissões atmosféricas, tais como indústrias e frota veicular, sofreram grandes alterações nos últimos anos (EPA, 2017). No ramo veicular foram desenvolvidos motores e combustíveis capazes de reduzir a emissão de poluentes, mas em compensação o número de veículos aumentou consideravelmente. Em 1990 o Brasil contava com 18,3 milhões de veículos e em 2016 com 93,9 milhões de veículos, ou seja, ocorreu um aumento de 413% em 26 anos (DENATRAN, 2017). Estes fatores tornam a Resolução CONAMA 03/1990 obsoleta.

A concentração de número de partículas é um indicador importante de toxicidade e impactos das emissões antropogênicas (Kumar et al., 2010), assim como o BC (Reche et al., 2011; IER, 2012), sendo estes poluentes importantes para inclusão de métricas regulatórias de emissões atmosféricas por veículos, como já vem sendo feito, ou de padrões da qualidade do ar.

## **2.6. Influência meteorológica**

Os fatores meteorológicos influenciam diretamente no comportamento dos poluentes atmosféricos. A interação do campo de vento com o solo (aquecimento durante o dia ou resfriamento durante a noite) produz um movimento caótico do ar conhecido como turbulência atmosférica, a qual é responsável pela dispersão dos poluentes nos sentidos vertical e horizontal (Moreira et al., 2008). O efeito da dispersão é limitado pela altura da Camada Limite Atmosférica – CLA (Figura 3), a qual está relacionada com a turbulência do ar. A CLA é a camada da troposfera que mais recebe os efeitos diretos da superfície terrestre e sua espessura é muito variável no tempo e no espaço, oscilando desde dezenas de metros até alguns quilômetros e responde à ação combinada de forçantes mecânicos (vento) e térmicos (calor) (Stull, 1988; Cancelli, 2006).

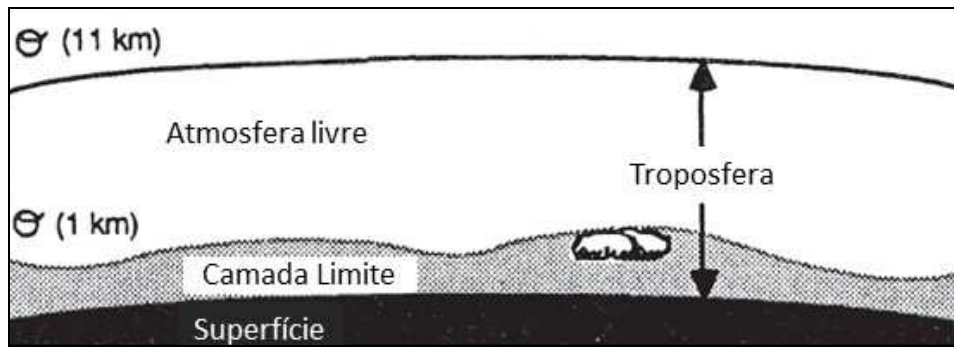


Figura 3: Divisão da Troposfera em Camada Limite Atmosférica e Atmosfera Livre. Fonte: Adaptado de Stull, 1988.

A alta capacidade de dispersão dos poluentes na atmosfera é devido à sua natureza turbulenta, a qual é composta por movimentos irregulares. A Figura 4 apresenta a interferência da turbulência no escoamento do vento na atmosfera. São verificadas três formas de transporte (vento médio, ondas e turbulência) que podem aparecer na CLA, sobrepostas ou individualmente. Os poluentes emitidos na atmosfera têm seu transporte dominado na horizontal pelo vento e na vertical pela turbulência. Segundo Stull (1988), é a turbulência que permite que a CLA interaja com a superfície terrestre e a sua ausência acima da CLA faz com que o resto da atmosfera livre não responda aos fenômenos desta superfície. O fenômeno das ondas (Figura 4) geralmente é observado no período noturno devido à estabilidade atmosférica, o que provoca a redução do transporte de poluentes (Stull, 1988).

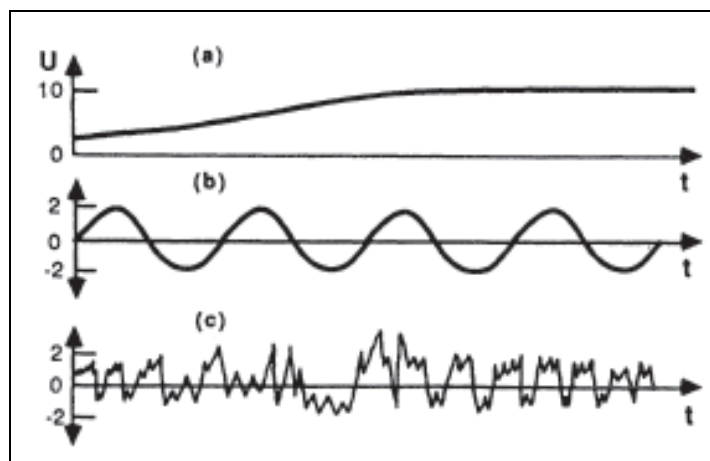


Figura 4: Formas de transporte na atmosfera, considerando a grandeza vento. (a) Vento médio; (b) Ondas; (c) Turbulência. Fonte: Stull, 1988.

A Figura 5 apresenta a variação padrão da estrutura e da espessura da CLA sobre a superfície terrestre ao longo de 24 horas, em que durante o dia há a presença de uma camada limite convectiva e à noite prevalece a

estabilidade, formada apenas pela camada limite mecânica. O ar é considerado estável – quando as condições de estratificação das camadas de temperatura suprimem os movimentos verticais, instável – quando facilitam os movimentos verticais, e neutro – quando não há influência significativa da estratificação nestes deslocamentos verticais (ABBOUD et al., 2004). As condições de estabilidade oferecem um volume menor de dispersão dos poluentes, produzindo as maiores concentrações dos mesmos na sua presença.

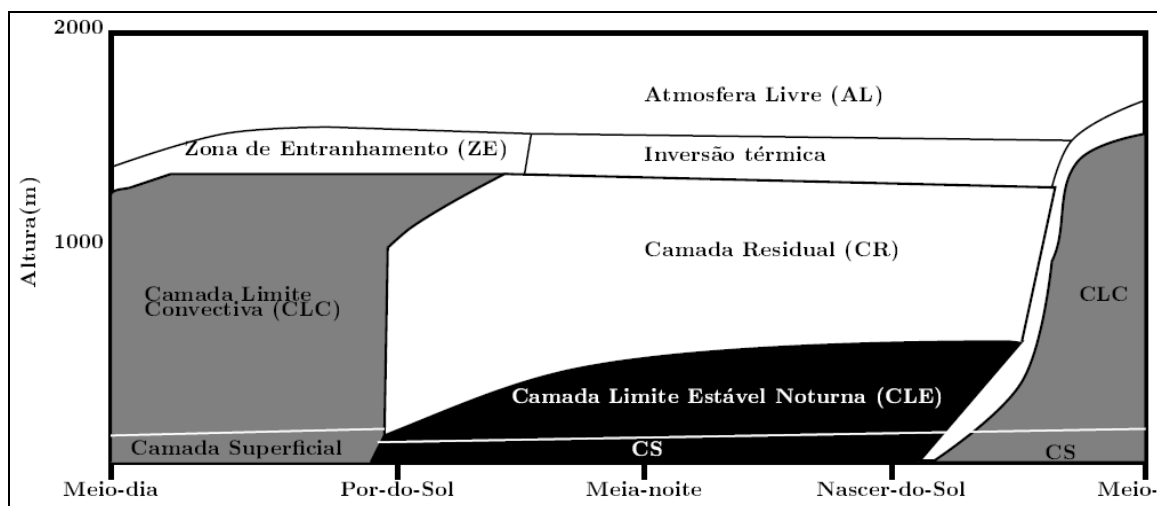


Figura 5: Ciclo diário da CLA em condições ideais. Fonte: Adaptado de Stull, 1988.

### ***Estudos relacionando meteorologia e poluentes atmosféricos***

Segundo a Cetesb (2017), a concentração de poluentes atmosféricos aumenta em até 80% durante o inverno em regiões urbanas onde há grande número de indústrias e veículos em circulação. Um estudo realizado na Região Metropolitana de Porto Alegre mostrou influência da temperatura, umidade relativa, velocidade do vento e radiação solar na concentração do número de partículas (Agudelo-Castañeda et al., 2013). Outro fator meteorológico que influencia na concentração de poluentes no ar é a precipitação que, em geral, causa o efeito de lavagem da atmosfera, removendo as partículas. No entanto, estudos reportam que a chuva favorece um aumento significativo da concentração do número de partículas menores que 150 nm (Morawska et al., 2008).

A pesquisa realizada por Rosasco (2009) em São José dos Campos (São Paulo) reporta picos de BC no período da manhã e no fim do dia em dias de semana; durante a madrugada as concentrações de BC eram quase

constantes devido à altura da camada limite noturna, que nesse horário apresenta-se mais baixa devido à redução dos fluxos turbulentos, o que dificulta a dispersão da poluição. Além disso, o período seco apresentou maiores concentrações de BC que o período chuvoso.

Reche et al. (2011) estudaram a variabilidade dos níveis de *black carbon* (BC), da concentração de partículas em número (N), dos poluentes gasosos, entre outros poluentes em sete locais na Europa. Entre os locais, haviam dois situados em estradas bastante movimentadas, um com densidade de tráfego de 25.000 veículos/dia e outro com 80.000 veículos/dia. As maiores concentrações resultantes das medições de BC e N foram encontradas nos dois locais com maior influência do tráfego. Enquanto BC foi reportado como traçador das emissões de escape dos veículos, nos locais de fundo urbano (*background*), foram registrados picos de N no período do meio-dia, fora da hora do *rush*, o que foi atribuído a episódios de nucleação (diluição de poluentes gasosos), pico de insolação e altos níveis de O<sub>3</sub>. Portanto, a variabilidade de N em diferentes ambientes urbanos não é igualmente influenciada pelas mesmas fontes de emissão e processos atmosféricos, mas que é altamente influenciada pelo tráfego.

Em virtude da alta poluição no ar *outdoor*, é importante assegurar que as salas de aula sejam ambientes limpos, confortáveis e saudáveis que, e permitam o bom desenvolvimento físico e mental dos alunos. As fontes *outdoor* e *indoor* de poluentes atmosféricos devem ser melhor investigadas, de modo a buscar ambientes mais saudáveis nas escolas (Rivas et al., 2015).

### 3. METODOLOGIA

Para o desenvolvimento da pesquisa sobre os níveis de *black carbon*, nanopartículas e compostos orgânicos voláteis em ambientes externos (*outdoor*) e internos (*indoor*) de escolas na Região Metropolitana de Porto Alegre foram realizadas as atividades descritas no fluxograma da Figura 6 e detalhadas na sequência.



\* Os parâmetros sublinhados foram medidos por instrumentos que utilizam técnicas de sensoriamento remoto proximal.

Figura 6: Fluxograma – metodologia de pesquisa.



### **3.1. Área de estudo**

O estudo foi realizado na Região Metropolitana de Porto Alegre – RMPA, no centro-leste do Estado do Rio Grande do Sul. A região é formada por 34 municípios, com aproximadamente 10 mil km<sup>2</sup> e população de mais de 4 milhões de habitantes, com densidade demográfica média de 389,7 hab/km<sup>2</sup>. Esta é a quarta região metropolitana mais populosa do Brasil (IBGE, 2013; METROPLAN, 2013).

A RMPA situa-se ao nível do mar e o clima é fortemente influenciado por massas de ar frio que migram de regiões polares. Segundo a classificação climática internacional de Köppen, a região é um clima temperado úmido com verão quente (Cfa), com chuvas bem distribuídas ao longo do ano. As temperaturas são elevadas no verão e baixas no inverno. Segundo INMET (2017), as normais climatológicas para a região apontam temperatura mínima média de 14,3°C no mês de junho e temperatura máxima média de 24,6°C nos meses de janeiro e fevereiro. A temperatura normal média anual é de 19,5°C. Os ventos dominantes são do Sudeste (SE), como primeira direção, e Nordeste (NE), como segunda direção.

A topografia da região é relativamente plana, com região de banhados e lagos. A referida região constitui o eixo mais urbanizado do Estado e é caracterizada por diferentes indústrias, tais como siderúrgicas, refinarias de petróleo, fábricas de cimento e celulose. Além disso, existe grande contribuição de emissões atmosféricas proveniente da frota veicular, com veículos leves e principalmente pesados, congestionamentos e velocidades lentas. A estrada mais importante que interliga muitas cidades da RMPA é a BR-116/RS, com o fluxo de 130.000 veículos por dia.

#### ***Caracterização dos locais de amostragem***

Foram determinados dois municípios centrais da RMPA como alvo deste estudo, Canoas e Nova Santa Rita, apresentados e caracterizados na Figura 7 e Tabela 1. A principal diferença entre os dois municípios, em proporção, é a densidade populacional: 2.614 habitantes/km<sup>2</sup> em Canoas; e 120 habitantes/km<sup>2</sup> em Nova Santa Rita.

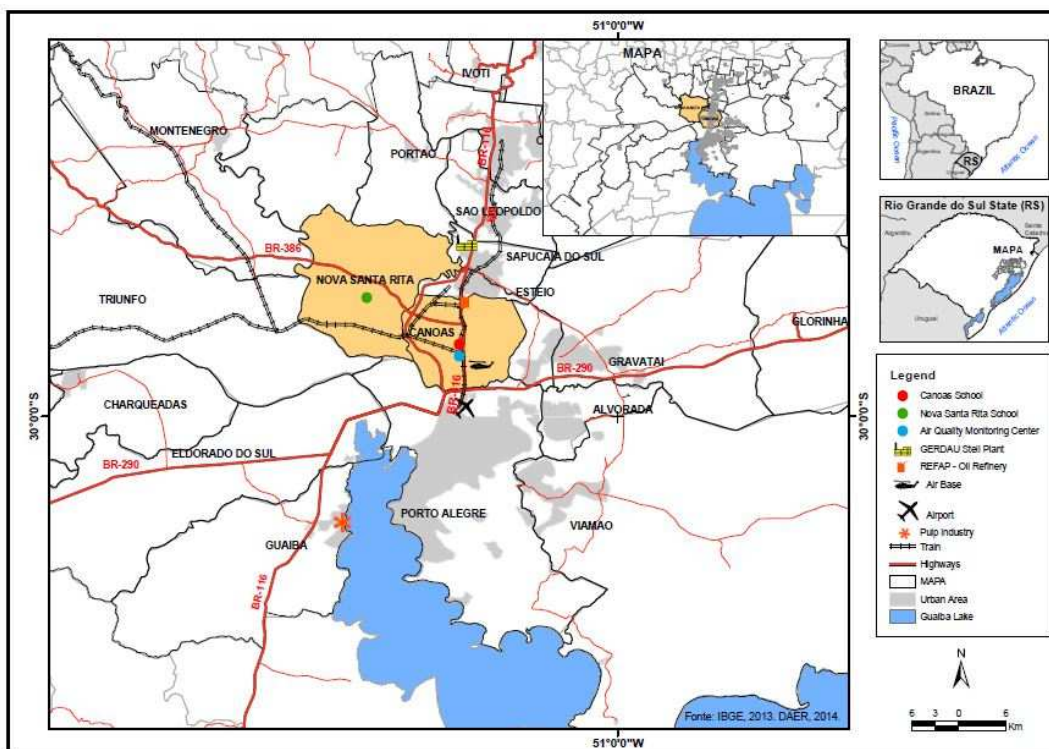


Figura 7: Mapa de localização dos sítios de amostragem na Região Metropolitana de Porto Alegre.

Tabela 1: Dados de Canoas e Nova Santa Rita.

	<b>Canoas</b>	<b>Nova Santa Rita</b>
População estimada 2016	342.634	26.086
Área da unidade territorial 2015 (km <sup>2</sup> )	131,10	217,87
Densidade demográfica (hab/km <sup>2</sup> )	2614	120
Taxa de urbanização	100%	86%
Nº de veículos em 2015	182.024	12.050
Habitantes por veículo	1,88	1,86

Fonte: IBGE, 2016.

Em cada um dos municípios foi selecionada uma escola alvo. A escola de Canoas (latitude 29°55'0,05" S; e longitude 51°10'56,4" O) é privada e situa-se próxima a avenidas, estação de trem, rodovias e outras vias de tráfego altamente movimentadas na RMPA. A escola de Nova Santa Rita (latitude 29°51'45" S; e longitude 51°17'23" O) é pública e localiza-se em área com pouca influência antrópica e seu entorno é bem arborizado.

Em cada escola foi medida a concentração de BC, COVs e nanopartículas em dois locais: 1) portão de acesso (ambiente externo –

*outdoor*); e 2) sala de aula (ambiente interno – *indoor*) situada próxima ao portão de acesso. Os sítios de monitoramento são denominados da seguinte maneira:

- **Canoas *outdoor* - CAO**
- **Canoas *indoor* - CAI**
- **Nova Santa Rita *outdoor* - NSRO**
- **Nova Santa Rita *indoor* – NSRI**

Os equipamentos para medição dos poluentes foram instalados em altura equivalente a face dos alunos, de forma a representar a entrada do ar pelo sistema respiratório das crianças.

### ***Central de monitoramento da qualidade do ar***

A aproximadamente 1,5 km ao Sul da escola de Canoas e 12,8 km a Sudeste da escola de NSR está situada a Central de Monitoramento de Qualidade do Ar da FEPAM, na qual são realizados monitoramentos contínuos de gases. Estes dados foram utilizados como subsídio para o desenvolvimento desta pesquisa.

## **3.2. Campanhas de monitoramento nas escolas**

### ***Parâmetros e equipamentos de medição***

#### ***Black Carbon***

As concentrações de BC foram obtidas com o aetalômetro portátil microAeth® modelo AE51 (Figura 8). Este equipamento lê os níveis de BC em tempo real, com frequência de 60 segundos e vazão de amostragem de 150 mL/min, adequada para os ambientes estudados, conforme recomendações do fabricante. O aetalômetro baseia-se na mudança da taxa de absorção de luz com radiação de 880 nm (<0,88µm) transmitida em um filtro coletor (filtroT60 com fibra de vidro revestida em teflon) e as concentrações de BC são medidas e armazenadas na memória do equipamento. O AE51 considera uma partícula de BC < 2,5 µm.



Figura 8: Aetalômetro portátil, modelo AE51.

### Nanopartículas (número de partículas e distribuição de tamanhos)

Para a medição de nanopartículas foi utilizado o equipamento portátil NanoScan SMPS Nanoparticle Sizer modelo 3910 (TSI Inc. Manufacturer) (Figura 9). Os dados foram obtidos na frequência de 60 segundos, empregando uma vazão de amostragem de 0,75 L/min e uma vazão no contador de condensação de partículas (CPC) de 0,25 L/min. O Nanoscan utiliza álcool isopropílico como líquido de condensação e considera as partículas entre 10 e 420 nm distribuídas em 13 canais.



Figura 9: Nanoscan SMPS portátil, modelo 3910.

### Compostos Orgânicos Voláteis

O equipamento portátil para a medição de compostos orgânicos voláteis (COVs) foi o PID Tiger VOC Detector da fabricante Ion Science Ltd (Figura 10). O equipamento detecta os COVs através de um sensor de fotoionização. Além disso, possui um amplo intervalo de detecção, que vai de uma parte por bilhão (ppb) até 20000 partes por milhão (ppm). Foi adotada uma frequência de amostragem de 60 segundos.



Figura 10: PID Tiger VOC Detector.

### ***Período e frequência de amostragem***

As atividades foram executadas entre junho e dezembro de 2016, abrangendo os períodos frio e quente, submetendo a pesquisa a diferentes condições meteorológicas.

No total foram realizadas 11 campanhas de amostragem. Cada campanha foi constituída por 4 (quatro) dias, sendo um dia de medição em cada local (CAO; CAI; NSRO; e NSRI). Os equipamentos utilizados foram os mesmos (uma unidade de cada) para todo o estudo, sendo transportados de um local para outro ao fim de cada dia de amostragem. A frequência de amostragem foi de duas em duas semanas.

O tempo de amostragem esteve alinhado com o período letivo diário de cada escola: Canoas (CAO e CAI) – 7h às 19h (12h por dia); e Nova Santa Rita (NSRO e NSRI) – 8h às 17h (8h por dia).

Os dias da semana (segunda, terça, quarta, quinta e sexta-feira) em que ocorreram as amostragens em cada local foram alternados entre as campanhas. Este procedimento foi adotado para diminuir uma possível incidência de vícios na medição devido a variação do fluxo de veículos e consequente oscilação das emissões atmosféricas nos diferentes dias da semana.

### **3.3. Aplicação de técnicas de Sensoriamento Remoto e outras técnicas complementares**

## **Gases**

Os dados de gases ( $O_3$ ,  $NO_x$ ,  $NO$  e  $NO_2$ ) foram medidos continuamente em uma Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar da Fepam. Os óxidos de nitrogênio ( $NO$  e  $NO_2$ ) foram medidos pelo analisador de quimioluminescência modelo AC31M (método EN 14211 e ISO 7996) da Environnement S.A. Para o ozônio ( $O_3$ ) foi utilizada uma técnica de SRP por fotometria através do analisador de ozônio O341M – LCD/UV Photometry, da Environnement S.A.

## ***Parâmetros Meteorológicos***

Os dados meteorológicos foram coletados na Base Aérea de Canoas e também no site do Instituto Nacional de Meteorologia. Os parâmetros medidos foram temperatura do ar, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento, dos quais os três primeiros foram medidos através de técnicas de SRP.

## ***Microscópio Eletrônico de Varredura e Espectroscopia por Energia Dispersiva***

Os filtros sujeitos à amostragem de BC possuem superfície ativa que atrai gases e toxinas presentes na fuligem de escape dos veículos. Buscando encontrar possíveis toxinas ou elementos aderidos às partículas de BC, aplicamos técnicas de Sensoriamento Remoto por meio de um Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV), o qual permite a captura de imagens de alta resolução das partículas presentes nos filtros utilizados no MicroAeth 51, auxiliando na investigação das fontes dos poluentes e identificação de características das partículas. Ao mesmo tempo, o sistema de energia dispersiva foi utilizado para a microanálise química das amostras.

O MEV utilizado corresponde ao equipamento da marca Zeiss, e pertence ao Itt Fossil – Instituto Tecnológico de Micropaleontologia – da Unisinos (Figura 11). No MEV está acoplado o sistema de energia dispersiva de espectroscopia de Raios-X (EDS – *Energy dispersive X-ray spectroscopy*).



Figura 11: Microscópio eletrônico de varredura com EDS acoplado, no it Fóssil, Unisinos.

O funcionamento do MEV é baseado em princípios físicos de sensoriamento remoto. Ao utilizar um feixe de elétrons de alta energia (feixe primário), o equipamento permite a obtenção de imagens com aparência tridimensional e com elevada resolução da superfície. Após incidir na amostra, o feixe primário gera sinais diferentes que são, por sua vez, captados por detectores localizados em diferentes pontos. Dentre os sinais obtidos, os mais utilizados para o registro de imagens são provenientes dos elétrons secundários e dos elétrons retroespalhados. Os elétrons secundários possuem energia inferior a 50 eV e o contraste na imagem é dado pela topografia da amostra. Por outro lado, os elétrons retroespalhados são os responsáveis pela formação do contraste em função do número atômico dos elementos químicos presentes na amostra.

Os filtros do aetalômetro (Figura 12) foram acondicionados em Placas de Petri de vidro, identificadas e armazenadas em dessecador com sílica, para posteriores análises descritas na sequência. A metodologia para MEV e EDS é baseada no que foi realizado por Rosasco (2009).

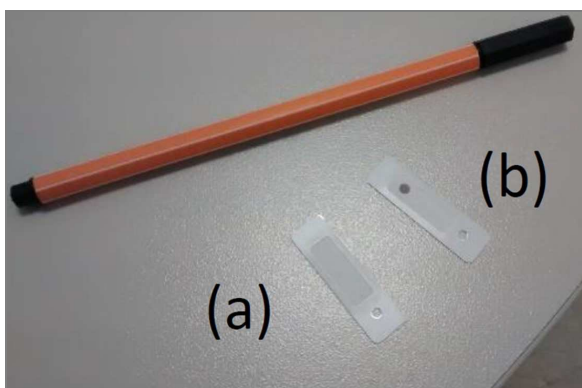


Figura 12: (a) filtro branco; (b) filtro após coleta.

Foi utilizado um filtro de cada local (CAO, CAI, NSRO, NSRI) e um filtro branco. As amostras (filtros) foram cobertas com ouro (5 minutos de aplicação) para melhorar o nível de emissão de elétrons secundários e qualificar a formação das imagens.



#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Realizamos a amostragem de *black carbon* (BC), nanopartículas (N) e compostos orgânicos voláteis (*volatile organic compounds* - VOC) em duas escolas da Região Metropolitana de Porto Alegre – RMPA, nos municípios de Canoas – CA (área urbana) e Nova Santa Rita – NSR (área rural), entre julho e dezembro de 2016.

Em cada escola selecionamos dois sítios de amostragem: 1) portão de acesso (*outdoor*); e 2) sala de aula próxima ao portão (*indoor*). Os sítios foram nomeados da seguinte forma: Canoas *outdoor* – **CAO**; Canoas *indoor* – **CAI**; Nova Santa Rita *outdoor* – **NSRO**; e Nova Santa Rita *indoor* – **NSRI**. A Figura 13 até a Figura 16 mostram os sítios de amostragem.

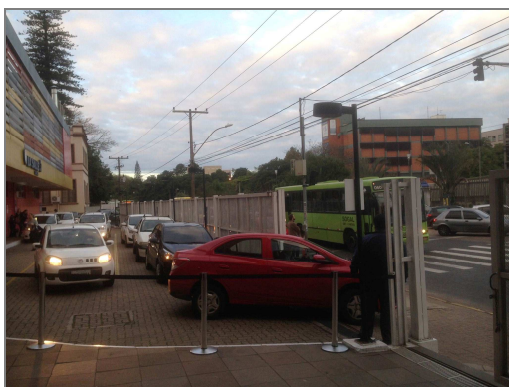


Figura 13: Canoas – portão de acesso para veículos e pedestres (**CAO**).



Figura 14: Canoas – sala de aula (**CAI**).

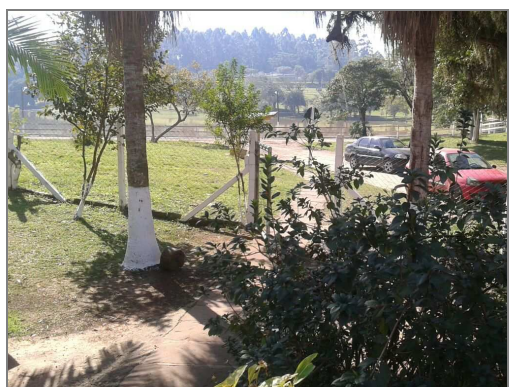


Figura 15: Nova Santa Rita – portão de acesso apenas para pedestres (**NSRO**).



Figura 16: Nova Santa Rita – sala de aula (**NSRI**).

A seguir, apresentamos os resultados da pesquisa nesta sequência:

- Concentrações médias de BC, N e COVs;
- Razões *Indoor/Outdoor* (I/OCA e I/ONSR);
- Variação nos horários de aula;

- Relação entre BC, N e COVs;
- Variação nos períodos quente e frio;
- Relação com;
- Relação com gases;
- Caracterização morfológica das partículas de BC.

#### **4.1. Concentrações médias de BC, N e COVs**

Os níveis de BC registrados foram 4,6 vezes maiores em CAI em relação à NSRI; e 7 vezes maiores para CAO em relação a NSRO (Tabela 2), pois a escola de Canoas está diretamente exposta às emissões veiculares originadas na rodovia federal BR-116/RS (localizada a 400 metros a Leste da escola) e Avenida Vitor Barreto (menos de 5 metros de distância). Além disso, em Canoas as emissões de vans escolares movidas a diesel e o alto fluxo de veículos particulares de pais dos alunos no início e fim das aulas contribuem para as grandes concentrações de BC (Basagaña et al., 2018). Estudos reportados por Buonanno et al. (2013) na cidade de Cassino (Itália), em uma escola situada sob influência de tráfego intenso, revelaram concentrações de BC (*indoor* e *outdoor*) 5 vezes maiores do que os níveis medidos na escola de ambiente rural.

As concentrações de N também foram maiores em Canoas (Tabela 2) – CAI foi 2,3 vezes maior do que NSRI, e CAO foi 4,7 vezes maior do que NSRO – principalmente em decorrência das emissões de escape dos veículos na área urbana (Agudelo-Castañeda et al., 2013; Kumar et al., 2014; Morawska et al., 2008; Reche et al., 2011; Schneider et al., 2015). No motor e no tubo de escape dos veículos são formadas partículas primárias (modo acumulação), enquanto as partículas secundárias (modo nucleação) são formadas já na atmosfera, através de processos de nucleação induzidos fotoquimicamente e condensação de vapores semivoláteis (Kumar et al., 2014; Morawska et al., 2008).

Por outro lado, os COVs se sobressaíram no *indoor* das duas escolas (Tabela 2), indicando que os compostos são gerados nas atividades de salas de aula, independentemente de ser ambiente urbano ou rural; por exemplo: uso de materiais de estudo e atividades artesanais com livros, tintas, colas, papéis e canetas; presença dos compostos na poeira sedimentada e ressuspensa pela

agitação por parte dos alunos; uso de itens de higiene pessoal e produtos de limpeza; materiais de construção e mobiliário (Cincinelli et al., 2016; Salthammer et al., 2016; Schlink et al., 2016). Os móveis à base de madeira (mesas, armários, prateleiras) aumentam o nível de formaldeído no ar *indoor* (Salthammer et al., 2016). Além disso, os lipídios presentes na superfície da pele das crianças são a principal fonte de esqualeno, colesterol e ácidos graxos, que ao reagirem com O<sub>3</sub> geram uma variedade de COVs nas salas de aula, tais como acetona, 4-oxo-pentanal e outros aldeídos (Weschler, 2016).

Tabela 2: Estatística descritiva e razão média *indoor* e *outdoor* (I/O) de BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), N ( $\#/\text{cm}^3$ ) e VOC ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) nas escolas entre junho e dezembro de 2016.

Poluente	Sítio	Indoor				Outdoor				Razão I/O
		Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Média
BC	CA	3,55	2,32	0,45	14,05	<b>5,96</b>	3,82	1,25	22,36	0,58
	NSR	0,77	0,59	0,05	2,60	<b>0,85</b>	0,82	0,15	3,96	1,16
N	CA	2,60E+04	1,51E+04	1,45E+03	7,03E+04	<b>6,03E+04</b>	2,64E+04	5,64E+03	1,65E+05	0,43
	NSR	1,16E+04	8,13E+03	3,61E+02	3,60E+04	<b>1,29E+04</b>	1,21E+04	6,19E+02	5,15E+04	0,93
VOC	CA	<b>1,66</b>	1,29	0,23	4,54	0,79	0,49	0,24	3,26	2,21
	NSR	<b>1,58</b>	1,22	0,23	5,76	0,62	0,47	0,23	3,00	2,63

#: número de partículas

CA: área urbana; horário de amostragem: 7-19h.

NSR: área rural; horário de amostragem: 8-17h.

Tabela 3: Resultados de BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e N ( $\#/\text{cm}^3$ ): comparação desta pesquisa com estudos realizados em diferentes países.

Autor	Local	N° de escolas	Horário de amostragem	Estação	BC			N		
					Indoor	Outdoor	I/O	Indoor	Outdoor	I/O
Este estudo	Canoas, Brasil	1	7-19h (Urbano)	-	3,55	<b>5,96</b>	0,58	26.000	<b>60.300</b>	0,43
				Quente	2,9	<b>4,4</b>		36.308	<b>48.000</b>	
				Fria	3,7	<b>6,6</b>		22.110	<b>67.387</b>	
	Nova Santa Rita, Brasil	1	8-17h (Rural)	-	0,77	<b>0,85</b>	1,16	11.600	<b>12.900</b>	0,93
				Quente	0,5	<b>0,6</b>		13.621	<b>19.949</b>	
				Fria	1,2	<b>1,3</b>		<b>8.044</b>	5.541	
Rivas et al. (2014)	Barcelona, Espanha	39	9 - 17h	-	1,3	<b>1,4</b>	0,93	15.557	<b>23.396</b>	0,66
				Quente	1,5	1,5	1,00	18.848	<b>23.144</b>	0,81
				Fria	1,2	<b>1,3</b>	0,92	13.656	<b>23.547</b>	0,58
Stranger et al. (2008)	Antuérpia, Bélgica	15	8 - 20h	Quente	2,0	2,0	1,00	-	-	-
				Fria	1,5	<b>2,0</b>	0,75	-	-	-

Wichmann et al. (2010)	Estocolmo, Suécia	6	8 - 16h	-	0,67	<b>1,1</b>	0,61	-	-	-
Buonanno et al. (2013)	Cassino, Itália	3	8:30 - 13:30 (urbano);	Fria	-	-	-	20.400	<b>27.700</b>	0,73
				Fria	13,9	<b>16,3</b>	0,85	34.900	<b>47.200</b>	0,74
				Fria	1,9	<b>3,2</b>	0,59	19.500	<b>31.100</b>	0,63
			8:30 - 16:30 (rural)							

Na escola de Nova Santa Rita as concentrações de BC e N foram mais baixas (Tabela 2), pois é situada em área rural e, apesar de sua proximidade com a rodovia federal BR-386/RS, a escola é cercada por áreas verdes. Sua estrada de acesso é precária e poucos veículos transitam no entorno. Além disso, o transporte é realizado por van escolar pública (Basagaña et al., 2018) e, em alguns casos, a pé. Dessa forma o portão de acesso à escola é apenas para pedestres e não é comum que os pais levem e busquem os filhos com veículos particulares. A formação de nanopartículas em NSRO decorre do crescimento de partículas pequenas e a partir de eventos de conversão de gás para partículas (Morawska et al., 2008). Outra importante fonte de N na área rural são os monoterpenos, produzidos e emitidos pela vegetação do entorno, os quais são responsáveis pela formação de aerossóis orgânicos secundários em ambientes rurais (Manahan, 2013; Morawska et al., 2008; Tunved et al., 2006).

Na escola de Canoas os níveis de BC e N foram mais altos do que a maioria dos outros estudos reportados na Tabela 3. Na cidade de Canoas os edifícios e as condições meteorológicas desempenham um papel fundamental na limitação da troca de ar (Kumar et al., 2014) e, portanto, reduzem a dispersão dos poluentes. As altas concentrações associadas à direção do vento – origem Sudeste – fazem com que N e BC gerados nas vias de tráfego Av. Vitor Barreto e rodovias BR-116/RS, BR-290/RS, RS-020 e RS-118 – ambas situadas na RMPA – sejam transportados pelo vento até a escola de Canoas, degradando a qualidade do ar *outdoor* e *indoor*. A forma com que a poluição *outdoor* afeta a qualidade do ar *indoor* é discutida no próximo item.

Particularmente em NSRO, os níveis de COVs podem ter influência das emissões de monoterpenos, como produto do metabolismo das plantas do entorno da escola (Manahan, 2013; Tunved et al., 2006). O equipamento utilizado para monitoramento de COVs nesta pesquisa mede a concentração total destes compostos, não sendo possível avaliar os seus comportamentos individuais.

#### **4.2. Razões *Indoor/Outdoor* ( $I/O_{CA}$ e $I/O_{NSR}$ )**

A razão média de BC na escola de Canoas foi  $I/O_{CA} = 0,58$  (Tabela 2). Ao longo do dia as razões horárias (7 às 19 h) se mantiveram estáveis e

menores que 1 (Figura 17), evidenciando que BC possui uma fonte constante e bem definida, atribuída a emissões de escape de veículos. Uma vez que na sala de aula não existem fontes significativas de BC (Reche et al., 2011), as concentrações *indoor* ocorrem porque os prédios proporcionam pouca proteção contra o BC emitido *outdoor*.

Na escola de Nova Santa Rita as razões horárias de BC (Figura 17) mostram que entre as 9 e 13 horas ocorre a razão  $I/O_{NSR} < 1$  devido à circulação de poucos veículos em frente da escola. Após as 14h, há uma alteração brusca e passa a ocorrer  $I/O_{NSR} > 1$ , provavelmente pela ressuspensão de BC – associada a ressuspensão de partículas – pela movimentação dos alunos na sala fechada (Salthammer et al 2016), em conjunto com as baixas concentrações *outdoor* em condições atmosféricas favoráveis (Reche et al., 2015). Esta instabilidade de BC ao longo do dia resultou em uma razão média de  $I/O_{NSR} = 1,16$  (Tabela 2). Na área rural as fontes de BC são escassas, então quaisquer pequenas emissões associadas às condições meteorológicas influenciam no índice de razão.

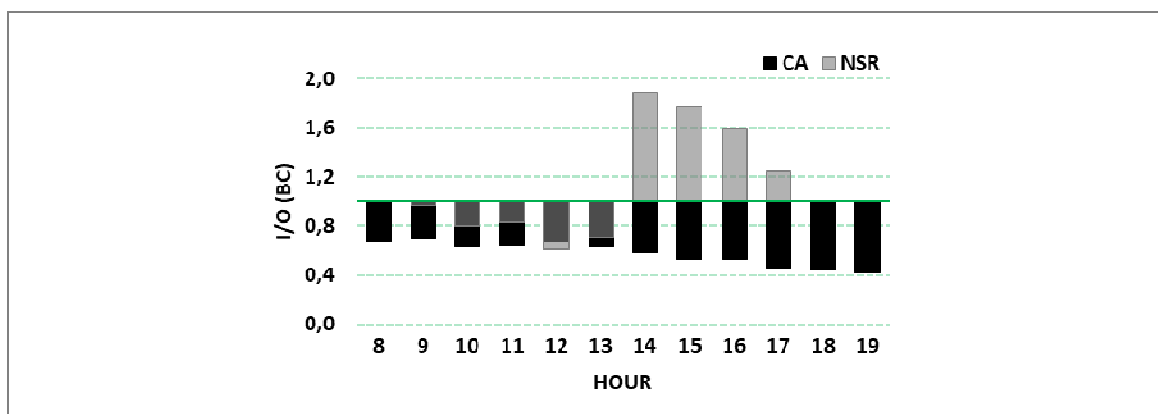


Figura 17: Razão de BC por hora (linha de corte em verde quando  $I/O = 1$ ).

A razão média de N em Canoas foi  $I/O_{CA} = 0,43$  (Tabela 2), assim como as razões horárias foram estáveis e menores que 1 (Figura 18), isso porque há maior emissão de nanopartículas por fontes antropogênicas (veiculares) em CAO, conforme já mencionado. As razões menores que 1 ressaltam a importância da contribuição do ar *outdoor* como fonte de partículas encontradas no ar *indoor*, principalmente quando se trata de partículas de modo acumulação, que possuem maior taxa de infiltração *outdoor* → *indoor* (Morawska et al., 2013). Além disso, no próprio ar *indoor* também são formadas novas partículas. Poluentes originados pelas atividades de limpeza da sala com

detergentes contendo terpenos (limoneno, por exemplo) e o uso de materiais de artes (tintas e colas) promovem a formação aerossóis secundários na presença de  $O_3$  e  $NO_x$  (Morawska et al., 2009; Morawska et al., 2013; Salthammer et al., 2016; Weschler e Shields, 1999). A relação I/O de N também pode ser influenciada pela infiltração de partículas *outdoor* através das aberturas das janelas e portas em horários aleatórios do dia, pela produção de partículas por fontes primárias (tais como substâncias biogênicas, lipídios emitidos pela pele) (Morawska et al., 2013), formação de partículas secundárias por processos de nucleação induzidos fotoquimicamente e ainda pela ressuspensão de partículas nas atividades físicas realizadas em sala de aula.

A razão média de N na escola de Nova Santa Rita foi  $I/O_{NSR} = 0,93$  (Tabela 2). Entre as 8 e 10 horas as razões horárias foram  $I/O_{NSR} > 1$  (Figura 18), quando predominam as fontes *indoor* de N devido às atividades de sala de aula, conforme já mencionado. A partir das 10 horas passa a ocorrer  $I/O_{NSR} < 1$ , quando aumentam os índices de radiação solar no ar *outdoor* e as nanopartículas são formadas por processos de nucleação fotoquímica (Kumar et al. 2014).

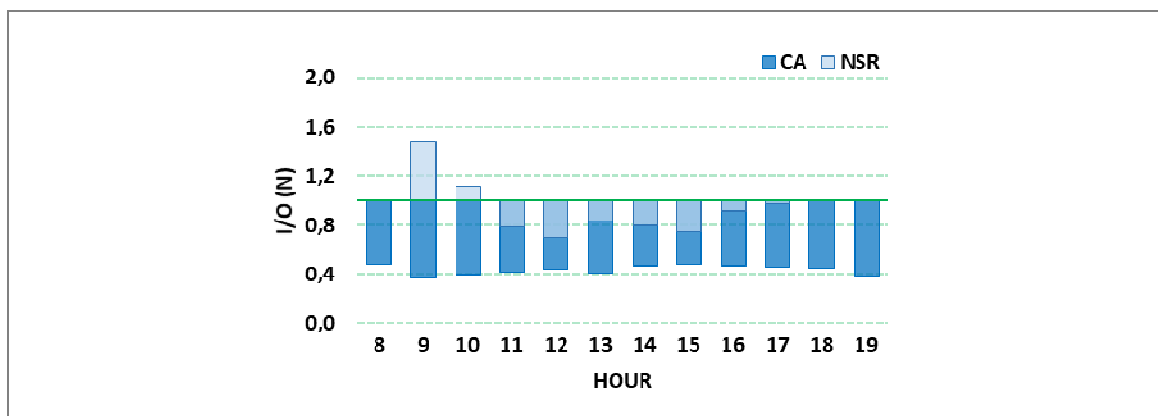


Figura 18: Razão de N por hora (linha de corte em verde quando  $I/O = 1$ ).

Tanto para BC quanto para N, em Nova Santa Rita, as razões horárias são instáveis por se tratar de um ambiente rural influenciado por fontes difusas associadas a fatores meteorológicos. Mesmo quando os níveis *indoor* são mais altos do que *outdoor* (ou seja, quando  $I/O > 1$ ), estes não podem ser considerados um risco para a saúde das crianças pois as concentrações ainda são baixas. Por outro lado, em Canoas, a estabilidade da razão de N e BC ao longo do dia evidencia que os níveis *indoor* acompanham as flutuações



*outdoor*. Mesmo que as concentrações *indoor* estejam sempre abaixo das encontradas em *outdoor* (ou seja,  $I/O < 1$ ), os altos níveis encontrados na sala de aula representam uma ameaça para a saúde das crianças.

Para COVs a relação  $I/O_{CA} = 2,21$  e  $I/O_{NSR} = 2,63$  (Tabela 2), indicando que as fontes *indoor* predominam nas duas escolas (Cecchi et al., 2014; Salthammer et al., 2016), conforme visto no item 4.1. Em Canoas o pico do índice  $I/O_{CA}$  ocorre por volta das 10 horas (Figura 19), quando normalmente é realizada a limpeza da sala de aula com produtos à base de terpenos. Em Nova Santa Rita ocorrem dois momentos de pico entre as 11 e 14 horas, devido à influência do  $O_3$  no ar *indoor*, que reage com compostos emitidos por fontes internas e resulta na formação de COVs oxigenados (Salthammer et al., 2016). No início e fim do dia as razões horárias de COVs são próximas de 1 nas duas escolas (Figura 19), pois nestes momentos há poucas atividades nas salas de aula, reduzindo as fontes *indoor*. Além disso, estes também são os horários de pico no trânsito da RMPA, o que reflete no aumento das emissões de BTEX – benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos – (Cincinelli et al., 2016) em CAO. Os resultados corroboram com os dados de Tucker et al. (2004), que reportam concentrações *indoor* de COVs de 1 a 5 vezes maiores do que *outdoor*.

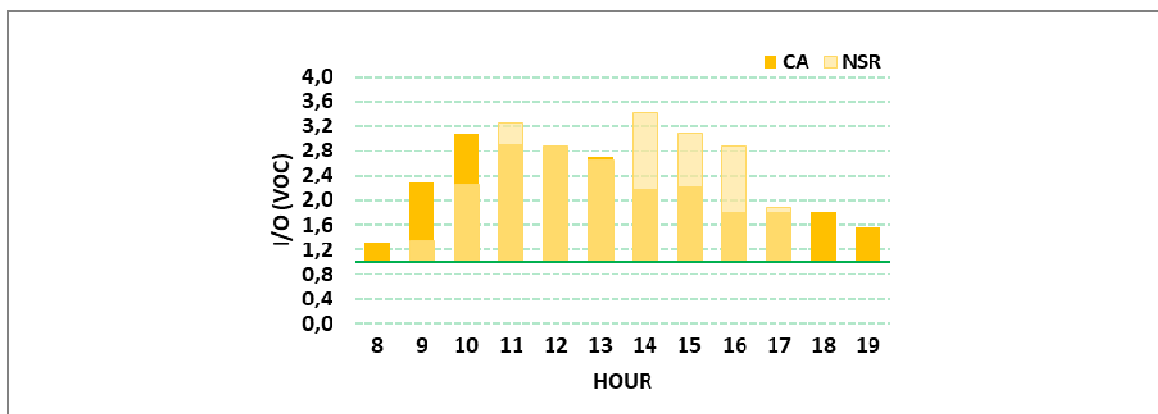


Figura 19: Razão de VOC por hora (linha de corte em verde quando  $I/O = 1$ ).

### 4.3. Variação nos horários de aula

Em CAO e CAI as concentrações máximas de BC (Figura 20) ocorreram entre as 7 e 10 h e após as 17 h, coincidindo com as horas de *rush* na RMPA. Outros estudos reportam picos de BC nestes mesmos horários (Reche et al., 2011; Rosasco, 2009; Schneider et al., 2015). Em CAO os níveis de BC

também são afetados pelas emissões decorrentes da circulação de ônibus na estação central a poucos metros da escola. Entre as 13 e 14 horas ocorre um leve aumento de BC, quando os pais acessam a escola com carros particulares. Notamos que os picos em CAI coincidem com CAO, evidenciando que as partículas de BC geradas *outdoor* são facilmente transferidas para a sala de aula (Reche et al., 2015; Rivas et al., 2014).

As altas concentrações de BC *indoor* a que os alunos ficam expostos durante a aula, principalmente no turno da manhã, representam um risco para a saúde, pois a fuligem advinda de escapes de motores a diesel é considerada cancerígena (câncer de pulmão e bexiga) em seres humanos, conforme pesquisas realizadas pela Agência Internacional de Investigação sobre o Câncer (IARC); também podem ser causados e intensificados outros problemas como irritação nos olhos, cefaleia, asma, doenças pulmonares e cardíacas e possivelmente problemas no sistema imunológico (IER, 2012).

Além dos problemas de saúde, os altos níveis de BC gerados nas cidades são uma ameaça para o clima global, pois afetam as interações microfísicas entre aerossóis e nuvens, impulsionando mudanças de precipitação (Shindell et al., 2011). Por isso é importante implantar políticas de emissão de BC pelos veículos, por exemplo implantando limites de emissão e fiscalização das inspeções veiculares, buscando menor impacto nas mudanças climáticas, que podem afetar o abastecimento de água, a frequência de seca e outros aspectos ambientais básicos para manter a biota equilibrada.

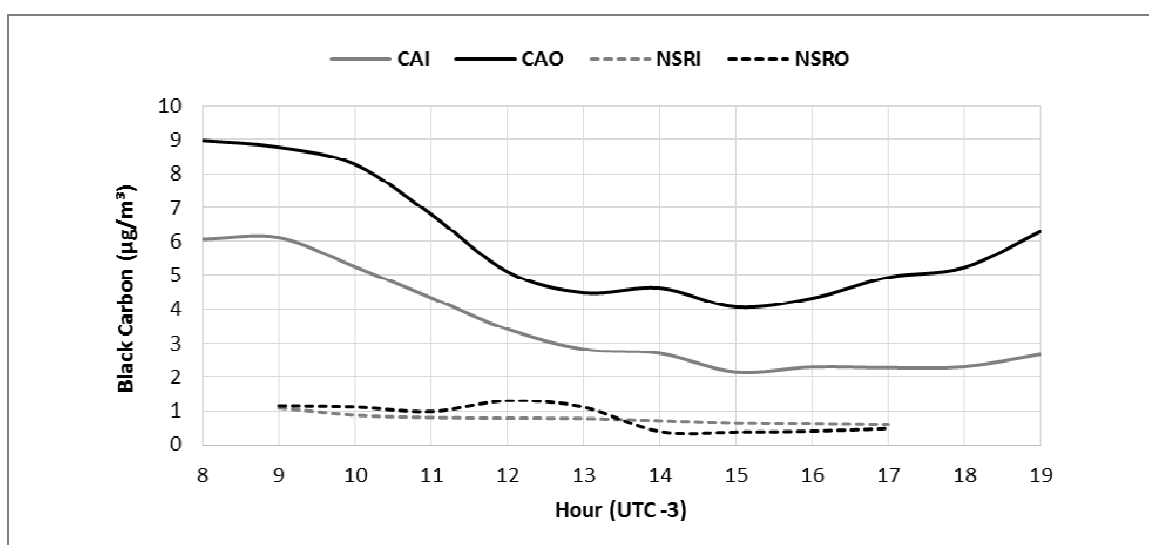


Figura 20: Comparação dos níveis de BC entre os sítios de amostragem.

As maiores concentrações de N foram obtidas em CAO (Figura 21), com picos entre as 8 e 10 horas e após as 18 horas, originados principalmente por emissões veiculares (Schneider et al., 2015), porém um pouco atrasados em relação aos horários de *rush*. Parte das nanopartículas geradas *outdoor* são transportadas para as salas de aula (Rivas et al., 2014; Salthammer et al. 2016) devido a aspectos físicos (partículas mais leves se movimentam por falta da ação gravitacional) associados aos fatores meteorológicos. No entanto, os picos de N em CAI não coincidem com CAO (Figura 21) na mesma perfeição como ocorreu com BC, pois a troca de ar *outdoor* → *indoor* pode gerar mudanças nas características das nanopartículas encontradas no ar *indoor* (Morawska et al., 2013). Além disso, existem fontes *indoor* de partículas (Rivas et al., 2015) originadas por COVs (Reche et al., 2011; Schlink et al., 2016) e reações fotoquímicas, conforme visto no item 4.2.

Na sala de aula de Canoas (CAI) os níveis de N se mantêm elevados, quando comparados à Nova Santa Rita, no horário escolar (Figura 21), o que pode ser nocivo para a saúde das crianças, pois são partículas muito pequenas que podem atingir os sistemas cardiovascular e cerebrovascular, e até mesmo afetar negativamente o desenvolvimento normal do cérebro (Pujol et al., 2016) e prejudicar o desempenho escolar e cognitivo das crianças (Salthammer et al., 2016; Sunyer et al., 2015). A exposição a nanopartículas pode provocar doenças como fibrose pulmonar, derrame pleural, granuloma e aumento do risco de câncer (Morawska et al., 2013). As crianças são muito sensíveis à poluição do ar, porque recebem maior dose de partículas atmosféricas em relação ao tamanho do pulmão dos adultos e, ao mesmo tempo, seus sistemas fisiológicos e imunológicos ainda estão em processo de desenvolvimento (Morawska et al., 2013; Salthamer et al., 2016).

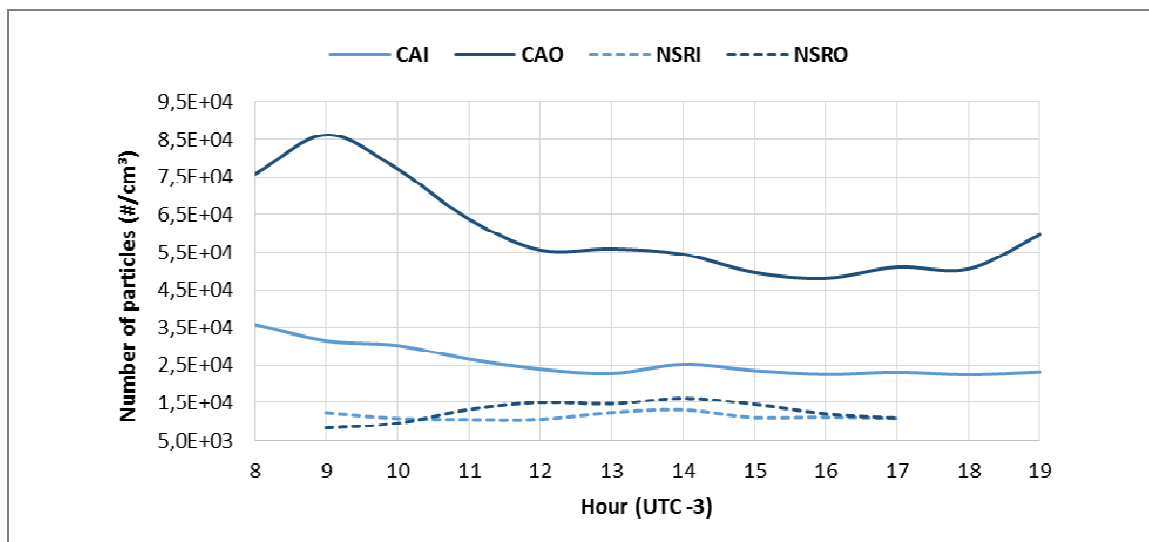


Figura 21: Comparação dos níveis de  $N_{10-420nm}$  entre os sítios de amostragem.

A partir da Figura 22a, observamos que as partículas de CAO possuem característica trimodal, com os principais tamanhos nas seguintes faixas:

- 15 nm – partículas formadas por processos de nucleação (conversão gás-partícula) (Morawska et al., 2008); ocorrem principalmente nos horários entre as 7 e 10 horas e 19 horas, nas horas de *rush* na RMPA.

- 30 nm – é o tamanho com maior concentração em número de partículas; estão na faixa das partículas emitidas por veículos movidos a gasolina (Morawska et al., 2008), cujas emissões são intensificadas em duas situações: na BR-116/RS, onde as velocidades são mais altas; e no semáforo da Av. Vitor Barreto, em frente à escola, quando os veículos são submetidos à desaceleração, marcha lenta e aceleração (Morawska et al., 2008; Schneider et al., 2015); por fim, partículas de 30 nm ocorrem principalmente nas horas de *rush*.

- 90 nm – compõe as partículas emitidas por veículos a diesel (Morawska et al., 2008), principalmente caminhões e ônibus que circulam nas vias de tráfego da RMPA; ocorrem principalmente entre as 7 e 12 horas e entre as 18 e 19 horas, ou seja, além das horas de *rush*, se estendem até o final da manhã.

Ainda na Figura 22, observamos que os processos de transferência *outdoor* → *indoor* e a formação de novas partículas *indoor* (tanto CAI quanto NSRI) afetam os níveis de N na sala de aula, quando ocorre o aumento de tamanho e redução em número de partículas.

Em Canoas as partículas se sobressaem nos horários de maior fluxo veicular, enquanto em Nova Santa Rita a maior concentração em número de partículas ocorre às 14 horas, no horário de maior incidência solar e consequente formação de partículas por nucleação induzida fotoquimicamente.

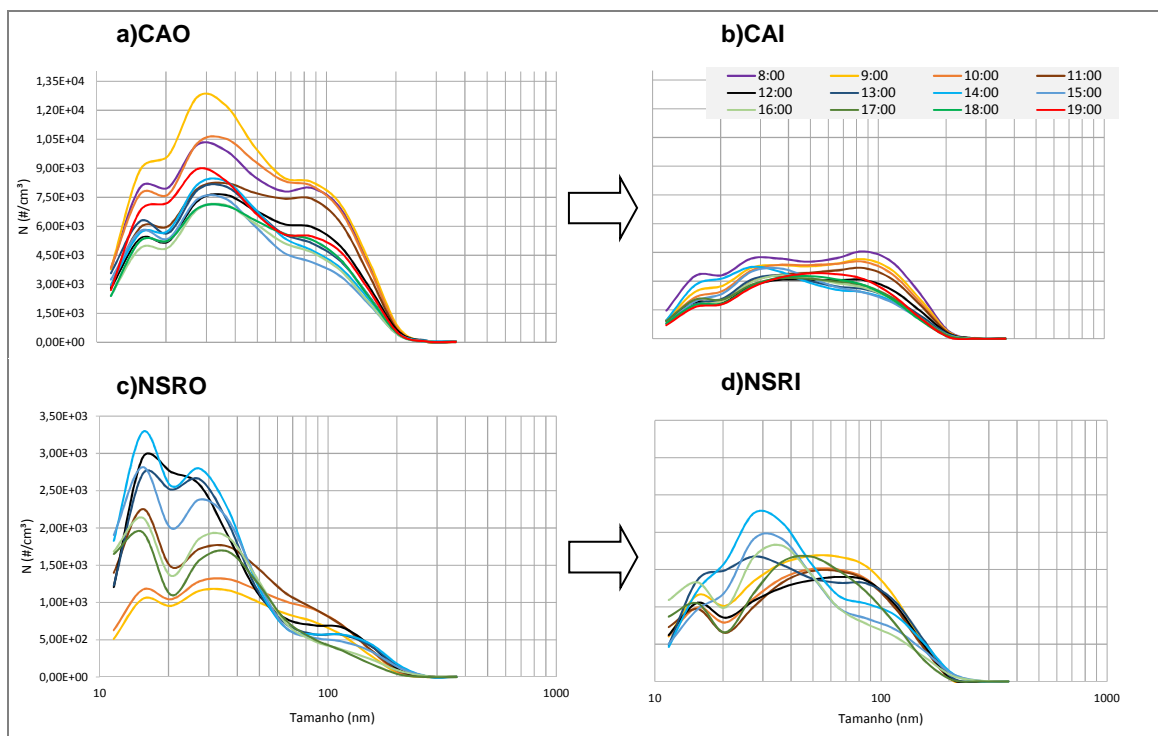


Figura 22: Distribuição horária média do número e tamanho de partículas ( $N_{10-420nm}$ ).

Além das fontes veiculares, no início do dia os altos níveis de BC em CAI e CAO, assim como os níveis de N em CAO, também são associados às características matinais da camada limite atmosférica – CLA. Neste momento a superfície terrestre está em processo de aquecimento e os movimentos convectivos (verticais - calor) ainda não estão bem estabelecidos, dificultando a dispersão dos poluentes atmosféricos, que até então são influenciados apenas pelos movimentos mecânicos (horizontais – vento). Ao longo do dia a dispersão tende a aumentar devido ao trabalho conjunto dos transportes mecânico e convectivo, gerando maior turbulência e capacidade de mistura na CLA.

Em Nova Santa Rita os níveis de BC e N são ligeiramente mais baixos por ser um ambiente de baixa influência antrópica, o que torna esta escola mais saudável para as crianças, professores e funcionários que passam a maior parte do seu dia no ambiente escolar.

As concentrações de COVs (Figura 23) são baixas em CAI e NSRI nas primeiras horas da manhã, no entanto aumentam no horário escolar devido às

atividades de sala de aula (conforme visto nos Itens 4.1 e 4.2), e voltam a reduzir no fim do dia, quando ocorre a abertura das portas e janelas, permitindo a circulação de ar. Em CAO os compostos são elevados antes das 8h e após as 16h, seguindo os horários de maior trânsito, o que sugere a emissão veicular como principal fonte *outdoor* (Liu et al., 2016). Em ambientes urbanos, a combinação de exaustão de veículo e evaporação de gasolina e solventes é uma importante fonte de COVs (Kim et al., 2015; Yurdakul et al., 2017). Em NSRO os níveis de COVs são relativamente altos antes das 13 horas devido a emissões veiculares locais e fontes biogênicas (Kim et al., 2015).

Considerando que os alunos passam a maior parte do dia nas salas de aula, os níveis *indoor* de COVs merecem atenção devido às suas propriedades tóxicas e cancerígenas (Cetesb, 2016; Kim et al., 2015; Yurdakil et al., 2017), colocando em risco a saúde das crianças. Estudos de Kim et al. (2015) reportam que a exposição a COVs tem sido frequentemente associada a câncer biliar, sangue, rim, fígado e câncer de pulmão, além de efeitos crônicos não carcinogênicos, como sintomas irritativos e sensoriais e danos ao sistema nervoso central e outros sistemas respiratórios.

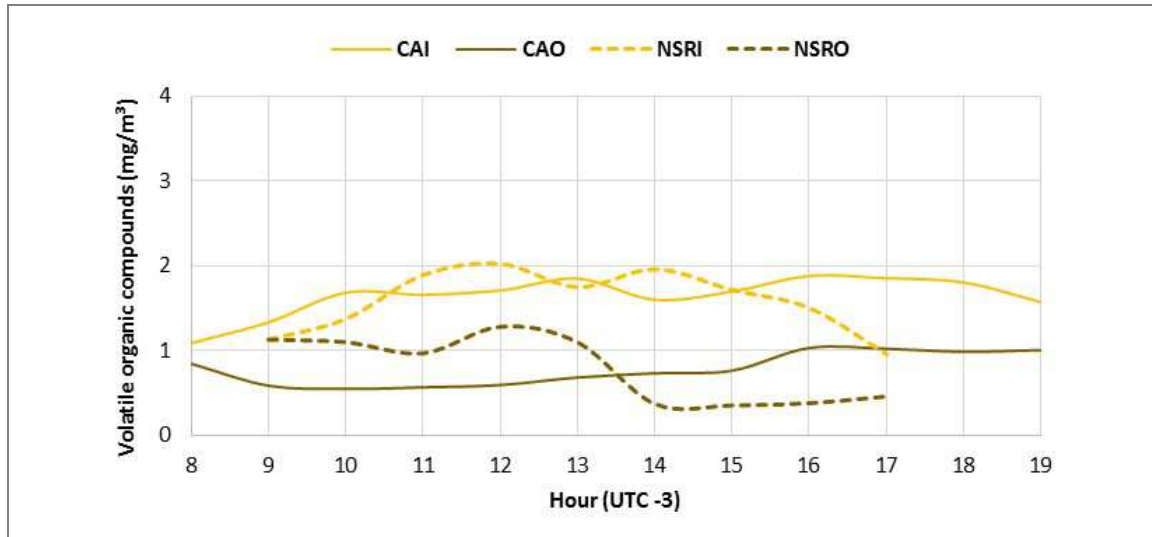


Figura 23: Comparação dos níveis de COVs entre os sítios de amostragem.

#### 4.4. Relação entre BC, N e COVs

A Figura 24 mostra que BC e N tem maior correlação no sítio CAO, onde predominam as emissões primárias de tráfego. Em CAI e NSRI a correlação é positiva, porém mais fraca, pois ocorre a formação de nanopartículas secundárias características do ar *indoor*. Já em NSRO não ocorre dependência

entre N e BC devido a difusividade das fontes de N na área rural, e a escassez de emissões antrópicas neste sítio.

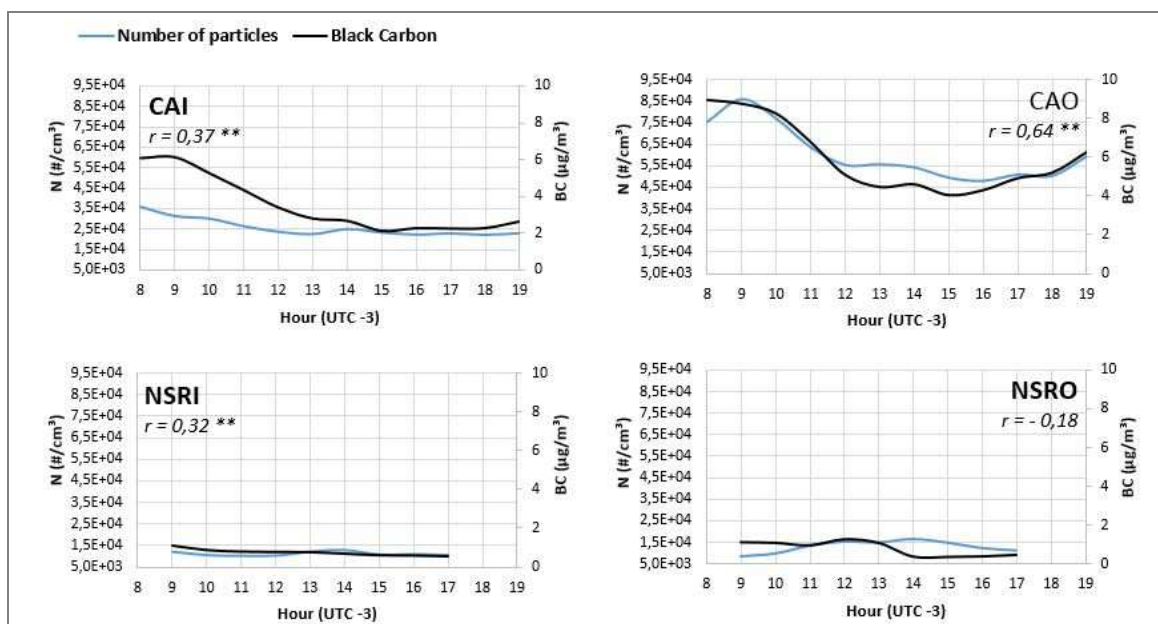


Figura 24: Comparação entre níveis de BC e  $N_{10-420nm}$  e correlação de Spearman em cada sítio de amostragem.

A Figura 25 mostra o ciclo diário da relação N/BC no sítio CAO. Este índice é claramente mais baixo entre as 7 e 11 horas, e após as 17 horas, coincidindo com os horários de maior trânsito. Nas horas centrais do dia N/BC aumenta, quando as concentrações de BC reduzem devido ao menor fluxo veicular associado ao aumento da velocidade do vento e condições de dispersão favoráveis na CLA (Perez et al., 2010); ao mesmo tempo, entre 13 e 14 horas ocorre o pico de radiação solar, e às 14 horas o pico de  $O_3$ , favorecendo a formação de novas partículas secundárias a partir de nucleação fotoquímica (Kumar et al., 2014; Reche et al., 2011), justificando os picos do índice N/BC as 13 e as 15 horas.

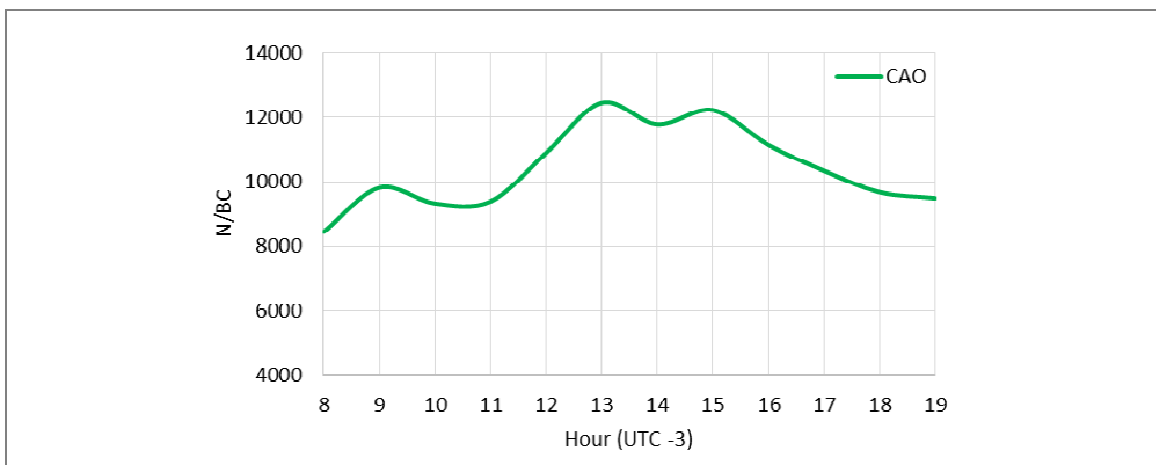


Figura 25: Evolução diária média da razão N/BC calculada a partir das médias horárias - CAO.

Diferente do esperado, em Canoas N e COVs apresentam correlação negativa (Figura 26), enquanto em NSRO e NSRI não houve relação entre estes elementos. Isso pode ser explicado porque as características dos COVs atmosféricos requerem uma investigação a longo prazo (Kim et al., 2015), e também é importante diferenciar o comportamento individual de cada composto, o que não foi contemplado neste estudo. Assim, é necessário um tempo maior de estudo nas escolas para a melhor compreensão da relação entre N e COVs.

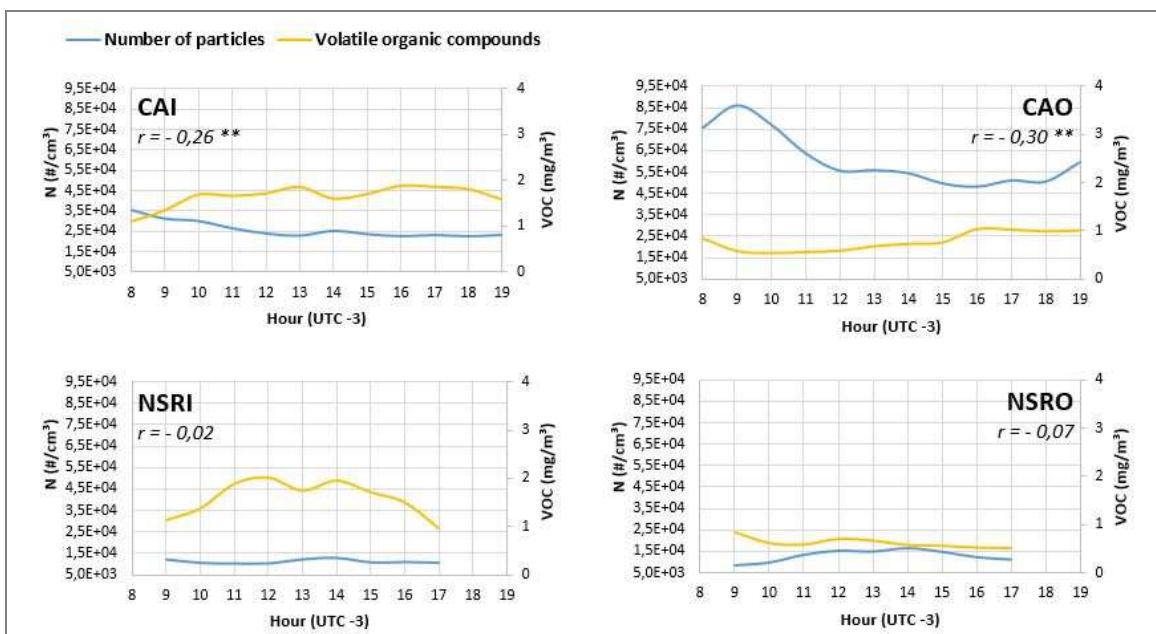


Figura 26: Comparação entre níveis de N<sub>10-420nm</sub> e VOC e correlação de Spearman em cada sítio de amostragem.

Em todos os sítios estudados obtivemos correlação positiva entre BC e COVs (Figura 27). Em Nova Santa Rita isto posso estar relacionado a concentrações de *background* de indústrias da região que trabalham com



combustão de biomassa (Liu et al., 2016), e também a presença, mesmo que pequena, de veículos motorizados (Kim et al., 2015), pois ambos promovem a queima de combustíveis fósseis, emitindo BC e COVs. Em Canoas a correlação positiva decorre principalmente das emissões de tráfego.

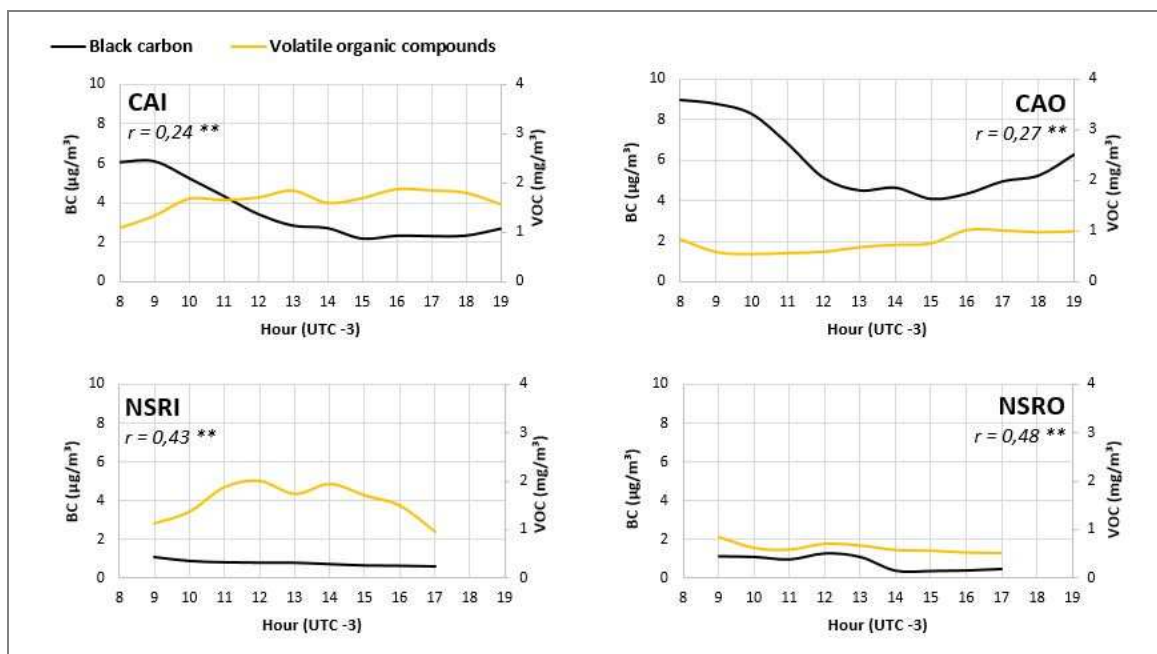


Figura 27: Comparação entre níveis de BC e VOC e correlação de Spearman em cada sítio de amostragem.

#### 4.5. Variação nos períodos quente e frio

Em CAO e CAI os níveis de BC no período frio foram, respectivamente, 47% e 30% mais altos em relação ao período quente (Figura 28), provavelmente devido ao vento e demais efeitos de redução da camada limite atmosférica no inverno, associados ao intenso tráfego veicular (Cetesb, 2017), o que limita a dispersão dos aerossóis de BC. Em ambas as escolas os níveis *indoor* coincidem com os *outdoor*, pois o fechamento das janelas não evita a infiltração de partículas externas, considerando que Rivas et al. (2015) reporta que BC não possui fontes internas significativas em salas de aula. Em Nova Santa Rita, apesar de possuir níveis mais baixos de BC, esta diferença entre período frio e quente também é notada, quando as concentrações no período quente são mais baixas em virtude das condições atmosféricas favoráveis.

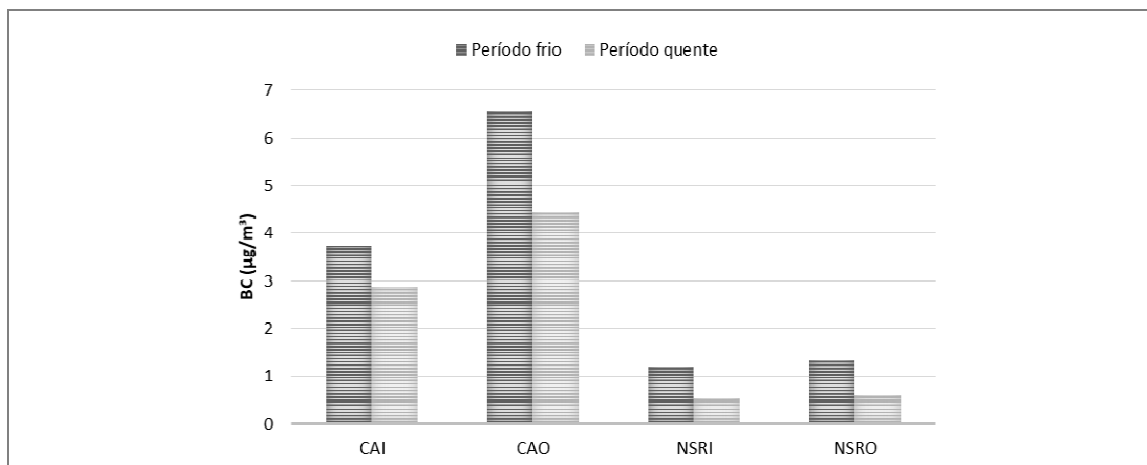


Figura 28: Concentração de BC nos períodos frio e quente nos sítios de amostragem.

Os resultados da Figura 29 mostram que, no período quente, nos sítios CAI, NSRI e NSRO a concentração em número de N é maior do que no período frio, pois o efeito natural da formação de partículas secundárias menores que 30 nm por indução fotoquímica é intensificado quando associado a maior radiação solar nesta época do ano. No entanto, CAO difere dos outros sítios por ter maiores concentrações no período frio, pois o número de partículas primárias e secundárias formadas por veículos é tão grande que, mesmo no período quente, os efeitos de formação secundários por fotoquímica podem ser mascarados. Esta intensa geração de partículas associada às condições meteorológicas desfavoráveis em uma camada limite atmosférica reduzida faz com que as concentrações de N em CAO sejam ainda maiores no frio. Além disso, o fenômeno de inversão térmica no período frio pode resultar em grandes concentrações de partículas emitidas pelo tráfego no período da manhã (Morawska et al., 2008).

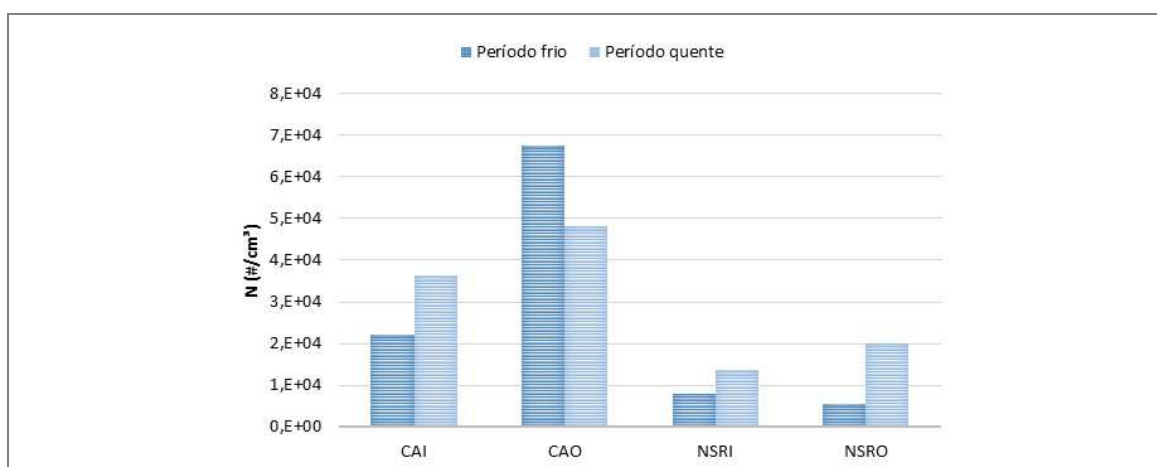


Figura 29: Concentração em número de partículas nos períodos frio e quente nos sítios de

amostragem.

A concentração de COVs foi menor no período quente para todos os sítios (Figura 30), destacando CAI e NSRI, quando as janelas são abertas com maior frequência no período quente e os níveis *indoor* são reduzidos pela maior circulação de ar. Em CAO e NSRO, na estação fria a inversão de temperatura pode causar maiores concentrações de COVs, pois as condições atmosféricas estáveis limitam a mistura vertical do ar e os compostos se acumulam perto da superfície (Yurdakul et al., 2017). Kim et al. (2015) reportam que no frio aumentam as concentrações de etano, propano, etileno e propileno, porém nem todos os COVs exibem tendências significativas entre inverno e verão.

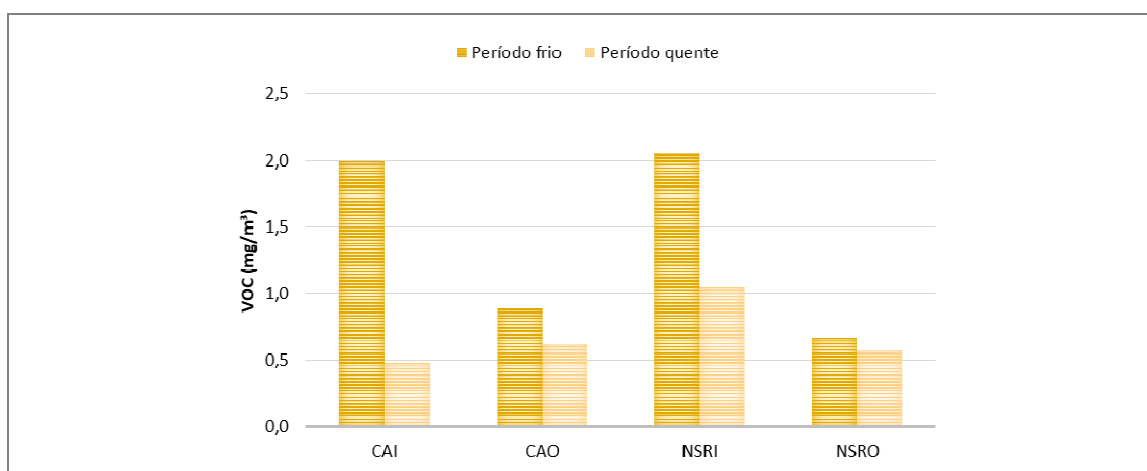


Figura 30: Concentração de COVs nos períodos frio e quente nos sítios de amostragem.

#### 4.6. Relação com parâmetros meteorológicos

A Tabela 4 mostra os resultados de correlação de *Spearman* entre os poluentes e parâmetros meteorológicos.

Tabela 4: Correlação de *Spearman* entre os poluentes medidos nas escolas e parâmetros meteorológicos.

Sítio	Poluente	Temperatura	Umidade Relativa	Radiação solar	Velocidade do vento
CAI	BC	-0,17 *	0,26 **	-0,06	-0,46 **
	N	0,19 *	-0,32 **	0,15	0,08
	VOC	-0,44 **	0,33 **	-0,31 **	-0,61 **
CAO	BC	-0,14	0,51 **	-0,24 **	-0,55 **
	N	-0,50 **	0,44 **	-0,16	-0,36 **
	VOC	0,41 **	-0,41 **	-0,04	-0,16
NSRI	BC	-0,10	-0,08	0,13	-0,24 *
	N	0,15	-0,19	0,28 **	-0,33 **
	VOC	-0,15	-0,16	0,19	-0,06
NSRO	BC	-0,74 **	0,50 **	-0,31 *	-0,61 **
	N	0,16	-0,28 **	0,24 *	0,34 **
	VOC	-0,41 **	0,04	-0,06	-0,29 **

\* valor- $p < 0,05$

\*\* valor- $p < 0,01$

Houve correlação negativa entre BC e os parâmetros temperatura e velocidade do vento em todos os sítios, pois no início da manhã, quando a temperatura e velocidade do vento são baixas, ocorre o pico de emissão de BC; enquanto nos horários centrais do dia, além de emissões reduzidas, a sua dispersão é favorecida por melhores condições de mistura da CLA. Estudos reportam que o vento é um dos fatores que mais influenciam na diluição de BC (Brantley et al., 2014). As correlações negativas entre BC e radiação solar nos sítios CAO e NSRO se justificam pela maior incidência deste poluente em horários de início e fim do dia, quando a incidência solar é fraca (Reche et al., 2011). Já a umidade relativa obteve correlação positiva na maioria dos sítios (exceto NSRI, onde não há correlação alguma), pois nos horários de pico de BC a umidade no ar também é mais elevada.

A correlação entre N e os parâmetros radiação solar e temperatura foi positiva em NSRI, NSRO e CAI, onde partículas secundárias são formadas através de nucleação fotoquímica nos horários em que a temperatura e a radiação solar são altas (Agudelo-Castañeda et al., 2013; Morawska et al., 2008). No entanto, em CAO estas correlações são negativas, pois os fenômenos naturais que ocorrem nos outros sítios são mascarados pela intensa emissão de partículas no tráfego veicular nas horas de *rush*, conforme visto no item 4.5.

Entre N e umidade relativa encontramos correlação negativa em CAI, NSRO e NSRI, o que pode ser explicado pela dissolução das partículas em gotas de água ou pela coagulação de gotículas nas partículas, facilitando a remoção por processos abaixo da nuvem ou na nuvem (Agudelo-Castañeda et al., 2013). Porém, o sítio CAO novamente apresentou um resultado inverso aos demais sítios, o que pode ser explicado por meio de outros estudos também realizados em ruas movimentadas, onde as partículas menores que 40 nm – modo nucleação – são amplamente influenciadas pela umidade relativa nas primeiras horas da manhã, resultando em altas concentrações durante os períodos de maior umidade (Morawska et al., 2008; Olivares et al., 2007).

Notamos que CAI teve um resultado inesperado quando N foi relacionado aos fatores meteorológicos, pois, apesar de sofrer alta influência dos poluentes emitidos em CAO, a correlação entre N e os parâmetros temperatura, umidade relativa e radiação solar de CAI obtiveram maior semelhança com as correlações de NSRI e NSRO. Importa ressaltar que neste estudo foi utilizada uma estação meteorológica situada próxima ao sítio CAO, limitando a compreensão das correlações nos demais locais de amostragem. Considerando que a variabilidade de N em diferentes ambientes não é igualmente influenciada pelas mesmas fontes de emissão e processos atmosféricos (Reche et al., 2011), sugerimos que em estudos futuros sejam instaladas estações meteorológicas para cada sítio, destacando a importância de diagnosticar fatores meteorológicos que caracterizem cada ambiente, seja *indoor* ou *outdoor*, urbano ou rural.

Quando relacionamos N com velocidade do vento, não encontramos um padrão de comportamento. O aumento da CLA nos horários centrais do dia, e principalmente no verão, promove o aumento da velocidade do vento (Morawska et al., 2008), porém estes horários também são associados a formação de novas partículas através de nucleação fotoquímica, mascarando os efeitos de dispersão de poluentes pelo vento. Além disso, a velocidade do vento aumenta a mistura atmosférica, o que afeta a dispersão e a diluição de partículas (Agudelo-Castañeda et al., 2013; Morawska et al., 2008), mas também pode elevar a sua ressuspensão (Morawska et al., 2008), o que pode refletir em resultados de correlação discrepantes. Estudos de Reche et al.

(2011) realizados em diversas cidades da Europa também não encontraram correlação significativa em qualquer caso ao analisar componentes do vento e nanopartículas.

Ao avaliarmos a relação entre COVs e temperatura, encontramos correlações negativas nos sítios CAI, NSRO e NSRI, o que pode estar associado a condições de alta radiação solar, responsáveis por acelerar a redução de COVs através de reações fotoquímicas com NO<sub>x</sub> para formar ozônio troposférico (Kim et al., 2015). Neste contexto, Yurdakul et al. (2017) reportam que em dias quentes as maiores concentrações de hidroxila (OH) aumentam a remoção de COV por reação química. No entanto, no sítio CAO a alta temperatura pode ter influenciado no aumento da evaporação de solventes (gasolina – com destaque para tolueno, benzeno, acetileno e 1,3-butadieno) emitidos pelo tráfego (Kim et al., 2015; Yurdakul et al., 2017), elevando as concentrações de COVs em CAO, justificando sua correlação positiva com temperatura exclusivamente neste sítio. Considerando que o aumento da radiação solar e da temperatura estão associados a menor umidade relativa, a diminuição desta última eleva a atividade fotoquímica, reduzindo as concentrações atmosféricas de COV, o que explica a correlação entre umidade e COVs positiva em CAI e negativa em CAO.

De modo geral, notamos que BC possui uma relação linear com os parâmetros meteorológicos entre os sítios estudados, e sua formação se dá principalmente *outdoor* por fontes veiculares. No entanto N e COVs sofrem variações entre os sítios, considerando que são mais complexos devido às suas diversas fontes, sofrendo processos de formação primários e secundários, o que reflete numa maior sensibilidade sob diferentes condições atmosféricas tanto *outdoor* quanto *indoor*.

#### **4.7. Relação com gases**

A Tabela 5 mostra os resultados de correlação de *Spearman* entre os poluentes e gases. Para melhor compreensão dos resultados, a Figura 31 apresenta o ciclo diários de gases amostrados na RMPA, próximo ao sítio CAO, no período deste estudo.

Tabela 5: Correlação de *Spearman* entre os poluentes medidos e gases em CAO.

Sítio	Poluente	O <sub>3</sub>	NO	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>
CAO	BC	-0,54 **	0,59 **	0,83 **	0,81 **
	N	-0,57 **	0,39 **	0,68 **	0,67 **
	VOC	0,24	0,06	0,35 **	0,35 **

\* valor-*p* < 0,05

\*\* valor-*p* < 0,01

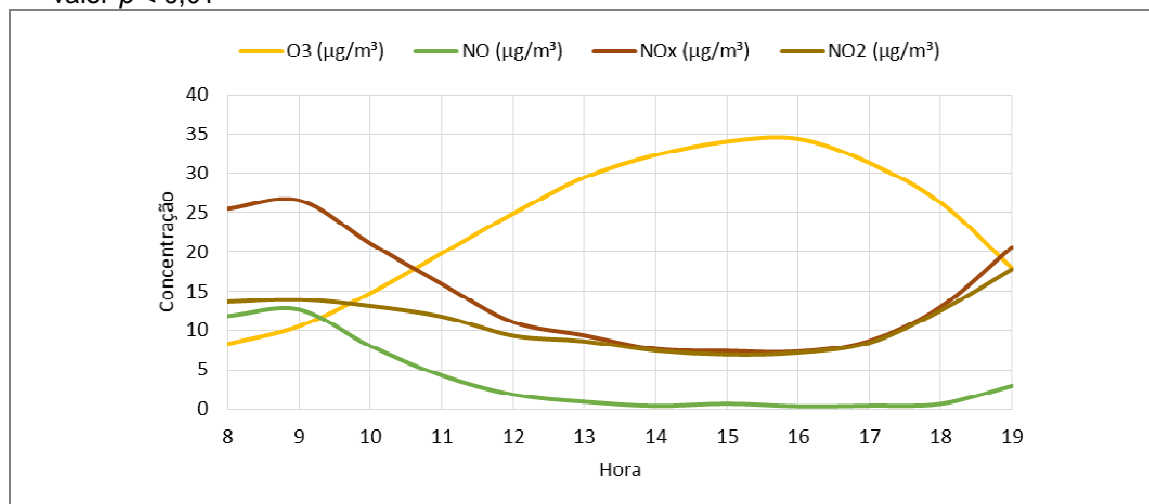


Figura 31: Ciclo diário de gases na RMPA entre julho e dezembro de 2016.

Em CAO, BC se correlaciona positivamente com NO, NO<sub>x</sub> e NO<sub>2</sub> (Tabela 5) devido as emissões veiculares (Basagaña et al., 2018). A relação entre NO<sub>x</sub>/BC é apresentada na Figura 32, onde a elevação de NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub> + NO) pela manhã e após as 18 horas reflete as emissões dos veículos (Agudelo-Castañeda et al., 2013), com destaque para os motores a diesel (Reche et al., 2011) devido a maior atividade de ônibus e caminhões nas vias da RMPA. Este resultado corrobora com as nanopartículas na faixa de 90 nm encontradas nestes mesmos horários em CAO (ver item 4.3), justificando a alta correlação entre N e NO<sub>x</sub> em área urbana (Tabela 5).

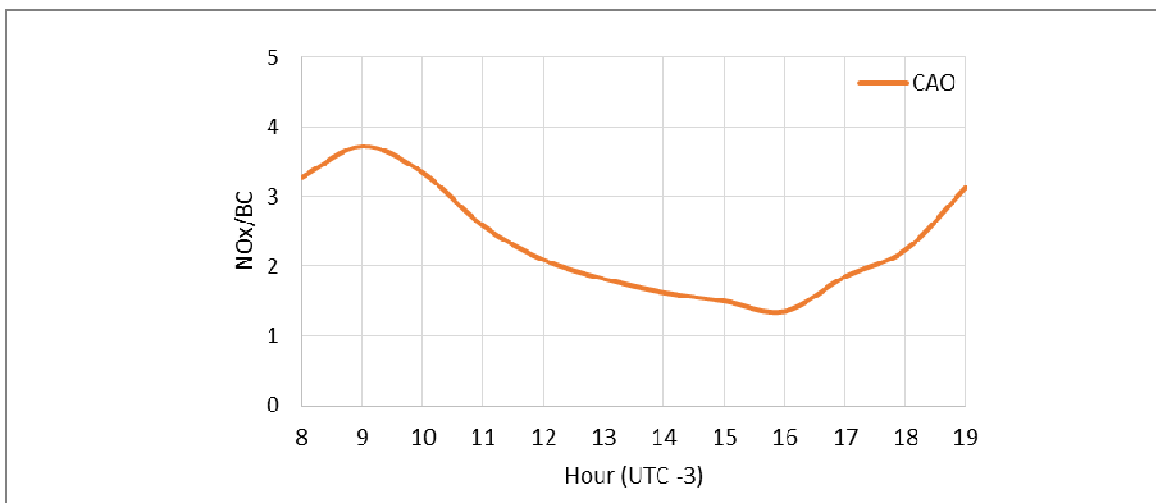


Figura 32: Evolução diária média da razão NO<sub>x</sub>/BC calculada a partir das médias horárias - CAO.

A correlação positiva entre COVs e NO<sub>x</sub> (Tabela 5) decorre dos COVs estarem intimamente associados à formação de O<sub>3</sub> e outros poluentes secundários por meio da reação com óxidos de nitrogênio, sob condições de exposição à luz solar (Kim et al., 2015; Yurdakul et al., 2017).

Houve moderada relação de dependência entre COVs e O<sub>3</sub> ( $r = 0,24$ ), o que se justifica porque o grupo BTEX é um potencial formador de O<sub>3</sub> em atmosferas urbanas, e, a nível de compostos, o etileno e o tolueno são os maiores contribuintes para a formação de O<sub>3</sub> em ambientes urbanos e rurais (Cetesb, 2016; Kim et al., 2015; Yurdakul et al., 2017). Considerando que as emissões de BTEX pelo tráfego veicular, bem como de etileno por fontes biogênicas (plantas e solo), podem contribuir para a formação de ozônio troposférico, então a razão O<sub>3</sub>/VOC próxima de 1 tende a refletir a maior contribuição destes compostos no ambiente. A Figura 33 e Figura 34 mostram que quanto maior a concentração de BC (poluente traçador do tráfego veicular), mais próximo de 1 está a razão O<sub>3</sub>/VOC ( $R^2 = 0,65$ ). Avaliando os índices horários (Figura 34), a razão é mais próxima de 1 nos horários *rush* na RMPA, sugerindo que parte do O<sub>3</sub> de CAO pode ter sido formado por BTEX, especialmente tolueno.



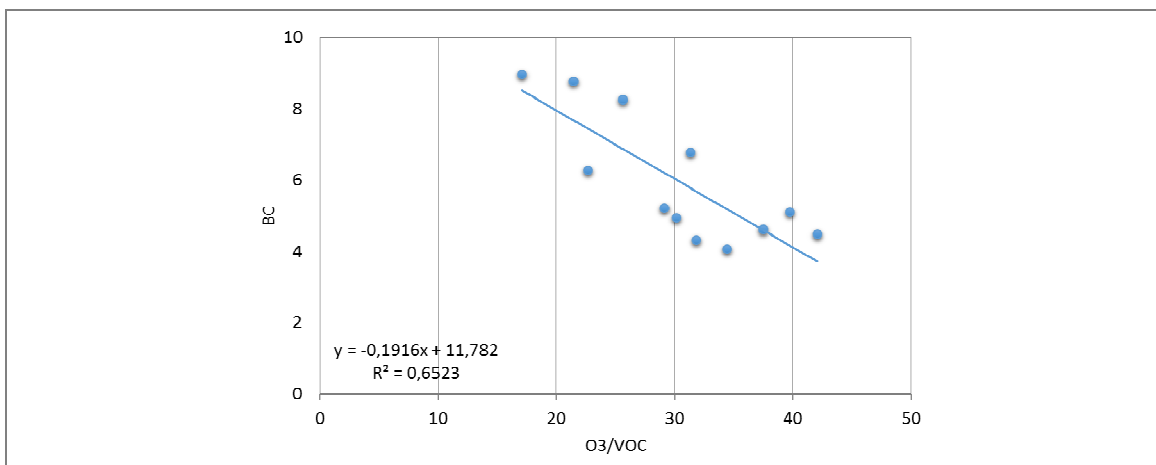


Figura 33: Regressão linear entre as médias horárias de BC e O<sub>3</sub>/VOC (CAO).

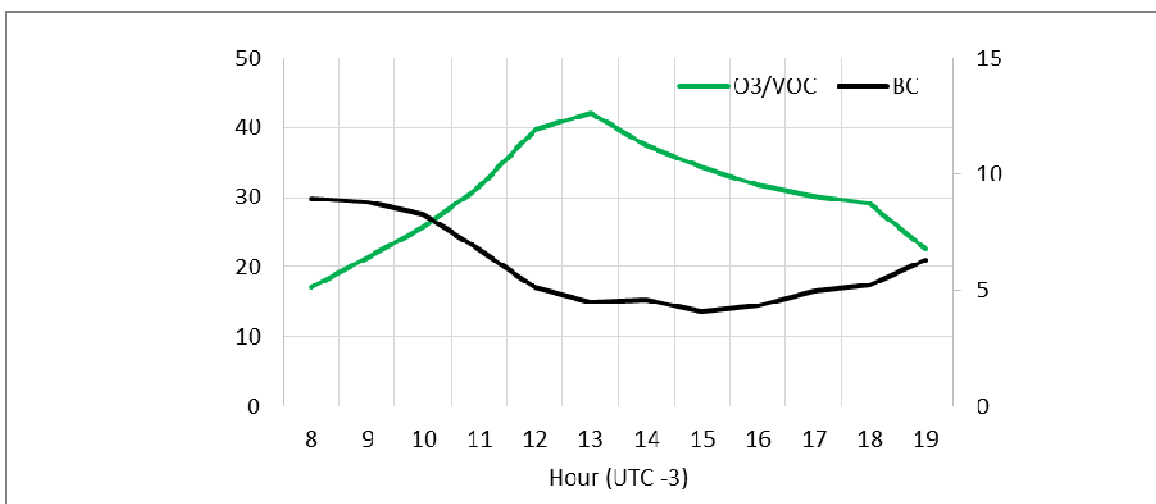


Figura 34: Evolução diária média de BC e O<sub>3</sub>/VOC (CAO).

Na área urbana encontramos correlação negativa entre N e O<sub>3</sub> (Tabela 5). Isto ocorre porque a influência veicular é extremamente forte em CAO, fazendo com que os picos de N não coincidam com O<sub>3</sub> e sim com horários de ponta do dia, mascarando o efeito da correlação. Estudos reportados por Reche et al. (2011) na Europa encontraram períodos de concentrações máximas de O<sub>3</sub> aliados aos picos de N ao meio-dia, destacando a dependência direta de O<sub>3</sub> e N na fotoquímica.

Por outro lado, a correlação negativa entre BC e O<sub>3</sub> (Tabela 5) ocorreu conforme o esperado, pois os horários de maior emissão de BC não coincidem com os horários centrais do dia, quando O<sub>3</sub> é mais presente.

Não foram coletados dados de tráfego, o que poderia fornecer informações adicionais para tornar este estudo mais consistente. Além disso, nos sítios CAI, NSRO e NSRI não existiam estações de monitoramento de

gases, não sendo possível comparar os efeitos entre os poluentes nestes locais.

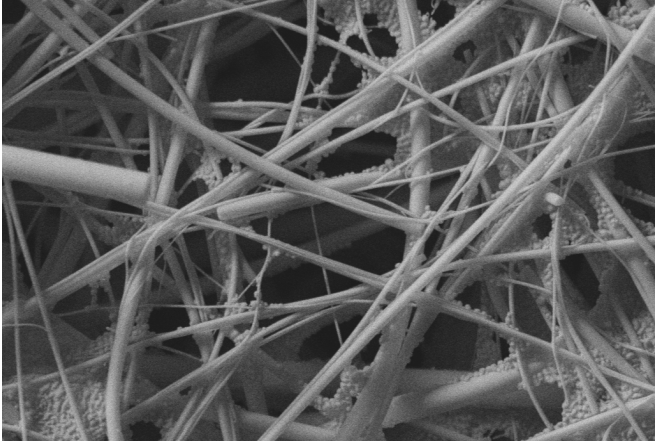

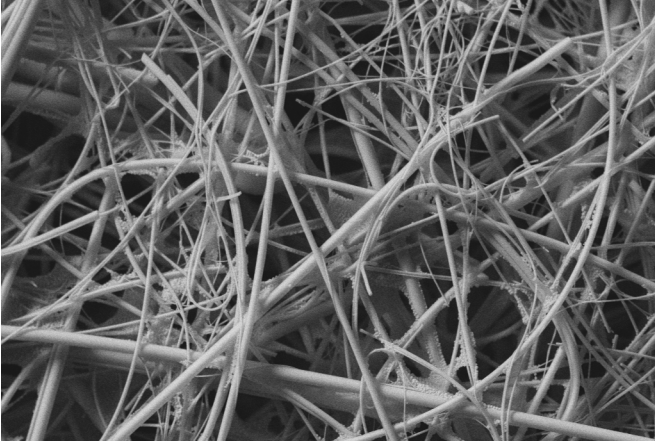

#### **4.8. Caracterização morfológica das partículas de BC**

##### ***MEV***

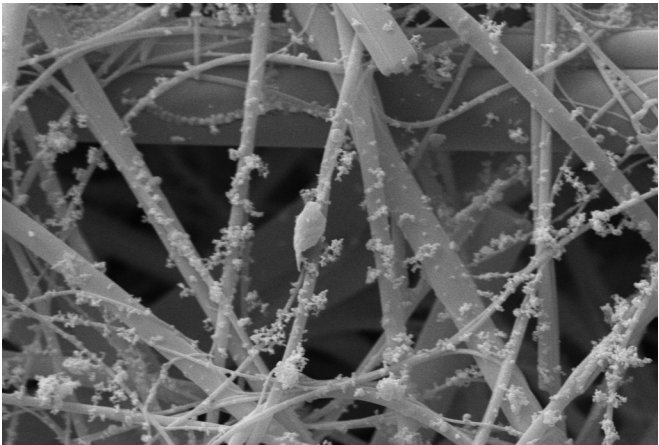

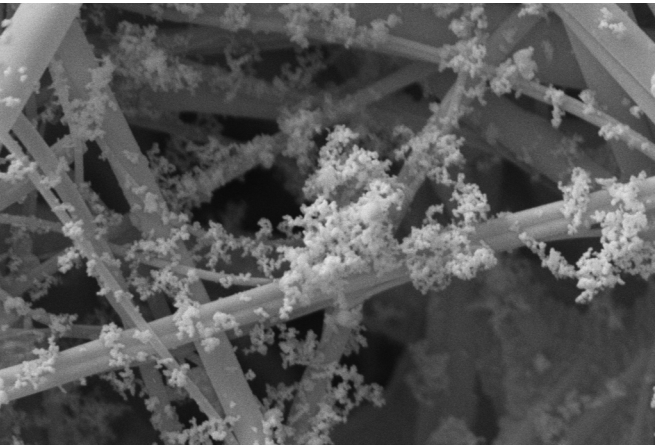

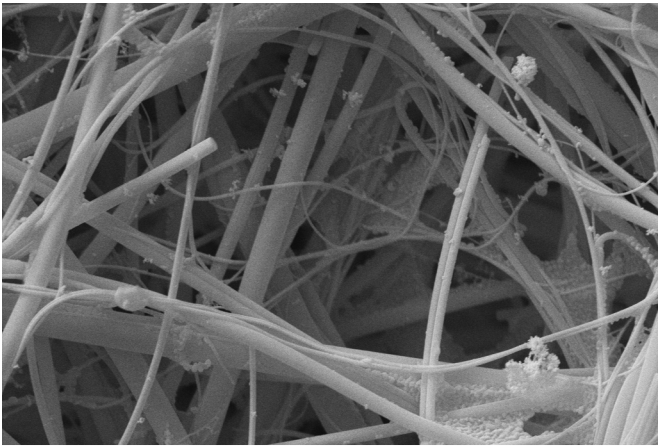

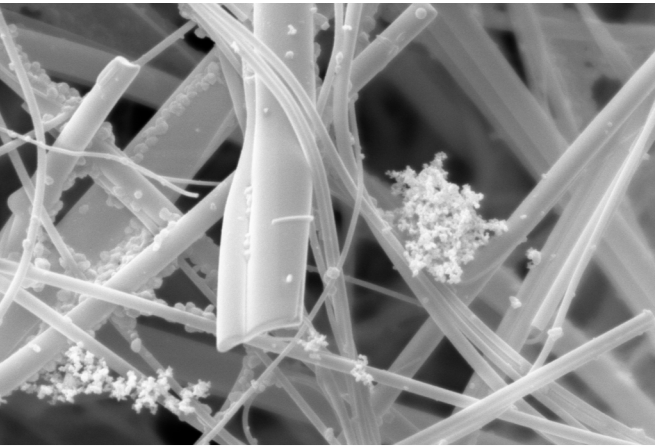

Através das imagens do Microscópio Eletrônico de Varredura – MEV (Quadro 1, Quadro 2 e Quadro 3) obtivemos características físicas das partículas de *black carbon*. Foi evidenciada a maior quantidade de BC em CAO > CAI > NSR, corroborando com os resultados já apresentados neste trabalho. Em NSR não foi possível diferenciar *indoor* e *outdoor*, pois são muito semelhantes.

Encontramos aglomerados de BC de diferentes tamanhos, com diâmetros estimados na faixa de <0,1µm até 8µm.

Quadro 1 - Imagens obtidas por MEV do filtro branco (sem BC).

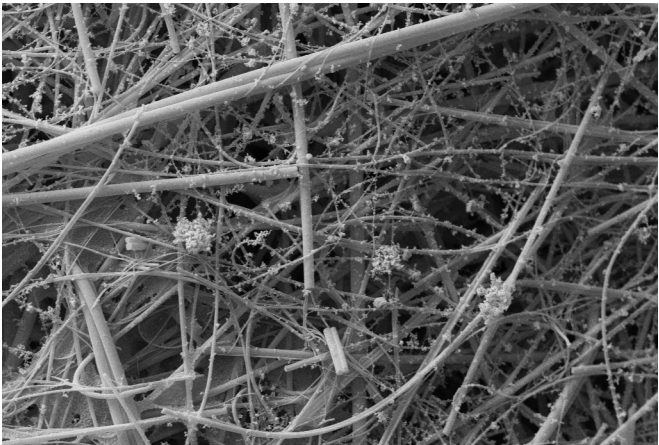

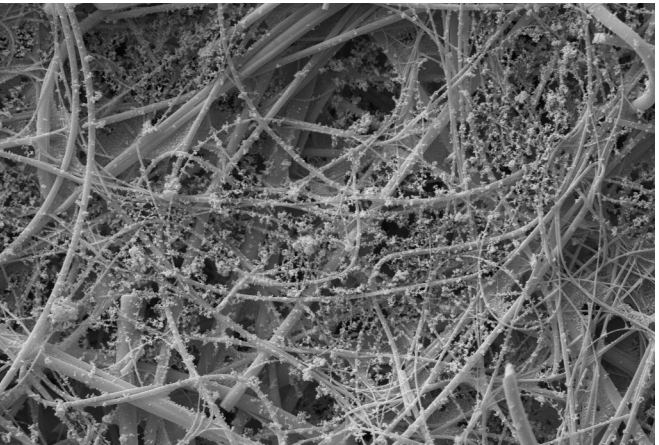

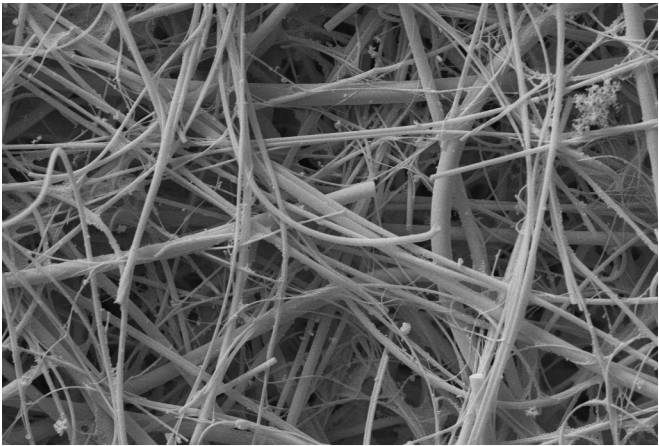

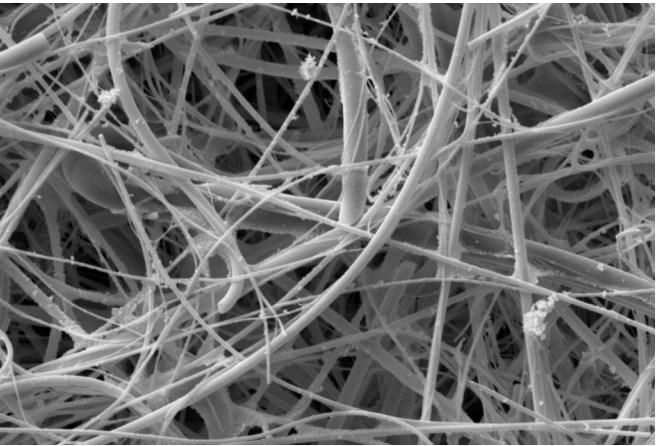

Escala ampliada - 1 $\mu\text{m}$	Escala reduzida - 10 $\mu\text{m}$
 <p data-bbox="324 730 358 766">1 <math>\mu\text{m}</math></p> <p data-bbox="459 730 750 766">EHT = 20.00 kV File Name = am0_02.tif WD = 11.0 mm Mag = 8.38 K X Signal A = SE1</p> 	 <p data-bbox="1270 730 1303 766">10 <math>\mu\text{m}</math></p> <p data-bbox="1404 730 1695 766">EHT = 20.00 kV File Name = am0_01.tif WD = 11.0 mm Mag = 3.50 K X Signal A = SE1</p> 

Quadro 2 - Imagens obtidas por MEV (escala ampliada - 1 µm) dos filtros amostrados no aetalômetro (BC) durante um dia letivo de amostragem.

SÍTIO	INDOOR	OUTDOOR
<p>CA Área urbana Período de amostragem: 7 às 19 h</p>	 <p>1 µm EHT = 20.00 kV File Name = am1_03.tif WD = 11.0 mm Mag = 10.57 K X Signal A = SE1</p> 	 <p>1 µm EHT = 20.00 kV File Name = am2_07.tif WD = 11.0 mm Mag = 20.00 K X Signal A = SE1</p> 
<p>NSR Área rural Período de amostragem: 8 às 17 h</p>	 <p>1 µm EHT = 20.00 kV File Name = am3_02.tif WD = 11.0 mm Mag = 8.38 K X Signal A = SE1</p> 	 <p>1 µm EHT = 20.00 kV File Name = am6_03.tif WD = 14.5 mm Mag = 15.00 K X Signal A = SE1</p> 



Quadro 3 - Imagens obtidas por MEV (escala reduzida - 10 µm) dos filtros amostrados no aetalômetro (BC) durante um dia letivo de amostragem.

SÍTIO	INDOOR	OUTDOOR
<p>CA Área urbana Período de amostragem: 7 às 19 h</p>	 <p>10 µm EHT = 20.00 kV File Name = am1_06.tif WD = 11.0 mm Mag = 3.50 K X Signal A = SE1</p> 	 <p>10 µm EHT = 20.00 kV File Name = am2_03.tif WD = 11.0 mm Mag = 3.50 K X Signal A = SE1</p> 
<p>NSR Área rural Período de amostragem: 8 às 17 h</p>	 <p>10 µm EHT = 20.00 kV File Name = am3_01.tif WD = 11.0 mm Mag = 3.50 K X Signal A = SE1</p> 	 <p>10 µm EHT = 20.00 kV File Name = am6_02.tif WD = 10.0 mm Mag = 3.50 K X Signal A = SE1</p> 

## EDS

Na aplicação da espectroscopia por energia dispersiva – EDS, a qual seria fundamental para a caracterização química das substâncias presas nos filtros, identificamos que o próprio filtro (filtro branco) do aetalômetro é composto por diversos elementos: C, O, F, Na, Al, Si, K, Ca, Zn e Ba. Assim, não foi possível caracterizar qualitativamente as partículas de BC devido a incompatibilidade da técnica com o tipo de filtro utilizado no estudo.

Nos filtros de CAI e CAO encontramos partículas com formatos diferentes de BC. Nestes casos, aplicamos a técnica de mapa elementar do EDS e, buscando encontrar diferentes elementos, identificamos apenas a presença de Fe (Figura 35) na escola do centro urbano. Neste aspecto, foi constatada outra limitação da técnica de EDS: o sensor detecta os elementos com presença > 0,5%; ou seja, partículas muito pequenas e elementos químicos com presença <0,5% passam despercebidos pelo sensor. A partir dos resultados obtidos, sugerimos que as partículas que contém Fe sejam provenientes do tráfego veicular na área urbana (Migliavacca et al., 2012).

A microscopia eletrônica utilizada inicialmente para identificar as fontes de BC e possíveis outros poluentes, se mostrou mais eficiente como ferramenta para caracterizar fisicamente as partículas coletadas.

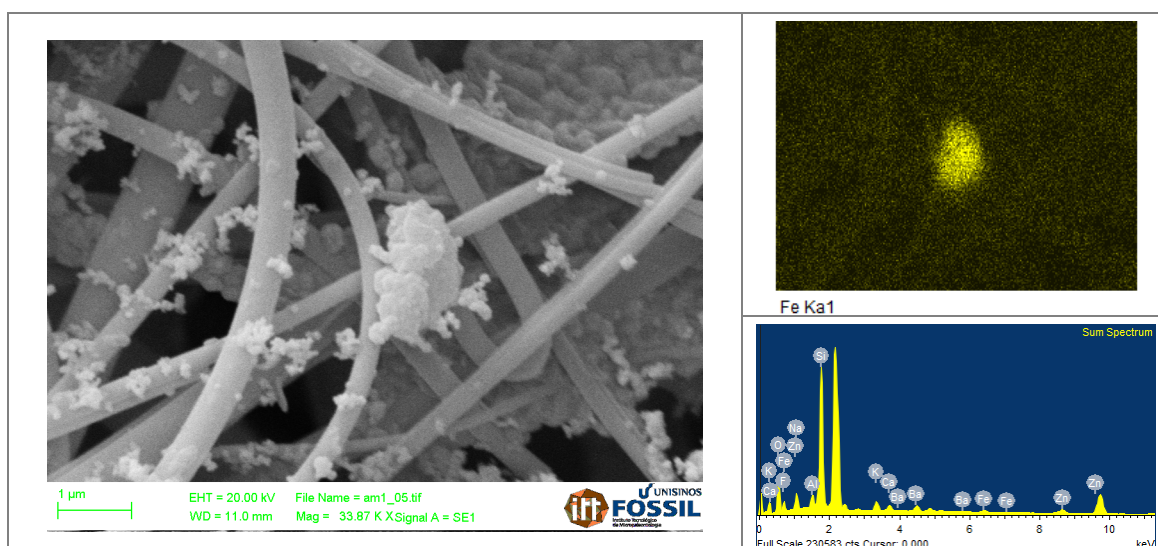


Figura 35: Mapa elementar - Presença de Fe em partícula coletada no filtro do aetalômetro – CAI.

## 5. CONCLUSÕES

Concluimos que os níveis de *black carbon* (BC) e nanopartículas (N) são mais altos no ar *outdoor* da escola urbana em relação à rural em decorrência da sua exposição direta às emissões veiculares. As fontes de BC predominam na área urbana e sua dispersão é dificultada em dias frios e com menor velocidade do vento. Além disso, quando gerado ao ar livre, o BC é facilmente transportado para a sala de aula, para onde pode carregar consigo outros elementos (por ex., Fe). A correlação entre N e BC, assim como a razão N/BC indicam que estes poluentes possuem uma relação mais forte quando predominam as emissões de tráfego.

As concentrações de compostos orgânicos voláteis (COVs) se sobressaíram no *indoor* das duas escolas, indicando que estes poluentes são gerados nas atividades de salas de aula, independentemente de ser área urbana ou rural. Enquanto isso, constatamos que a formação de N no ar *indoor* e no *outdoor* é altamente influenciada por indução fotoquímica. Importa ressaltar que as concentrações de COVs e N são determinadas por uma influência combinada de fontes primárias de emissão, de processos secundários de formação e da meteorologia, refletindo em maior sensibilidade sob diferentes condições atmosféricas tanto *outdoor* quanto *indoor* nas áreas urbana e rural.

Através desta pesquisa, podemos dizer que os dirigentes de escolas rurais devem estar atentos quanto aos níveis de COVs nas salas de aula; enquanto as escolas situadas em centros urbanos devem triplicar a atenção, pois além de COVs também ocorrem concentrações expressivas de N e BC decorrentes de emissões veiculares, principalmente nas horas de *rush* que coincidem com o início e fim das aulas, quando as crianças permanecem no *outdoor* diretamente expostas à poluição veicular.

### ***Aplicações práticas e recomendações para trabalhos futuros***

Este estudo é relevante para a ciência, uma vez que construiu evidências para a realização de outras pesquisas e aplicações práticas, tais como:

- Estudo das taxas de exposição e inalação dos poluentes pelas crianças;
- Elaboração de ações para a melhoria na qualidade do ar *indoor*, tais como sistemas alternativos de ventilação, muros verdes, avaliação da área onde uma nova escola será construída (longe de estradas, etc.), entre outros;
- Implantação de campanhas de educação ambiental, no que tange à poluição atmosférica em áreas urbanas;
- Subsídio para ações que primem a redução de forçantes climáticos a curto, médio e longo prazo, no que tange às emissões de *black carbon*;
- Tomadas de decisão quanto à proteção da saúde das pessoas e do meio ambiente, como elaboração de novos padrões de qualidade do ar *outdoor* e *indoor*, principalmente para regiões com maior densidade veicular e, se tratando deste estudo, para países em desenvolvimento;
- Subsídio para tornar os poluentes atmosféricos nanopartículas e *black carbon* como novas métricas regulamentárias de emissões veiculares e de controle da qualidade do ar.



## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abboud, H. J.; Silveira, A. B.; Santos, J. M.; Pereira, M. M. R.; Reia Jr., N. C. Modelagem matemática da dispersão de poluentes atmosféricos em regiões urbanas de relevo complexo baseada nas equações de conservação. 10º Congresso Brasileiro de Ciências Térmicas e Engenharia: Rio de Janeiro. 2004.

Agudelo-Castañeda, D.M; Teixeira, E.C. 2014. Seasonal changes, identification and source apportionment of PAH in PM 1. Atmospheric Environment, 96, p. 186-200.

Agudelo-Castañeda, D.M; Teixeira, E.C; Rolim, S.B.A; Pereira, F.N; Wiegand, F., 2013. Measurement of particle number and related pollutant concentrations in an urban area in South Brazil. Atmospheric Environment 70, 254-262.

Almeida, R.M.S.F; Peixoto de Freitas, V.; 2014. Indoor environmental quality of classrooms in Southern European climate. Energy and Buildings 81, 127-140.

Basagaña, X; Triguero-Mas, M; Agis, D; Pérez, N; Reche, C; Alastuey, A; Querol, X. 2018. Effect of public transport strikes on air pollution levels in Barcelona (Spain). Science of the Total Environment 610-611, p. 1076-1082.

Brantley, H. L; haggler, G. S. W; Deshmukh, P. J; Baldauf, R.W. 2014. Field assessment of the effects of roadside vegetation on near-road black carbon and particulate matter. Science of the Total Environment. 468-469, p. 120-129.

Buonanno, G; Stabile, L; Morawska, L; Russi, A., 2013. Children exposure assessment to ultrafine particles and black carbon: the role of transport and cooking activities. Atmospheric Environment 79, 53-58.

Cancelli, D. M. Um modelo para a evolução térmica de lagos profundos. Dissertação (Mestrado) – PPGMNE/Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006. 244p.

Cecchi, T., 2014. Identification of representative pollutants in multiple locations of an Italian school using solid phase micro extraction technique. Building Environment 82, p. 655–665.

Cetesb, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Avaliação de benzeno; tolueno; o-xileno; m, p-xileno e etilbenzeno na atmosfera da estação de monitoramento de Pinheiros – Município de São Paulo – SP 2013-2014. Publicado em novembro/2016.

Cetesb, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do Ar. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 25/02/2017.

Cincinelli, A; Martellini, T; Amore, A; Dei, L; Marrazza, G; Carretti, E; Belosi, F; Ravegnani, F; Leva, P. 2016. Science of the Total Environment, 572, p. 333-339.

DENATRAN, Ministério das Cidades. Departamento Nacional de Trânsito: Relatórios estatísticos, 2017.

DTG, Dieselnet Technology Guide. Diesel Exhaust Particle Size, Disponível em: [https://www.dieselnet.com/tech/dpm\\_size.php](https://www.dieselnet.com/tech/dpm_size.php). Acesso em: 22/02/2017.

EPA, United States Environmental Protection Agency. Air Pollution Emissions Overview. Disponível em: <http://www.epa.gov/airquality/emissions.html>. Acesso em: 23/02/2017 (b).

EPA, United States Environmental Protection Agency. Black Carbon Diesel Initiative in the Russian Arctic. Disponível em: <https://www.epa.gov/international-cooperation/black-carbon-diesel-initiative-russian-arctic>. Acesso em: 23/02/2017.

Evans, M; Kholod, N; Malyshev, V; Tretyakova, S; Gusev, E; Yu, S; Barinov, A., 2015. Black carbon emissions from Russian diesel sources: case study of Murmansk. Atmospheric Chemistry and Physics 15, 8349-8359.

Franco, J.F; Rojas, N.Y; Sarmiento, O.L; Behrents, R. 2013. Urbana air pollution in school-related microenvironments in Bogota, Colombia. Ingeniería e Investigación, 33, p. 42-48.

Gilmour, David J.; Waters, Roger.. In: Pink Floyd. Meddle. Londres: Morgan Studios. 1971. Faixa 3.

Godoi, R.H.M; Godoi, A.F.L; Junior, S.J.G; Paralovo, S.L; Borillo, G.C; Barbosa, C.G.G; Arantes, M.G; Charello, R.C; Filho, N.A.R; Grassi, M.T; Yamamoto, C.I; Potgieter-Vermaak, S; Rotondo, G.G; Wael, K.D; Grieken, R.V. 2013. Healthy environment - indoor air quality of Brazilian elementary schools nearby petrochemical industry. Science of The Total Environment, 463-464, p. 639-646.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades, 2016.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Projeções e estimativas da população do Brasil e das Unidades da Federação, 2017.

IER, Institute for Energy Resourcefulness. Health effects of diesel and gasoline fuels, 2012.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>. Acesso em: 25/02/2017.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013. Climate change 2013: The physical science basis. Cambridge, Reino Unido.

Kim, K.H; Chun, H; Jo, W. K., 2015. Multi-year evaluation of ambient volatile organic compounds: temporal variation, ozone formation, meteorological parameters, and sources. Environ Monit Assess 187:27, 12p.

Kumar, P; Morawska, L; Birmili, W; Paasonen, P; Hu, M; Kulmala, M; Harrison, R. M; Norford, L; Britter, R. 2014. Ultrafine particle in cities. *Environment international* 66, p.1-10.

Kumar, P; Robins, A; Vardoulakis, S; Britter, R., 2010. A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls. *Atmospheric Environment* 44, 5035-5052.

Lerner, J.E.C; Sanchez, E.Y; Sambeth, J.E; Porta, A.A. 2012. Characterization and health risk assessment of VOCs in occupational environments in Buenos Aires, Argentina.

Liu Q; Ma, T; Liu, Y; Zhang, T; Wu, Y; Schauer, J.J. 2016. Temporal variations of black carbon during haze and non-haze days in Beijing. *Nature: Scientific Reports* 6:33331.

Manahan, S. *Environmental Chemistry*. Bookman: 9ª edição. ISBN 9781420059205. 2013.

Massolo, L; Rehwagen, M; Porta, A; Ronco, A; Herbarth, O; Mueller, A. 2010. Indoor-outdoor distribution and risk assessment of volatile organic compounds in the atmosphere of industrial and urban areas. *Environmental Toxicology*, 25, p. 339-349.

METROPLAN, Fundação Estadual de Planejamento Urbano e Regional. *Caracterização Espacial do Crescimento Socioeconômico da Região Metropolitana de Porto Alegre*. 2014.

Migliavacca D.M; Teixeira, E.C; Gervasoni, F; Conceição, R.V; Rodriguez, M.T.R., 2012. Metallic elements and isotope of Pb in wet precipitation in urban area, South America. *Atmospheric Research* 107, 106-114.

Miraglia, S.G.E.K; Gouveia, N., 2014. Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. *Ciência e Saúde Coletiva*, p.4141-4147.

Morawska, L., Afshari, A., Bae, G.N., Buonanno, G., Chao, C.Y.H., Hänninen, O., Hofmann, W., Isaxon, C., Jayaratne, E.R., Paasanen, P., Salthammer, T., Waring, M., Wierzbicka, A., 2013. Indoor aerosols: from personal exposure to risk assessment. *Indoor Air* 23, p. 462–487.

Morawska, L., He, C., Johnson, G., Guo, H., Uhde, E., Ayoko, G., 2009. Ultrafine particles in indoor air of a school: possible role of secondary organic aerosols. *Environmental Science and Technology* 43, p. 9103–9109.

Morawska, L; Ristovski, Z; Jayaratne, D.U.K; Ling, X., 2008. Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: characteristics, ambiente processing and implications on human exposure. *Atmospheric Environment* 42, 8113-8138.

Moreira, D. M.; Tirabassi, T.; Moraes, M. R. Meteorologia e Poluição Atmosférica. Revista Ambiente e Sociedade, V. 11, n. 1, Campinas. P. 1-13, 2008.

Olivares, G., Johansson, C., Strom, J., Hasson, H.-C., 2007. The role of ambient temperature for particle number concentrations in a street canyon. Atmospheric Environment 41, p. 2145–2155.

Pattinson, W; Targino, A.C; Gibson, M.D; Krecl, P; Cipoli, Y; Sá, V. 2018. Quantifying variation in occupational air pollution exposure within a small metropolitan region of Brazil. Atmospheric Environment, 182, p. 138-154.

Pérez, N; Pey, J; Cusack, M; Reche, C; Querol, X; Alastuey, A; Viana, M. 2010. Variability of particle number, black carbon, and PM10, PM2,5, and PM1 levels and speciation: influence of road traffic emissions on urban air quality. Aerosol Science and Technology. 44:7, p. 487-499.

Pujol, J; G.M; D.M; R.F; M.A; I.R; J.F; L.B; J.C; X.Q; J.D; J.S. 2016. Traffic pollution exposure is associated with altered brain connectivity in school children. NeuroImage. 129, p. 175-184.

Querol, X., Alastuey, A., Rodríguez, S., Plana, F., Ruiz, C. R., Cots, N., Massagué, G., Puig, O., 2001. PM10 and PM2.5 Source Apportionment in the Barcelona Metropolitan Area, Catalonia, Spain. Atmospheric Environment 35/36:6407–6419.

Raila, E.M; Anderson, D.O., 2016. Black carbon emission reduction strategies in healthcare industry for effective global climate change management. Waste Management & Research, 1-10.

Reche, C; Querol, X; Alastuey, A; Viana, M; Pey, J; Moreno, T; Rodriguez, S; González, Y; Fernández-Camacho, R; Sanchez de la Campa, A.M; de la Rosa, J; Dall’Osto, M; Prévôt, A.S.H; Hueglin, C; Harrison, R.M; Quincey, P., 2011. New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. Atmospheric Chemistry and Physics 11, 6207-6227.

Reche, C; Rivas, I; Pandolfi, M; Viana, M; Bouso, L; Álvarez-Pedrerol, M; Alastuey, A; Sunyer, J; Querol, X., 2015. Real-time indoor and outdoor measurements of black carbon at primary schools. Atmospheric Environment 120, 417-426.

Rivas, I; Viana, M; Moreno, T; Pandolfi, M; Amato, F; Reche, C; Bouso, L; Álvarez-Pedrerol, M; Alastuey, A; Sunyer, J; Querol, X., 2014. Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain. Environment International 69, 200-212.

Rivas, I; Viana, M; Moreno, T; Pandolfi, M; Bouso, L; Pandolfi, M; Álvarez-Pedrerol, M; Forns, J; Alastuey, A; Sunyer, J; Querol, X., 2015. Outdoor infiltration and indoor contribution of UFP and BC, OC, secondary inorganic ions and metals in PM2,5 in schools. Atmospheric Environment 106, 129-138.

Rosasco, V.R., 2009. Estudo Sazonal e caracterização do aerossol black carbon medido no INPE de São José dos Campos. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Dissertação de Mestrado, 160p.

Salthammer, T; Uhde, E; Schripp, T; Schieweck, A; Morawska, L; Mazaheri, M; Clifford, S; He, C; Buonanno, G; Querol, X; Viana, M; Kumar, P., 2016. Children's well-being at schools: impact of climatic conditions and air pollution. *Environment International* 94, 196-210.

Schlink, U; Röder, S; Kohajda, T; Wissenbach, D.K; Franck, U; Lehmann, I. 2016. A framework to interpret passively sampled indoor-air VOC concentrations in health studies. *Building and Environment*, 105, p. 198-209.

Schneider, I.L; Teixeira, E.C; Oliveira, L.F.S; Wiegand, F. 2015. Atmospheric particle number concentration and size distribution in a traffic-impacted area. *Atmospheric Pollution Research*, 6, p. 877-885.

Shindell, D; Faluvegi, G; Walsh, M; Anenberg, S.C; Dingenen, R.V; Muller, N.M; Austin, J; Koch, D; Milly, G. 2011. Climate, health, agricultural and economic impacts of tighter vehicle-emission standards. *Nature Climate Change* 1066.

Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S.S., Van Grieken, R., 2008. Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium. *Indoor Air* 18, p. 454–463.

Stull, R. B. A Introduction to Boundary Layer Meteorology. Dordrecht/Boston/London: Kluwer Academic Publishers, 1988.

Sunyer, J., Esnaola, M., Alvarez-Pedrerol, M., Fornes, J., Rivas, I., Lopez-Vicente, M., Suades-Gonzalez, E., Foraster, M., Garcia-Esteban, R., Basagana, X., Viana, M., Cirach, M., Moreno, T., Alastuey, A., Sebastian-Galles, N., Nieuwenhuijsen, M., Querol, X., 2015. Association between traffic-related air pollution in schools and cognitive development in primary school children: a prospective cohort study. *PLOS Medicine* 12, e1001792.

Tucker, W.G. Indoor Air Quality Handbook. Chapter 31: Volatile Organic Compounds. 2004.

Tunved, P., Hansson, H., Kerminen, V., Strom, J., Dal Maso, M., Lihavainen, H., Viisanen, Y., Aalto, P., Komppula, M., Kulmala, M., 2006. High natural aerosol loading over boreal forests. *Science* 312, p. 261–263.

Viana, M; Díez, S; Reche, C., 2011. Indoor and outdoor sources and infiltration processes of PM1 and black carbon in a urban environment. *Atmospheric Environment* 45, 6359-6357.

Weschler, C.J., 2016. Roles of the human occupant in indoor chemistry. *Indoor Air* 26, p. 6–24.

Weschler, C.J., Shields, H.C., 1999. Indoor ozone/terpene reactions as a source of indoor particles. *Atmospheric Environmental* 33, p. 2301–2312.

WHO, World Health Organization. Air Pollution. Disponível em: [http://www.who.int/topics/air\\_pollution/en/](http://www.who.int/topics/air_pollution/en/). Acesso em: 07/03/2017.

Wichmann, J., Lind, T., Nilsson, M.A.-M., Bellander, T., 2010. PM2.5, soot and NO2 indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environmental* 44, 4536-4544.

Yurdakul, S; Civan, M; Kuntasal, O; Dogan, G; Pekey, H; Tuncel, G. 2017. Temporal variations of VOC concentrations in Bursa atmosphere. *Atmospheric Pollution Research*. P 1-18.