



Avaliação do impacto na qualidade do ar após implantação do BRS no Rio de Janeiro

*Laiza Molezon Soares¹; Luciana Maria Baptista Ventura²; Eduardo Monteiro Martins¹;
Fellipe de Oliveira Pinto²*

✉ engenlu@gmail.com

1. Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, Maracanã, RJ, Brasil 2. Instituto Estadual do Ambiente - INEA, Rio de Janeiro, Brasil

Histórico do Artigo:

Recebido em: 12 de abril de 2018

Aceito em: 18 de julho de 2018

Publicado em: 28 de dezembro de 2018

Resumo: Nos grandes centros urbanos, como na cidade do Rio de Janeiro (RJ), o planejamento da mobilidade urbana é de suma importância na qualidade de vida dos cidadãos, já que os inventários apontam que ônibus e caminhões são os principais contribuintes da poluição do ar no RJ. No bairro de Copacabana foi implantado em 2011, um novo sistema de transporte, Bus Rapid Service (BRS), que trata da criação de faixas preferenciais para ônibus em vias já existentes, priorizando o transporte público coletivo, sem grandes alterações na estrutura viária. Logo, este estudo visa avaliar o impacto na qualidade do ar após implantação do BRS em Copacabana. Para tal, foram utilizados dados do monitoramento de qualidade do ar (PM10, SO₂ e CO) da estação de Copacabana de 2010 a 2016. A análise de longo período de SO₂ mostrou redução de 60 % em 2016 e a de curto período mostrou redução de 72 % em 2014 quando comparados a 2010, ou seja, antes da implantação do BRS. A concentração de CO nos períodos de pico reduziu 66-76 % em 2016 em relação à 2010. A análise de curto período de PM10 mostrou redução de 9 %, 2 % e 7 % de 2010 para 2012, 2013 e 2014, respectivamente. Portanto, este novo sistema de transporte trouxe benefícios para a qualidade do ar da região, pois com a redução e otimização da frota de ônibus, houve a organização do fluxo de veículos, reduzindo os congestionamentos e as emissões dos poluentes atmosféricos.

Palavras-chave: PM10, SO₂, CO, Bus Rapid Service, Qualidade do Ar.

Assessment of air quality impact after BRS implementation in Rio de Janeiro

Abstract: In several urban centers, such as Rio de Janeiro city, the issue of urban mobility plan have great importance in the citizens life quality, since regional inventories show diesel vehicles (buses and trucks) as the major contributors of air pollution in RJ. In Copacabana a new transportation system, Bus Rapid Service (BRS), was implemented in 2011, which created preferential bus lanes on roads, thus giving priority to public transportation, without major changes in the structure of the road. Then, the aim of this study was to evaluate air quality impact, after the BRS implementation in Copacabana. In this way, the air quality automatic monitoring (PM10, SO₂ and CO) data of the Copacabana station from 2010 to 2016 were used. The long period analysis of SO₂ showed a reduction of 60 % in 2016 and the short period analysis showed a reduction of 72 % in 2014 compared to 2010, before BRS implementation. CO concentration in the peak periods decreased by 66-76 % in 2016 compared to 2010. The short period analysis of PM10 showed a reduction of 9 %, 2 % and 7 % from 2010 to 2012, 2013 and 2014, respectively. Therefore, this new transport system (BRS) has brought benefits to the air quality of the region, because with the reduction and optimization of the bus fleet, there was a vehicles flow organization, reducing congestions and consequently air pollutants emissions.

Keywords: PM10, SO₂, CO, Bus Rapid Service, air quality.

Evaluación del impacto en la calidad del aire después la implantación del BRS en el Río de Janeiro

Resumen: En los grandes centros urbanos, como en la ciudad del Río de Janeiro (RJ), la planificación de la movilidad urbana es de suma importancia en la calidad de vida de los ciudadanos, ya que los inventarios apuntan que los autobuses y camiones son los principales contribuyentes de la contaminación del aire en RJ. En el barrio de Copacabana fue implantado en 2011, un nuevo sistema de transporte, Bus Rapid Service (BRS), que trata de la creación de franjas preferenciales para autobuses en vías ya existentes, priorizando el transporte público colectivo, sin grandes cambios en la estructura vial. Por lo tanto, este estudio pretende evaluar el impacto en la calidad del aire después de la implantación del BRS en Copacabana. Para ello, se utilizaron datos del monitoreo de calidad del aire (PM10, SO2 y CO) de la estación de Copacabana de 2010 a 2016. La análisis a largo plazo de SO2 mostró una reducción de 60 % en 2016 y la de corto período mostró reducción de 72 % en 2014 en comparación con 2010, es decir, antes de la implantación del BRS. La concentración de CO en los periodos de pico redujo 66-76 % en 2016 con respecto a 2010. La análisis de corto período de PM10 mostró una reducción de 9 %, 2 % y 7 % de 2010 para 2012, 2013 y 2014, respectivamente. Por lo tanto, este nuevo sistema de transporte traía beneficios para la calidad del aire de la región, pues con la reducción y optimización de la flota de autobuses, hubo la organización del flujo de vehículos, reduciendo las congestión y las emisiones de los contaminantes atmosféricos.

Palabras clave: PM10, SO2, CO, Bus Rapid Service, Calidad del aire.

INTRODUÇÃO

O transporte público de passageiros na cidade do Rio de Janeiro, passou por mudanças nos últimos anos para receber eventos mundiais como a Copa do Mundo em 2014 e os Jogos Olímpicos em 2016. Embora tenha aumentado o transporte ferroviário com a criação do Veículo Leve sobre Trilho – VLT e a ampliação do metrô ligando a zona sul à zona oeste, o transporte rodoviário continuou sendo destaque na cidade com a implantação dos corredores expressos de ônibus (LINDAU *et al.*, 2016). O incentivo ao transporte público é um reflexo da conscientização sobre a redução do uso de automóveis particulares, que por sua vez, quando intensificados, aumentam os congestionamentos e conseqüentemente, intensificam as emissões de partículas e gases que deterioram a qualidade do ar, deixando a população ao redor mais exposta a estes poluentes (MARTINS *et al.*, 2015; INEA, 2016; VENTURA *et al.*, 2017a).

Vários estudos apontam que a poluição do ar nas áreas urbanas está associada aos problemas agudos e crônicos na saúde humana que pode variar desde pequenas irritações nas vias superiores a doenças cardíacas crônicas e câncer de pulmão. Além disso, as exposições de curto e longo prazo também são associadas à mortalidade prematura e à redução da expectativa de vida (KAMPA e CASTANHAS, 2008; MARTINS *et al.*, 2017).

Portanto, a preocupação com a melhoria da mobilidade urbana, visando a melhoria da trafegabilidade, tais como, a implementação dos corredores de ônibus e projetos funcionais do ponto de vista econômico, social e, principalmente, ambiental são de suma importância para a

qualidade de vida dos cidadãos (LINDAU et al., 2016). Desta forma, na cidade do Rio de Janeiro, como uma forma de tentar otimizar o número de ônibus circulantes e reduzir o número de veículos de passeio foi projetado o Bus Rapid Service - BRS (FETRANSPOR, 2013), que trata-se da criação de faixas preferenciais para ônibus em vias já existentes, sem grandes impactos na estrutura viária, sendo considerado um sistema de transporte de rápida implementação e de baixo custo (FETRANSPOR, 2013; LINDAU et al., 2016). Por esta razão, outras cidades do Brasil também o adotaram, como foi o caso de Fortaleza (Ceará), Manaus (Amazonas) e Recife (Pernambuco) (ETUFOR, 2012; PASSOS, 2013; PREFEITURA DE MANAUS, 2014). Entretanto, não foram identificados dados referentes ao uso do BRS em outros países, tendo em vista que foi um projeto pioneiro e adaptado para a realidade da cidade do Rio de Janeiro (AYURE, 2014).

O bairro de Copacabana na cidade do Rio de Janeiro (RJ), recebeu os primeiros corredores do BRS no início de 2011. Este sistema de transporte pioneiro adotado pelo Rio de Janeiro envolveu as primeiras etapas de racionalização das linhas de ônibus, a reorganização dos pontos de embarque e desembarque de passageiros, de acordo com o destino das viagens e suas respectivas identificações com placas e adesivos. Além disso, proibiu o tráfego dos demais veículos pelas faixas exclusivas para ônibus em determinados horários, com exceção dos táxis com passageiros (RIO ÔNIBUS, 2015; LINDAU et al., 2016).

As partículas inaláveis (PM10) e o dióxido de enxofre (SO₂) são poluentes atmosféricos emitidos, principalmente, por veículos pesados movidos a combustível diesel (GOYAL et al., 2010; INEA, 2016; MARTINS et al., 2017). Neste estudo, se referem as emissões veiculares provenientes dos ônibus circulantes em Copacabana, uma vez que nesta região tem forte proibição de circulação de caminhões em determinados horários por força de Decreto municipal.

O material particulado refere-se a partículas suspensas no ar que podem ser originadas por processos naturais, como spray marinho ou vulcões, ou processos industriais e atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis e incêndios florestais e agrícolas (ZERI et al., 2011). O material particulado também é associado à ressuspensão de poeira causada pelo tráfego de veículos. Essas partículas são classificadas de acordo com seu tamanho aerodinâmico, quanto menor é seu tamanho mais prejudicial é a saúde, uma vez que tem capacidade de penetrar mais profundamente nos alvéolos pulmonares, dificultando trocas gasosas e carreando minerais, substâncias tóxicas e micro-organismos como fungos e bactérias, causando sérias doenças respiratórias (SINGH et al., 2014; VENTURA et al., 2017b; MARTINS et al., 2017)

O SO₂ é um gás tóxico e incolor, que pode ser emitido por fontes naturais, como vulcões e fontes antropogênicas, tais como a combustão de combustíveis fósseis que tenha em sua composição o enxofre (S), como é o caso do carvão e do óleo diesel, consumido pelos ônibus (PEREIRA et al., 2009). No decorrer dos anos ocorreram várias alterações no teor de enxofre nos combustíveis, seguindo as fases de emissão estabelecidas pelo PROCONVE – Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores. Este Programa foi criado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através da Resolução nº 18, em 1986, com o objetivo de redução das emissões de poluentes de veículos novos, com foco na melhoria da qualidade do ar. Sendo assim, foram estabelecidas fases com valores máximos de emissão, qualidade de combustíveis e prazos progressivos de forma que a indústria automobilística e os fornecedores de combustíveis pudessem se adaptar gradativamente para atender a legislação brasileira. Em suas fases iniciais implantadas entre 1989 e 2005 o teor de enxofre do diesel encontrava-se na faixa de 3.000 a 10.000 ppm. Entretanto, nos anos de 2010 e 2011 encontrava-se nos postos de distribuição de combustível o diesel S-500, com teor de enxofre de 500 ppm, a partir de 2012 foi sendo inserido gradativamente o diesel S-10, com 10 ppm de enxofre em sua composição, nas regiões metropolitanas do Brasil e em 2015 e 2016 o uso do diesel S-10 se difundiu nos centros urbanos (COPPETEC, 2011; IBAMA, 2015).

Já o CO é um gás emitido principalmente por veículos leves, como automóveis e motos (INEA, 2016; MARTINS et al., 2017). O monóxido de carbono é um gás incolor e inodoro liberado pela combustão incompleta. A fonte principal de CO é o escape de veículos automotores, mas incêndios florestais e processos industriais, como a fabricação de produtos químicos, também são importantes contribuintes para emissão deste poluente para a atmosfera. Os efeitos negativos à saúde humana estão relacionados à inalação do CO, o qual se combina perfeitamente com a hemoglobina do sangue, formando o carboxihemoglobina, que por sua vez, evita a ligação do oxigênio à hemoglobina durante o processo de respiração, reduzindo a capacidade de transporte de oxigênio pelo sangue até os órgãos vitais e o resto do organismo. Em baixa concentração causa fadiga e dor no peito, em alta concentração pode levar a asfixia e morte. (ZERI et al., 2011; MMA, 2017).

O objetivo deste estudo foi avaliar se a implantação do BRS em Copacabana – RJ trouxe benefícios ambientais, como a melhoria da qualidade do ar, para os cidadãos da região, avaliando as concentrações atmosféricas dos poluentes: material particulado inalável (PM₁₀), dióxido de enxofre (SO₂) e monóxido de carbono (CO).

MATERIAL E MÉTODOS

Os dados meteorológicos e dos poluentes atmosféricos foram coletados a partir do monitoramento da qualidade do ar realizado pela estação automática de Copacabana, pertencente à Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Rio de Janeiro – SMAC. A estação de Copacabana está situada na Praça Cardeal Arcoverde no bairro de Copacabana, zona sul da cidade do Rio de Janeiro (22°57' 53,9"S; 43° 10' 49,75" O). Esta região é bastante residencial e costeira, sua principal fonte de emissão de gases e partículas poluentes para atmosfera é a veicular, devido à presença de vias com grande volume de tráfego diário de veículos leves (automóveis) e pesados (ônibus), no entanto, também recebe influência de aerossóis marítimos (MASSONE et al, 2015; VENTURA et al, 2017b).

A estação de Copacabana possui um raio de abrangência total de 2 km e um parcial de 400 m, onde estão inseridas as vias que foram contempladas com a implantação do BRS (SMAC, 2012). A Figura 1 mostra uma vista aérea da localização da estação e seus raios de abrangência.

Segundo a SMAC (2012), os quadrantes sudeste e parte do sudoeste são constituídos pela praia de Copacabana, enquanto nos quadrantes noroeste, nordeste e também sudoeste existem áreas de encostas com altas declividades acima de 100 m. Ademais, a região conta com a presença edifícios altos, podendo classificar as vias como canyons urbanos, com risco de acumulação de poluentes atmosféricos.

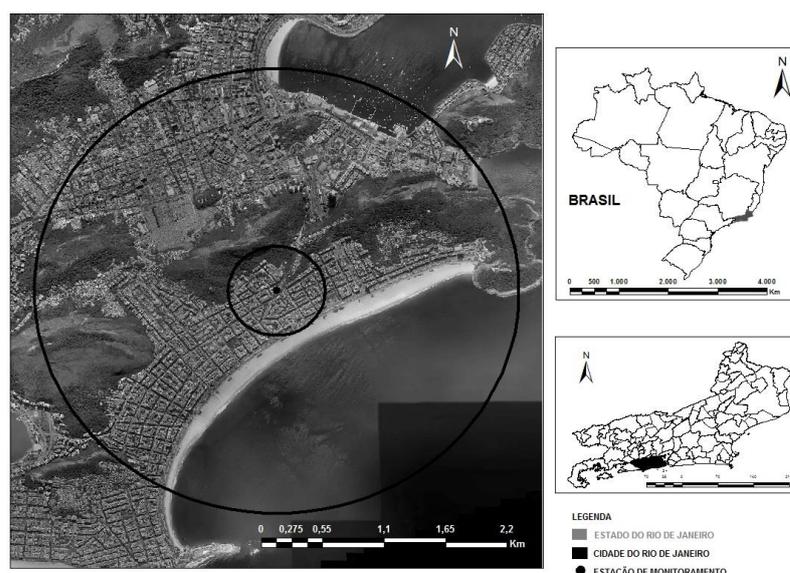


Figura 1. Vista aérea do raio de abrangência da estação de monitoramento da qualidade do ar de Copacabana.

Fonte: Adaptado de Google Earth, 2014.

O material particulado inalável (PM10) foi monitorado pelo analisador Ecotech Spirant BAM, que utiliza o método de atenuação de raios beta, o dióxido de enxofre (SO₂) foi monitorado pelo analisador Ecotech PTY Serinus 50 com detecção por fluorescência e o monóxido de carbono (CO) foi monitorado pelo analisador Ecotech Serinus 30, com detector de infravermelho.

Os dados da estação automática de monitoramento são transmitidos e processados por meio de telemetria, sendo os dados registrados com frequência amostral de quinze minutos. A validação das concentrações dos poluentes atmosféricos e o tratamento estatístico para levantamento das médias horárias, diárias, mensais e anuais, consideram os critérios técnicos de representatividade adotados pelo INEA (Instituto Estadual do Ambiente) e pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), são eles: para média horária, utiliza-se 3/4 das medidas válidas na hora; para média diária, utiliza-se 2/3 das médias horárias válidas no dia; para média mensal, utiliza-se 2/3 das médias diárias válidas no mês; e, para médias anuais, utiliza-se 1/2 das médias diárias válidas para os quadrimestres janeiro-abril, maio-agosto e setembro-dezembro. Segundo a SMAC (2012) para avaliar o desempenho de cada analisador e garantir a qualidade dos dados, os mesmos são verificados a cada 15 dias com gases certificados e quando é identificada a necessidade de intervenção, é realizada a calibração do equipamento.

O período do estudo foi de 2010 a 2016, sendo a amostragem no ano de 2010 correspondente ao período de 06 de fevereiro a 31 de dezembro e dos anos de 2011 a 2016 de 01 de janeiro a 31 de dezembro.

Os poluentes atmosféricos foram comparados com os limites estabelecidos pelos padrões nacionais de qualidade do ar (PQAR) estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 03, de 28 de junho de 1990 (CONAMA, 1990).

Para todos os poluentes foram calculados as variações anuais de suas concentrações em relação ao ano anterior à implantação do BRS (2010) e os anos subsequentes. Além disso, foi realizada a avaliação do perfil do comportamento mensal anual para o PM10 e o SO₂ e horário para CO.

Foi aplicado o teste t-student com nível de confiança de 95 %, para comparar estatisticamente as médias das concentrações dos poluentes atmosféricos entre os anos de estudo. Entretanto, antes de fazer as comparações das médias foram verificadas as variâncias, segundo o teste de Levene.

Avaliação do impacto na qualidade do ar após implantação do BRS no Rio de Janeiro

A fim de verificar o comportamento atmosférico de Copacabana, foram aplicadas duas técnicas de análise multivariada: análise hierárquica de clusters (HCA), pelo método de Ward com distância redimensionada, e análise das componentes principais (PCA), pelo método de Kaizer, aos dados horários das variáveis meteorológicas precipitação pluviométrica (PP), umidade relativa (UR), temperatura (T), radiação solar (RS), direção (DV) e velocidade do vento (VV) juntamente aos dados dos poluentes atmosféricos PM₁₀, SO₂, CO do período de 2010 a 2016. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando a plataforma de computação estatística R (R Development Core Team 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados da estação de monitoramento de Copacabana foram comparados com os padrões de qualidade do ar (PQAR) estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 03, de 28 de junho de 1990, e estão apresentados na tabela 1. Os padrões foram separados por valores máximos anuais, que representam a exposição de curto período e médias anuais que representam a exposição de longo período.

Tabela 1. Análise de longo e curto período para todos os poluentes monitorados de 2010 a 2016.

Poluente	Anos	N	Longo Período				Curto período			
			C média anual	Padrão de Longo Período ¹	Δ C média em relação à 2010	Δ C médias ano a ano	C máx. anual	Padrão de Curto Período ¹	Δ C máx. em relação à 2010	Δ C máx. ano a ano
PM ₁₀ 24h (g m ⁻³)	2010	269	54	50	-	-	115	150	-	-
	2011	361	59	50	9 %	9 %	120	150	4 %	4 %
	2012	345	55	50	2 %	-7 %	105	150	-9 %	-13 %
	2013	365	54	50	0 %	-2 %	113	150	-2 %	8 %
	2014	352	53	50	-2 %	-2 %	107	150	-7 %	-5 %
	2015	363	56	50	4 %	6 %	132	150	14 %	22 %
	2016	352	61	50	13 %	9 %	128	150	11 %	-2 %
SO ₂ 24h (g m ⁻³)	2010	229	5	80	-	-	43	365	-	-
	2011	363	4	80	-20 %	-20 %	14	365	-67 %	-67 %

	2012	332	6	80	20 %	50 %	20	365	-53 %	43 %
	2013	353	4	80	-20 %	-33 %	20	365	-53 %	0 %
	2014	352	5	80	0 %	25 %	12	365	-72 %	-40 %
	2015	362	3	80	-40 %	-40 %	14	365	-67 %	17 %
	2016	353	2	80	-60 %	-33 %	15	365	-65 %	7 %
CO - lh (ppm)	2010	6509	-	-	-	-	2.1	35	-	-
	2011	8635	-	-	-	-	2.7	35	29 %	29 %
	2012	8281	-	-	-	-	3.1	35	48 %	15 %
	2013	8477	-	-	-	-	2.9	35	38 %	-6 %
	2014	8013	-	-	-	-	2.4	35	14 %	-17 %
	2015	8605	-	-	-	-	2.4	35	14 %	0 %
	2016	8406	-	-	-	-	1.9	35	-10 %	-32 %

Nota: I padrões da qualidade do ar (Brasil, 1990).

Fonte: Adaptado SMAC, 2012.

De modo a investigar estatisticamente os resultados obtidos nas análises de curto e de longo período de exposição a cada um dos poluentes atmosféricos monitorados, o teste t-student foi realizado e os resultados apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Teste t-student aplicado aos poluentes monitorados em Copacabana ao longo de 2010 a 2016.

Período	CO			PM ₁₀			SO ₂		
	t	p	H0	t	p	H0	t	p	H0
2010 -2011	0,538	0,591	H0	-3,902	0,001	HI	4,076	0,001	HI
2010 - 2012	0,091	0,927	H0	-0,260	0,795	H0	-3,214	0,001	HI
2010 -2013	16,316	0,001	HI	-0,054	0,957	H0	3,462	0,001	HI
2010 - 2014	15,167	0,001	HI	0,839	0,402	H0	6,351	0,001	HI
2010 -2015	45,870	0,001	HI	-0,991	0,322	H0	5,712	0,001	HI
2010 - 2016	60,841	0,001	HI	-5,191	0,001	HI	9,434	0,001	HI
2011 -2012	-0,425	0,671	H0	4,146	0,001	HI	-9,636	0,001	HI
2011 - 2013	16,244	0,001	HI	4,397	0,001	HI	-0,354	0,724	H0



Avaliação do impacto na qualidade do ar após implantação do BRS no Rio de Janeiro

2011 - 2014	15,089	0,001	HI	4,918	0,001	HI	4,074	0,001	HI
2011 - 2015	47,289	0,001	HI	3,128	0,002	HI	2,954	0,003	HI
2011 - 2016	57,421	0,001	HI	-1,186	0,236	H0	9,552	0,001	HI
2012 - 2013	15,648	0,001	HI	0,240	0,810	H0	8,077	0,001	HI
2012 - 2014	14,461	0,001	HI	1,215	0,225	H0	12,361	0,001	HI
2012 - 2015	43,325	0,001	HI	-0,846	0,398	H0	11,479	0,001	HI
2012 - 2016	52,673	0,001	HI	-5,669	0,001	HI	16,181	0,001	HI
2013 - 2014	-2,322	0,001	HI	1,008	0,314	H0	3,503	0,001	HI
2013 - 2015	25,986	0,001	HI	-1,077	0,282	H0	2,656	0,001	HI
2013 - 2016	35,123	0,001	HI	-5,948	0,001	HI	7,726	0,001	HI
2014 - 2015	32,141	0,001	HI	-1,921	0,055	H0	-0,984	0,326	H0
2014 - 2016	44,014	0,001	HI	-6,309	0,001	HI	5,325	0,001	HI
2015 - 2016	13,022	0,001	HI	-4,492	0,001	HI	6,170	0,001	HI

Nota: H0= $p > 0,05$ = as concentrações médias dos dois grupos são estatisticamente iguais. HI= $p < 0,05$ = as concentrações médias dos dois grupos são estatisticamente diferentes.

Fonte: Autores, 2016.

A análise de longo período de PM10 apresentada na Tabela 1 mostrou que apenas 2014 registrou concentração média anual (53 g m^{-3}) inferior a concentração média de 2010 (54 g m^{-3}). No entanto, notou-se que as concentrações médias dos anos de 2010, 2012, 2013, 2014 e 2015 estiveram bem próximas, variando de 53 g m^{-3} a 56 g m^{-3} . Além disso, houve redução da concentração média anual de 2% de 2012 para 2013 e de 2013 para 2014.

Apenas 2011 e 2016 apresentaram concentrações médias anuais mais elevadas em relação aos demais anos investigados, registrando 59 g m^{-3} e 61 g m^{-3} , respectivamente.

Observando tais valores, pode-se dizer que as concentrações médias anuais apresentaram baixas variações e ainda assim estiveram acima do padrão estabelecido para exposição de longo período (50 g m^{-3}), o que significa que todos os períodos em estudo estiveram em desconformidade com a legislação ambiental brasileira.

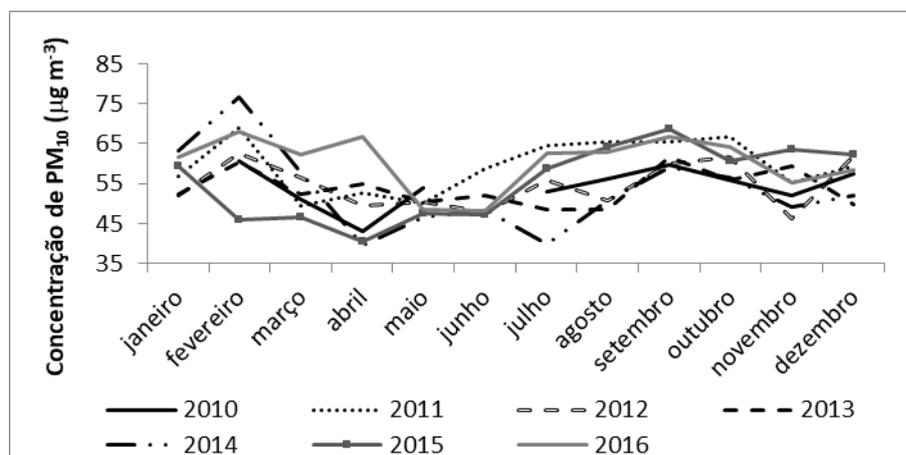
A análise de curto período de PM10 mostrou que as concentrações máximas anuais de 2012, 2013 e 2014 reduziram 9 %, 2 % e 7 %, respectivamente, em relação à 2010, no entanto, houve um aumento de 4% em 2011, 14 % em 2015 e 11 % em 2016. Porém, o padrão estabelecido para exposição de curto período (150 g m^{-3}) não foi ultrapassado nos anos avaliados.

Na análise do perfil comportamental das concentrações mensais de PM10 apresentada no gráfico, em comparação à 2010, pôde-se observar que as concentrações médias mensais



dos anos de 2011 e 2016 foram mais elevadas e as concentrações de 2015 estiveram mais elevadas no segundo semestre. As concentrações mensais dos demais anos estiveram próximas das de 2010.

Gráfico 1. Concentrações médias mensais de PM_{10} ao longo de 2010 a 2016 em Copacabana



Fonte: Adaptado SMAC, 2012.

Todas estas análises foram corroboradas pelo teste t-student apresentado na Tabela 2. Segundo o teste estatístico, a série de dados de 2010 foi semelhante aos anos de 2012, 2013, 2014 e 2015, sendo diferente dos anos de 2011 e 2016.

De maneira geral, observando ainda o gráfico 1, notou-se que as maiores concentrações médias mensais de PM_{10} ocorreram na primavera (de 22 de setembro a 21 de dezembro) e verão (de 21 de dezembro a 20 de março). Nestas épocas do ano, a atmosfera encontra-se em níveis de instabilidade, havendo bastante troca de massa de ar, responsável pela formação de ventos horizontais e verticais, os quais por sua vez podem estar carreando aerossóis marinhos do oceano para o sensor de medição deste poluente, como foi observado por Torraca (2012) em estudos anteriores na região, no período de julho de 2010 e julho de 2011. Torraca (2012) percebeu que ventos com direção proveniente do oceano e com altas velocidades, estavam mais associados a maiores níveis de concentração de partículas inaláveis. O pesquisador concluiu que estes fatos indicaram que grande parte desse particulado encontrado pode ter sido proveniente do sal marinho oriundo do oceano, tendo em vista que na região atua sistemas de baixa pressão que conduz a ocorrência de ventos de direção sul, carreando spray marinho.

Avaliação do impacto na qualidade do ar após implantação do BRS no Rio de Janeiro

Outros estudos verificaram a presença de elementos da composição do sal marinho associados ao material particulado em locais costeiros da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, como é o caso de Godoy (2009) e Ventura et al. (2017b). Godoy (2009) também observou que elementos associados à poeira do solo, como Al e Fe, também estavam presentes na fração de aerossol de modo grosseiro, como é o caso do PM10.

Portanto, diante de todos os fatos abordados, não foi observado relação direta das concentrações de PM10 com a implantação do BRS, pois o monitoramento automático em Copacabana – RJ pode estar sofrendo influência do spray marinho proveniente do oceano e da ressuspensão de poeira do solo, devido ao intenso fluxo de veículos (SOLCI e FREITAS, 2009), além da contribuição do ponto de ônibus localizado ao lado da estação de monitoramento, uma vez que os veículos em aceleração e frenagem tendem a emitir mais poluentes atmosféricos.

Segundo a análise de longo período apresentado na Tabela 1, em relação à 2010, as concentrações médias anuais do S02 apresentaram redução de 20 % em 2011 e 2013, 40 % em 2015 e 60 % em 2016. No entanto, 2012 registrou um aumento de 20%, enquanto 2014 manteve-se com a mesma média de 2010. Na avaliação de um ano com o ano subsequente, houve redução na média anual de 33 % de 2012 para 2013, de 40 % de 2014 para 2015, e de 33 % de 2015 para 2016.

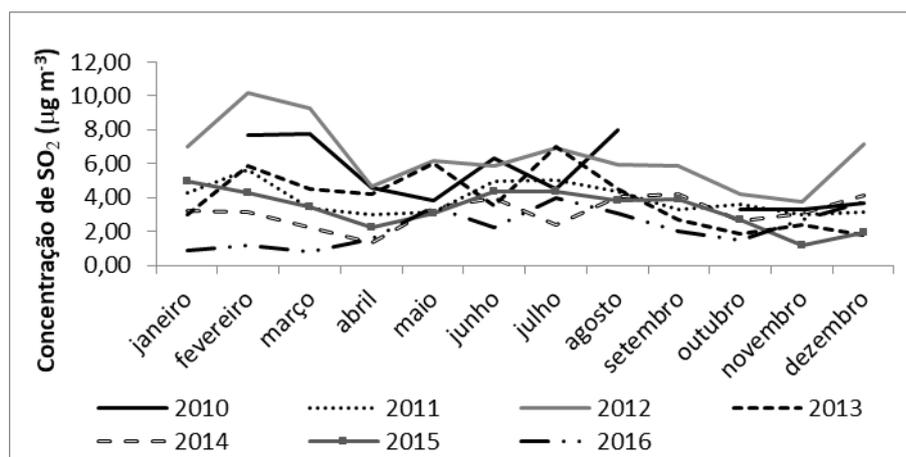
Embora a concentração média anual de 2010 tenha registrado 5 m⁻³, valor muito semelhante aos demais anos analisados, sua concentração máxima foi de 43 g m⁻³, estando 53 % acima da maior concentração registrada.

Na análise de curto período também apresentada na Tabela 1, pôde-se notar reduções significativas nas concentrações máximas anuais de S02, sendo 67 % em 2011, 53 % em 2012 e 2013, 72 % em 2014, 67 % em 2015 e 65 % em 2016 em comparação ao ano anterior à implantação do BRS (2010).

As concentrações médias anuais e as máximas anuais estiveram muito abaixo do PQAR estabelecido pela Resolução CONAMA no 03/90.

O teste t-student pôde analisar toda a série de dados, revelando que o ano de 2010 foi diferente de todos os outros anos. A análise do comportamento da média mensal anual, apresentada no gráfico 2, também mostrou que 2010 foi um ano com as concentrações de S02 mais elevadas em relação aos demais anos estudados, estando atrás somente de 2012.

Gráfico 2. Concentrações médias mensais de S02 ao longo de 2010 a 2016 em Copacabana



Fonte: Adaptado SMAC, 2012.

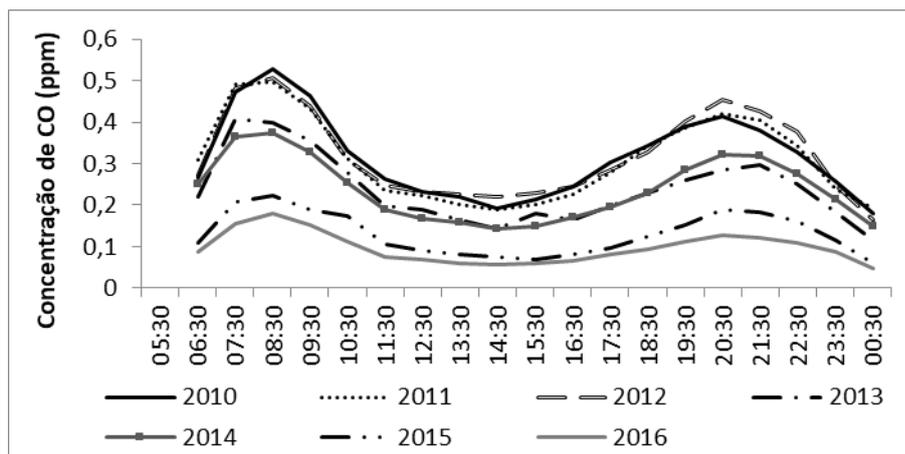
Diante destes resultados, é possível concluir que as concentrações de SO₂ reduziram substancialmente ao longo dos anos analisados, o que pode ser consequência das reduções do teor de enxofre no combustível diesel, usado pelos ônibus, de acordo com as fases implementadas do PROCONVE. Em 2010 e 2011 o diesel utilizado era o S-500, a partir de 2012 foi sendo inserido gradativamente o diesel S-10 nas regiões metropolitanas do Brasil. Em 2015 e 2016 já se usava o diesel S-10 (COPPETEC, 2011; IBAMA, 2015).

Além disso, houve a contribuição do novo projeto viário de transporte, BRS, com a racionalização de muitas linhas de ônibus, a organização e a melhoria do fluxo de veículos, na redução dos congestionamentos e por consequência das emissões dos poluentes atmosféricos emitidos pelos veículos.

A análise de curto período de CO, na Tabela 1, mostrou que 2012 registrou a concentração máxima horária mais altas de CO (3,1 ppm), estando a frente dos anos de 2013 (2,9 ppm), 2015 (2,4 ppm), 2011 (2,7 ppm) e 2014 (2,4 ppm). O ano de 2016 (1,9 ppm) foi o único que registrou queda em relação a 2010 (2,1 ppm), reduzindo-se 10 %. No entanto, todas as concentrações estiveram abaixo do PQAR estabelecido pela legislação vigente (35 ppm).

O comportamento das médias horárias de CO nos anos de 2010 a 2016 estão apresentadas no gráfico 3, a qual mostrou que em Copacabana as concentrações de CO foram mais elevadas nos períodos entre 7:30 h e 10:30 h (manhã) e entre 18:30 h e 22:30 h (noite). Estes períodos são de fluxo intenso de veículos, uma vez que a população realiza normalmente o deslocamento casa-trabalho-casa nestes horários. Estas horas do dia estão sujeitas a congestionamentos, que por sua vez, contribuem para o aumento das emissões de poluentes atmosféricos no ar.

Gráfico 3. Concentrações médias horárias anuais de CO ao longo de 2010 a 2016 em Copacabana



Fonte: Adaptado SMAC, 2012.

Ainda, observando o Gráfico 3 e a Tabela 3, notou-se que as maiores concentrações médias horárias foram observadas em 2010, 2011 e 2012, onde o pico na parte da manhã foram de 0,53 ppm, 0,50 ppm e 0,51 ppm, respectivamente, e o pico da noite variou de 0,41ppm a 0,45 ppm. De 2010 para 2013 e 2014 houve uma redução nas concentrações médias horárias, de 25 % e 30 % no pico da manhã e 29 % e 22 %, no pico da noite, respectivamente. Em 2015 e 2016 as concentrações médias horárias reduziram ainda mais em relação aos demais anos, registrando concentrações de pico no período da manhã de 0,22 ppm e 0,18 ppm e o pico da noite de 0,19 ppm e 0,13 ppm, respectivamente, como mostra a Tabela 3.

Tabela 3. Concentrações de pico nos horários da manhã e noite ao longo de 2010 a 2016 em Copacabana

Concentrações máximas de CO (ppm)				
Anos	08:30	20:30	08:30	20:30
2010	0,53	0,41	-	-
2011	0,50	0,42	-6 %	-20 %
2012	0,51	0,45	-4 %	-14 %
2013	0,40	0,29	-25 %	-46 %
2014	0,37	0,32	-29 %	-39 %
2015	0,22	0,19	-58 %	-64 %
2016	0,18	0,13	-66 %	-76 %

Fonte: Adaptado SMAC, 2012.

O teste t-student (Tabela 2) corroborou com a análise do comportamento das concentrações médias horárias de CO ao longo dos anos de 2010 a 2016, onde foi possível notar que as concentrações monitoradas dos anos de 2010 a 2012 tiveram comportamento

semelhantes. Ambas as análises foram de grande importância para este estudo, as quais auxiliaram na interpretação dos dados.

Diante destes resultados, pode-se dizer que a redução observada nas concentrações de CO nos anos após a implantação do BRS pode ser uma consequência indireta da criação do corredor expresso de ônibus, o qual aumentou a fluidez do trânsito, diminuindo os congestionamentos e conseqüentemente as emissões de CO emitidas pelos veículos leves.

A fim de avaliar o comportamento atmosférico em Copacabana, a análise hierárquica de cluster (HCA) foi aplicada à todas as variáveis meteorológicas e aos poluentes monitorados entre os anos de 2010 a 2016.

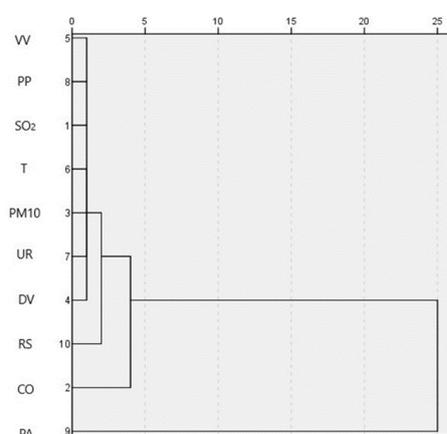


Figura 2. Dendrograma das variáveis meteorológicas e dos poluentes monitorados em Copacabana de 2010 a 2016.

Fonte: Autores, 2018.

O dendrograma (Figura 2) revelou alta similaridade entre as variáveis velocidade e direção do vento, precipitação pluviométrica, umidade relativa, temperatura, SO₂ e PM₁₀, formando assim um grupo. Porém, as demais variáveis estudadas não mostraram quaisquer similaridades, por não possuírem interação, não formando novos grupos.

Observando estes resultados, pode-se dizer que VV, DV, PP, T e UR influenciaram nas concentrações de SO₂ e PM₁₀. No entanto, as concentrações de CO, poluente emitido por veículos leves, não apresentou interação significativa com as variáveis meteorológicas. Portanto, a redução deste poluente tem pouca probabilidade de ser devido a variações meteorológicas, mas sim devido à organização do trânsito resultado da implantação do BRS.

De modo a compreender melhor os resultados da HCA, foi realizada a análise de componentes principais (PCA), considerando autovalores acima de 1. Esta análise indicou 4 grupos, explicando 67 % da variância.

Avaliação do impacto na qualidade do ar após implantação do BRS no Rio de Janeiro

A PCA revelou que as variáveis meteorológicas que mais influenciaram nas concentrações de SO₂ e PM₁₀ foram a temperatura (87 %), a precipitação pluviométrica (83 %) e a umidade relativa do ar (80 %). Entretanto, a direção do vento e velocidade do vento tiveram pouca influência nas concentrações destes poluentes (< 55%).

Após a rotação das componentes principais pelo método varimax, a matriz de componentes mostra que PP aparece como a variável com mais interações com as demais variáveis.

Em contrapartida, na mesma matriz de componentes principais foram observadas interações não percebidas na análise de clusters, como é o caso da radiação solar que, na primeira componente mostrou-se inversamente proporcional a UR e, na segunda componente apresentou uma relação direta entre o SO₂ e o CO, que corrobora com as análises realizadas anteriormente, onde foi observado que houve reduções destes poluentes nos anos avaliados.

Portanto, os resultados das análises multivariadas indicaram que a dispersão dos poluentes atmosféricos analisados, principalmente aqueles emitidos pelos ônibus (SO₂ e PM₁₀), ocorreram em dias com alta umidade relativa do ar e precipitações pluviométricas, assim como em dias ensolarados com altas temperaturas. Segundo Ventura (2015), o aumento da umidade do ar, propicia a formação de nuvens que, conseqüentemente, pode acarretar em precipitações pluviométricas. Esta, por sua vez, carrega para a superfície as partículas finas suspensas na atmosfera por deposição úmida, auxiliando na dispersão do poluente atmosférico. Além disso, em dias em que a radiação solar é intensa, a temperatura do ar também se eleva, criando movimentos verticais ascendentes mais pronunciados, de convecção, gerando um eficiente deslocamento dos poluentes localizados dos níveis inferiores para os níveis mais elevados, reduzindo assim as concentrações monitoradas nas estações de qualidade do ar.

CONCLUSÃO

Este estudo avaliou o impacto na qualidade do ar de um sistema viário de transporte coletivo inovador (BRS), que vêm sendo gradativamente ampliado para outras regiões da cidade do Rio de Janeiro, cujo seu objetivo principal era melhorar a mobilidade urbana dos cidadãos cariocas.

Todas as análises realizadas neste estudo mostraram reduções das concentrações de SO₂ e de CO após a otimização e redução das linhas de ônibus resultante do novo sistema de

transporte, BRS. Logo, este sistema trouxe melhorias para qualidade do ar da região. No entanto, não se pode dizer o mesmo das concentrações do PM10, pois o monitoramento deste poluente pode estar sendo influenciado por outros fatores, tais como os aerossóis marinhos do oceano, a ressuspensão de poeira do solo e as emissões diretas de particulados oriundos dos ônibus estacionados no ponto de parada localizado em frente à estação de monitoramento, os quais dificultam a mensuração da influência das emissões oriundas no BRS.

A análise de comportamento atmosférico mostrou que a precipitação pluviométrica, temperatura e umidade relativa do ar tiveram maior influência na dispersão dos poluentes atmosféricos (PM10 e SO₂).

Devido à ausência de dados de monitoramento da qualidade do ar em anos anteriores a implantação do BRS, o estudo limitou-se a comparar os resultados ao ano de 2010. Dessa forma, o fato de ter usado 2010 como referência absoluta, não garante que somente o BRS tenha contribuído para a melhoria da qualidade do ar local.

AGRADECIMENTO

A Secretaria Municipal de Meio Ambiente do Rio de Janeiro (SMAC) pela cessão dos dados do monitoramento da qualidade do ar da estação automática de Copacabana - RJ.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYURE, D. A. M.. **Uma Proposta de Classificação de Bus Rapid System (BRS) Utilizando Simulação**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Transportes) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Brasil. Resolução CONAMA nº 03 de 28 de junho de 1990. **Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR**. Brasília - DF, 1990.

Brasil. Resolução CONAMA nº 18 de 06 de maio de 1986. **Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE**. Brasília - DF, 1986.

ETUFOR - Empresa de Transporte Urbano de Fortaleza. **Mobilidade com Qualidade - Avaliação da Implantação BRS - FOR (Bezerra de Menezes)**. Fortaleza, 2012. Disponível em: <http://www.fortaleza.ce.gov.br/sites/default/files/ul77/brs-for_avaliacao_14-09-2012.pdf>. Acessado em 11 set 2014.

FETRANSPOR - Federação das Empresas de Transportes de Passageiros do Estado do Rio de Janeiro. **Manual de implementação BRS - Bus Rapid Service. Rio de Janeiro, 2013**. Disponível em: <http://www.fetranspordocs.com.br/downloads/03BRS-Manual_ANTP-20131002.pdf>. Acessado em 12 mai 2017.

FUNDAÇÃO COPPETEC - Coordenação de Projetos, Pesquisas e Estudos Tecnológicos. **Inventário de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2011.

Avaliação do impacto na qualidade do ar após implantação do BRS no Rio de Janeiro

GODOY, M. L. D. P.; GODOY, J. M.; ROLDÃO, L. A.; SOLURI, D. S.; DONAGEMMA, R. A.. **Coarse and fine aerosol source apportionment in Rio de Janeiro, Brazil**. Atmospheric Environment, v.43, n. 43, p. 2366-2374, 2009.

GOYAL, P.; JAISWAL, N.; KUMAR, A.; DADOO, J.K.; DWARAKANATH, M.. **Air quality impact assessment of NO_x and PM due to diesel vehicles in Delh**. Transportation Research Part D: Transport and Environment, v.15, n.5, p.298-303, 2010.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Programas de Controle de Emissões Veiculares**. Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/areas-tematicas-qa/programa-proconve>>. Acessado em 31 ago 2015.

INEA - Instituto Estadual do Ambiente. **Relatório anual da qualidade do ar 2016 - ano base 2015**. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<http://www.INEA.rj.gov.br>>. Acessado em 21 set 2017.

LINDAU, L. A.; PETZHOLD, G.; TAVARES, V. B.; FACCHINI, D.. **Mega events and the transformation of Rio de Janeiro into a mass-transit city**. Research in Transportation Economics, v.59, p. 196 - 203, 2016.

MARTINS, E. M.; FORTES, J. D. N.; LESSA, R. A.. **Modeling of air pollutants dispersion: dispersion model assessment issued by vehicles pollutants**. Revista Internacional de Ciências, v.5, n.1, p. 2-19, 2015.

MARTINS, E. M.; MEIRELES, A. R.; MAGALHAES, F. R.; CARVALHO, J. B. B.; RIBEIRO, M. M.. **Concentrações de poluentes atmosféricos no Rio de Janeiro em relação a normas nacionais e internacionais**. Revista Internacional de Ciências, v. 07, n.1, p. 32 - 48, 2017.

MASSONE, C. G.; WAGENER, A. L. R.; ABREU, H. M.; GIODA, A.. **Hydrocarbon concentration and source appraisal in atmospheric particulate matter (PM_{2.5}) of an urban tropical area**. Environmental Science and Pollution Research, v.22, p.14767-14780, 2015.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Poluentes Atmosféricos**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosf%C3%A9ricos>>. Acessado em 03 ago 2017.

PASSOS, T.. **Mobilidade - Mais corredores de ônibus em Recife**. Recife, 2013. Disponível em: <<http://blogs.diariodepernambuco.com.br/mobilidadeurbana/2013/06/mais-corredores-de-onibus-de-recife>>. Acessado em 12 out 2015.

PEREIRA, L.; BRAGA, A.; MORIMOTO, T.; BRAGA, L.; ANDRE, P. A.; SALDIVA, P.. **Association between low birthweight and air pollution in an industrial Brazilian city**. Epidemiology, v.20, n.6, p. S82-S82, 2009.

PREFEITURA DE MANAUS. **Infraestrutura-Prefeitura conclui primeiro corredor viário do BRS**. Manaus, 2014. Disponível em: <<http://seminf.manaus.am.gov.br/prefeitura-conclui-primeiro-corredor-viario-do-brs>>. Acessado em 06 set 2014.

R Development Core Team. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2011. Disponível em: <http://www.R-project.org/>

RIO ÔNIBUS. **Rio Ônibus - Projetos de Transportes**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://www.rioonibus.com/rio-onibus/projetos-de-transporte/#detalhes-dos-projetos>>. Acessado em 14 de junho de 2016

SINGH, A. K.; SINGH, S. P.; KUMAR, G; DEO, B.. **Assessment on particulate pollution in Sindri after closure of Sindri unit of fertilizer Corporation of India/ (FCI)**. International Journal of Current Engineering and Technology, v.4, p. 376, 2014.

SMAC - Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Relatório da Rede MonitorAr-Rio 2011/2012**. Rio de Janeiro, p. 71-74, 2012.

SOLCI, M. C.; FREITAS, A. M.. **Caracterização do MP₁₀ e do MP_{2.5} e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de Londrina**. Química Nova, v.32, n.7, p.1750-1754, 2009.

TORRACA, H. B. B.. **Aplicação de técnicas de mineração de dados na avaliação da relação das condições atmosféricas com as concentrações de particulados nas estações de Copacabana e São Cristóvão.** 2012. Monografia (Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente) - Universidade Federal Fluminense, Niterói.

VENTURA, L. M. B.. **Avaliação quimiométrica do comportamento do material particulado fino na atmosfera no estado do Rio de Janeiro.** Tese (doutorado) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Química p.149 - 223, 2015.

VENTURA, L. M. B.; PINTO, F. DE O.; SOARES, L. M.; LUNA, A. S.; GIODA, A.. **Evaluation of air quality in a megacity using statistics tools.** *Meteorology and Atmospheric Physics*, p.1-10, 2017a.

VENTURA, L. M. B.; MATEUS, V. L.; ALMEIDA, A. C. S. L.; WANDERLEY, K. B.; TAIRA, F. T.; SAINT'PIERRE, T. D.; GIODA, A.. **Chemical composition of fine particles (PM_{2.5}): water-soluble organic fraction and trace metals.** *Air Quality, Atmosphere & Health*, v.10, p.845-852, 2017b.

ZERI, M.; JÚNIOR, J. F. O.; LYRA, G. B.. Spatiotemporal analysis of particulate matter, sulfur dioxide and carbon monoxide concentrations over the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Meteorology and Atmospheric Physics*, v.113, p.139-152, 2011.