



Universidade de Brasília
IG/ IB/ IQ/ FACE-ECO/ CDS
Ciências Ambientais

AIRTON RENER PESTANA DO NASCIMENTO

**MONÓXIDO DE CARBONO E MATERIAL PARTICULADO NA
ATMOSFERA DO DISTRITO FEDERAL:
Mapeamento espaço-temporal e processos de geração/atenuação**

Brasília - DF
Agosto de 2016

AIRTON RENER PESTANA DO NASCIMENTO

**MONÓXIDO DE CARBONO E MATERIAL PARTICULADO NA
ATMOSFERA DO DISTRITO FEDERAL:
Mapeamento espaço-temporal e processos de geração/atenuação**

Trabalho apresentado ao curso de graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção de grau de bacharel em Ciências Ambientais, sob orientação do professor Drº Carlos Henke de Oliveira.

Brasília - DF
Agosto de 2016

NASCIMENTO, A. R. P.

Monóxido de Carbono e Material Particulado na Atmosfera do Distrito Federal:
mapeamento espaço-temporal e processos de geração/atenuação.

Orientação: Dr. Carlos Henke de Oliveira.

77 páginas.

Projeto final em ciências ambientais – Consórcio IG/ IB/ IQ/ FACE-ECO/ CDS –
Universidade de Brasília.

Brasília – DF, 2016

1. Monóxido de carbono – 2. Material particulado – 3. Atmosfera – 4. Variações
espaciais e temporais – 5. Distrito Federal

**MONÓXIDO DE CARBONO E MATERIAL PARTICULADO NA
ATMOSFERA DO DISTRITO FEDERAL:**

Mapeamento espaço-temporal e processos de geração/atenuação

Airton Rener Pestana do Nascimento

Prof. Orientador: Dr. Carlos Henke de Oliveira

Brasília-DF, 23 de agosto de 2016

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Carlos Henke de Oliveira (Orientador)
Instituto de Ciências Biológicas – UnB

Prof. Dr. Jeremie Garnier (Avaliador)
Instituto de Geociências – UnB

Prof. Dr. Pedro Henrique Zuchi da Conceição (Avaliador)
Faculdade de Economia, Administração, Contabilidade e Gestão de
Políticas Públicas – UnB

Na realidade física, uma causa não produz um efeito, mas uma multidão de causas distintas contribui para produzi-lo, sem que se tenha qualquer meio de discernir o papel de cada uma delas.

Henri Poincaré

AGRADECIMENTO

Agradeço a toda minha família, em especial meu pai, José Airton, minha mãe, Francisca Maria, e meu irmão, Rômulo André, pelo apoio, motivação e confiança.

Agradeço aos meus familiares de Brasília; Stélia Moraes, Antônio Pinto, Taiane Pestana, Juliano Pestana e Iêda Pestana, os quais me receberam com muito carinho nessa cidade.

Agradeço aos meus amigos que sempre estiveram ao meu lado nessa jornada.

Agradeço a todos os professores da Universidade de Brasília que fizeram parte da minha formação acadêmica e que contribuíram para minha visão interdisciplinar.

Agradeço ao professor Dr^o Carlos Henke de Oliveira pela oportunidade, orientação, confiança, amizade e por ter despertado em mim o interesse pela ciência e pela carreira acadêmica.

Agradeço ao pessoal do Laboratório de Ecologia Aplicada, Luzia Almeida, Raquel Fetter e Romero Gomes, por toda forma de ajuda e apoio.

Agradeço ao professor Dr^o Pedro Henrique Zuchi, coordenador do curso de ciências ambientais, pela disposição e dedicação em fazer desse curso cada vez melhor.

Agradeço ao professor Dr^o Jeremie Garnier, pelo interesse e disposição de avaliar esse trabalho.

Agradeço a secretária do curso Elaine Souto, pela receptividade e carisma ao atender as demandas dos estudantes.

Finalmente, agradeço a força maior, ao espaço-tempo e toda forma de energia e matéria que me fizeram chegar até aqui.

RESUMO

A poluição do ar é um problema frequente em quase todos os centros urbanos, prejudicando os ecossistemas e causando risco à saúde e à qualidade de vida das pessoas que nelas vivem. Dentre os principais poluentes abordados na literatura, o material particulado (MP) e o monóxido de carbono (CO) ganham destaque por apresentarem fontes de emissões típicas nas áreas urbanas, principalmente associadas a frota e veicular. Diante desse contexto e de que esses poluentes não são monitorados pelo órgão ambiental de Brasília, este trabalho tem como principais objetivos; mapear as concentrações desses poluentes, compreender suas variações espaciais e temporais, além de compreender alguns mecanismos que influenciam no aumento e na atenuação desses poluentes. Para isso foi utilizado a sonda SAPHIRA 3, um equipamento móvel composto por vários sensores eletrônicos de baixo custo, dentre eles sensores que medem concentrações de MP e CO. As amostragens foram realizadas em algumas das principais vias de Brasília como nos Eixos Rodoviários, EPIA e EPTT, instalando-se essa sonda em um automóvel e uma bicicleta. O estudo concentrou-se num período de 4 semanas, nos meses de maio e junho de 2016. Os resultados mostram que as concentrações de média de MP e CO em Brasília são relativamente baixas, porém alguns picos diários excedem o que é indicado pelos padrões de qualidade do ar, podendo causar danos à saúde de grupos de risco. A velocidade do vento é um fator meteorológico que está correlacionado com as concentrações desses poluentes, possivelmente contribuindo com a dispersão destes. O número de carros circulando nas vias aumenta a emissão e, conseqüentemente, a concentração de CO e MP. Porém, isso depende muito dos aspectos qualitativos relacionados à própria frota veicular. Dentre as vias amostradas, a EPIA e a EPTT são as que apresentam maiores concentrações de ambos os poluentes em quase todos os turnos. Também se observa uma nítida diferença entre as variações de MP e CO entre os dias úteis e fim de semana, porém não é um padrão notado em todas as vias amostradas.

Palavras-chave: material particulado, monóxido de carbono, variações espaciais e temporais, atmosfera, Distrito Federal.

ABSTRACT

Air pollution is a frequent environmental problem for almost every urban centers. It affects ecosystems and causes risk to health and life quality of people who live there. Particulate matter (PM) and carbon monoxide (CO) are atmospheric pollutants highlighted by presenting typical sources of emissions in urban areas associated mainly to vehicular traffic. Due the fact that the environmental agency of Brasilia do not conduce monitoring for those factors, this research aims to mapping pollutants concentrations, understand their spatial and temporal variations, as well some mechanisms that influence it increase and decrease. The samples were taking using the SAPHIRA 3, a mobile device composed of various electronic sensors, including these for MP and CO concentrations. The mobile samplings (using an automobile and a bicycle) were carried out along four weeks between May and June 2016, in some of the urban roads of the Federal District as *Eixos Rodoviários*, *EPIA* and *EPTT*. The results indicate relatively low average concentrations of PM and CO in Brasilia, but some daily peaks exceed the concentrations for air quality standards and may cause damage to the health of risk groups. The wind speed is a weather factor that is correlated to pollutants concentrations, possibly contributing to its dispersion. The number of cars moving on the roads increases the emission and consequently the concentration of CO and MP. However, it depends largely on the qualitative aspects related to the composition of vehicular traffic. Among the sampled routes, the EPIA and EPTT showed higher concentrations of both pollutants at almost every turn. There is a notable difference for variations of pollutants between weekday and weekend, but is only noticed for some particular route.

Keywords: particulate matter, carbon monoxide, spatial and temporal variations, atmosphere, Distrito Federal.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Tempo de residência e abrangência dos principais poluentes presentes na atmosfera	20
Figura 2: Processos envolvidos na deposição ácida	21
Figura 3: Faixa de tamanho dos particulados e seus principais componentes	25
Figura 4: Frações de particulado registrado por microscópio ótico.	25
Figura 5: Amostrador de grande volume para material particulado total em suspensão..	26
Figura 6: Principais sinais e sintomas por níveis de dosagem de CO e tempo de exposição	28
Figura 7: Estações de monitoramento da qualidade do ar no DF.....	36
Figura 8: Esquema representativo de um sensor eletroquímico.....	39
Figura 9: Parte interna (a) e externa (b) de um sensor de semicondutor de dióxido de estanho (SnO ₂)	40
Figura 10: Sensor ótico de material particulado.....	40
Figura 11: Parte externa (a) e interna (b) da Sonda SAPHIRA 3.....	41
Figura 12: Medidor portátil de CO modelo HT-1000	42
Figura 13: Sonda SAPHIRA 3 instalada em uma bicicleta (a) e na parte superior de um automóvel (b)	43
Figura 14: Vias amostrada na pesquisa, entre os dias 05/05-2016 e 02/06/2016, nos turnos manhã, tarde e noite, contemplando dias úteis e fins de semana. Em parêntese o sentido em que a via foi percorrida.....	44
Figura 15: Concentração de CO na manhã do dia 15.05.2016 (Domingo). Nota-se no detalhe um aumento da concentração de CO no trecho em aclave, consequência do maior fluxo de combustível queimado nestas condições.....	49
Figura 16: Distribuição espacial da concentração de CO na manhã do dia 19.05.2016 (Quinta feira)	50
Figura 17: Média do fluxo de trânsito (IFV – índice de fluxo veicular) e das concentrações de CO em cada via no dia 19.05.2016 no turno da tarde.....	51
Figura 18: Concentrações de monóxido de carbono por via (CO), médias das amostragens do período de 08/05/2016 a 02/06/2016, em oito campanhas de campo.....	52
Figura 19: Concentrações médias de monóxido de carbono (CO) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo fins de semana e dias úteis.	53

Figura 20: Concentrações médias de monóxido de carbono (CO) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo apenas dias úteis.	54
Figura 21: Concentrações médias de monóxido de carbono (CO) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo apenas fins de semana.	54
Figura 22: Média das variações diárias de maio das concentrações de CO e velocidade do vento	55
Figura 23: Concentração de material particulado total (MPT - somatória das frações 2,5µm e 10µm) na manhã do dia 15.05.2016 (Domingo)	57
Figura 24: Concentração de material particulado total (somatória das frações de 2,5µm e 10µm) na manhã do dia 12.05.2016 (Quinta).	58
Figura 25: Média do fluxo de trânsito e das concentrações de MPT em cada via no dia 12.05.2016 no turno da manhã.	59
Figura 26: Média das variações diárias de maio das concentrações de MPT e velocidade do vento (m/s).....	60
Figura 27: Concentrações médias de monóxido de MPT e suas frações (MP2,5 e MP10) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, em oito campanhas de campo.....	62
Figura 28: Concentrações médias de material particulado (MPT) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo fins de semana e dias úteis.	63
Figura 29: Concentrações médias de material particulado (MPT) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, apenas em dias úteis.	64
Figura 30: Concentrações médias de material particulado (MPT) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, apenas em finais de semana.....	64

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Relação entre fontes e seus poluentes característicos	19
Tabela 2: Classes de material particulado e seus efeitos	24
Tabela 3: Padrões de qualidade do ar em vigor no Brasil	32
Tabela 4: Monitoramento da qualidade do ar no Brasil	34
Tabela 5: Classes de fluxo veicular desenvolvidas com base na observação de campo e utilizadas no presente estudo.	46
Tabela 6: Padrão de referência para o CO	56
Tabela 7: Médias das concentrações diárias de CO calculado com base na média dos três turnos de amostragem para cada via.....	56
Tabela 8: Padrões de referência para MP	65
Tabela 9: Médias das concentrações diárias de MP10 calculado com base na média dos três turnos de amostragem para cada via.....	66
Tabela 10: Médias das concentrações diárias de MP2.5 calculado com base na média dos três turnos de amostragem para cada via.....	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CO – Monóxido de Carbono

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DF – Distrito Federal

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBRAM-DF – Instituto Brasília Ambiental

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MP – Material Particulado

MP10 – Partículas inaláveis

MP2.5 – Partículas Inaláveis Finas

MPT – Material Particulado Total

PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente

PROMOT – Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas

PROCONVE – Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores

PRONAR – Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar

PTS – Partículas Totais em Suspensão

SAPHIRA – Sistema de Aquisição, Processamento, Hospedagem e Integração de
Informações sobre Recursos Ambientais

WHO (OMS) – Organização Mundial da Saúde

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	CONTEXTUALIZAÇÃO	17
3.1	A POLUIÇÃO E A QUALIDADE DO AR	17
3.2	O MATERIAL PARTICULADO.....	22
3.3	O MONOXIDO DE CARBONO	27
3.4	LEGISLAÇÃO BÁSICA DA QUALIDADE DO AR NO BRASIL	29
3.5	O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR NO BRASIL	33
3.6	O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR NO DF	35
3.7	SENSORES DE BAIXO CUSTO APLICADOS AO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR	37
4	MATERIAIS E MÉTODOS	41
4.1	SONDA SAPHIRA.....	41
4.2	MAPEAMENTO MÓVEL	43
4.3	ÍNDICE DE FLUXO VEICULAR	45
4.4	COLETA E TRATAMENTO DOS DADOS	47
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1	VARIAÇÕES DA CONCENTRAÇÃO DE MONOXIDO DE CARBONO	48
5.2	VARIAÇÕES DAS CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO.....	57
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	68
7	REFERÊNCIAS	70
8	ANEXOS.....	77

1 INTRODUÇÃO

A alta demanda por recursos naturais e os sistemas econômicos baseado no crescimento urbano e industrial, prescindido de uma boa política ambiental, põe em cheque a sustentabilidade dos próprios sistemas (STERN et al, 1996; CROPPER, 2004). Em escalas globais, regionais e locais são observados inúmeros impactos ambientais que preocupam os entes governamentais, ONG's e as comunidades acadêmicas (LOW, 1993; HARDEN et al, 2014).

Dentre os impactos ambientais, a poluição do ar está presente em quase todos os centros urbanos causando riscos à saúde e a qualidade de vida das pessoas que nelas vivem (SEATON, 1996; BRUNEKREEF, 2002). Uma estimativa da Organização Mundial da Saúde indica que a poluição do ar seja responsável por aproximadamente 7 milhões de óbitos no ano de 2012 por exposição externa (outdoors) e interna (indoor) em todo o mundo (WHO, 2014).

Nos ecossistemas, a poluição pode promover em escalas locais e regionais; a redução da capacidade fotossintética das plantas e da produtividade agrícola, a acidificação das águas e dos solos e o comprometimento da vida das espécies que dependem desses recursos (DRISCOLL, 2001). Já em escalas globais, alguns poluentes atmosféricos são considerados gases efeito estufas os quais contribuem para a mudança do clima.

As principais fontes de antrópicas dos poluentes são oriundas das atividades industriais, das frotas automotivas, da geração de energia, do agronegócio e das queimadas (WHO, 2000). Por estarem associadas a setores básicos da economia de muitos países, a mitigação das taxas de emissões demanda políticas de comando e controle, além de incentivos econômicos para aplicação e desenvolvimento de tecnologias limpas (TIETENBERG, 1990).

Nesse cenário, visando reduzir o risco à saúde, aos ecossistemas e materiais, diversos países estão adotando e ampliando políticas de gestão da qualidade do ar. Muitas dessas políticas são baseadas, principalmente, no monitoramento da qualidade do ar e na fixação de níveis de permissibilidade dos contaminantes atmosféricos que são potencialmente prejudiciais à saúde e aos ecossistemas (IEMA, 2012).

No Brasil a gestão desse tema é amparada principalmente pelo Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (CONAMA N° 05 de 1989) e pela Resolução CONAMA n° 3 de 1990 que estabelece os padrões de qualidade do ar e passa a responsabilidade do

controle e monitoramento para os Estados e o Distrito Federal, em seus respectivos territórios.

O Distrito Federal adota desde 2005 estes padrões como referência para avaliar a qualidade do ar pelo Programa de Monitoramento da Qualidade do Ar sob competência do IBRAM. A rede de monitoramento do DF conta atualmente com quatro estações em funcionamento que medem automaticamente a concentração das partículas totais em suspensão (PTS) e fumaça (IBRAM, 2016).

O primeiro diagnóstico das redes de monitoramento da qualidade do ar no Brasil feito pelo Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA, 2012) mostra que, apesar de haver alguns esforços estaduais para o monitorar a qualidade do ar, ainda falta melhoria quanto a cobertura das redes de monitoramento em âmbito nacional. Alguns estados ainda não monitoram sua qualidade do ar ou o número de estações é relativamente baixo.

Recentemente, tem se destacado a aplicação de sensores de baixo custo como alternativa para monitoramento fixo e móvel de determinados parâmetros da qualidade do ar. Em relação aos métodos convencionais, os sistemas eletrônicos integrados à sensores que medem os poluentes atmosféricos podem ter múltiplas aplicações e possibilitam a amostragem de dados em uma alta resolução espacial e temporal (SIVARAMAN, 2013).

Diante da baixa cobertura de estações de monitoramento do ar no Brasil, especificamente, no Distrito Federal, e de poucas pesquisas com aplicação de sensores nessa área. Este trabalho tem como escopo o mapeamento das concentrações de material particulado e monóxido de carbono utilizando tecnologias de sistemas embarcados, bem como a compreensão dos mecanismos de emissão e dispersão desses poluentes atmosféricos no meio urbano, e suas variações espaço temporais.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral mapear as variações espaciais e temporais das concentrações atmosféricas de monóxido de carbono e de material particulado no Distrito Federal.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Compreender alguns dos mecanismos que influenciam nos processos de aumento e atenuação das concentrações de material particulado e do monóxido de carbono na atmosfera, como tráfego de veículos, topografia, e velocidade do vento.

Avaliar as médias das concentrações desses poluentes quanto aos riscos à saúde pública e aos ecossistemas com base nos padrões de qualidade do ar do CONAMA e recomendações da OMS

Avaliar se a aplicação das sondas integradas a sensores de baixo custo pode ser um instrumento metodológico a ser utilizado para o monitoramento da qualidade do ar.

3 CONTEXTUALIZAÇÃO

3.1 A POLUIÇÃO E A QUALIDADE DO AR

A legislação ambiental brasileira conceitua a poluição do ar como qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, cujo a concentração torne ou possa tornar o ar impróprio, nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora, prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (MMA, 1990)

Em condições ideais, o ar troposférico compõe-se basicamente de gases como oxigênio (20,95%) e nitrogênio (78,11%) e vários outros elementos que representam menos de 1% de sua composição, como o argônio (0,033%). O ar é uma mistura complexa e dinâmica cujo qualquer alteração em seu estado natural, seja ela de origens antrópicas ou naturais, que implique na perda de suas propriedades pode acarretar na degradação de sua qualidade (GODISH, 204). No entanto estas estatísticas são válidas para o ar seco. Na prática, o ar contém umidade variável, mas que se mantém em torno de 4% do volume na baixa troposfera, onde ocorrem os principais eventos meteorológicos e climáticos que interferem nos sistemas naturais e culturais.

O conceito de qualidade do ar pode ser entendido em poucas palavras como o estado do ar em determinado espaço e tempo (BC AIR QUALITY, 2016). Na literatura, ótima qualidade do ar se refere a um ar limpo, sem poluição, enquanto uma péssima qualidade pode indicar a perda de suas propriedades naturais por sua degradação. Essa qualidade pode ser expressa por meio de índices e indicadores a fim de propor o entendimento da população e de tomadores de decisões sobre a qualidade do ar em questão (PLAIA, 2011).

Recentemente, estudos na área de poluição do ar começaram a se preocupar com os ambientes fechados como lugares de risco à saúde humana pela exposição à alta concentração de poluentes confinados. Desde então, o termo “poluição outdoor” começou a ser usado para se referir a poluição atmosférica em ambientes externos, enquanto “poluição indoor” passou a se referir como a poluição em ambientes internos como dentro das edificações, casas, apartamentos, escritórios e estabelecimentos comerciais (SOKHI, 2011).

A literatura em geral classifica os poluentes quanto a sua origem de formação em dois tipos; os primários que são aqueles emitidos diretamente para a atmosfera a partir de uma fonte, como uma chaminé de fábrica ou tubo de escape, por exemplo; e os poluentes

secundários, aqueles formados na própria atmosfera a partir de reações químicas de poluentes primários com outros componentes naturais do ambiente, como o oxigênio e água, por exemplo (MANAHAN, 2013).

Em relação as fontes de poluidoras, estas são classificadas por sua mobilidade em; estacionárias (fixas) e móveis. As emissões industriais e domésticas, por exemplo, que compreendem as fontes pontuais, são fontes estacionárias. Os veículos rodoviários, trens, aviões e navios, por exemplo, compreendem as fontes móveis de emissão (PHALEN, 2012b). Pela dinamicidade, as emissões por fontes móveis, principalmente as veiculares, tornam o processo de monitoramento e controle mais laborioso em relação as emissões de fonte fixa.

A maioria dos poluentes são primários e oriundos da queima de combustível fósseis e atividades industriais (Tabela 1). Por estarem relacionadas às atividades urbanas e industriais, principalmente, em países em desenvolvimento com matriz energética majoritariamente não renovável, a emissão desses gases e partículas poluidoras tendem a intensificar progressivamente levando ao aumento de suas concentrações na atmosfera, principalmente em locais urbanos e industriais, onde está presente inúmeras fontes de poluição (SMITH, 1993).

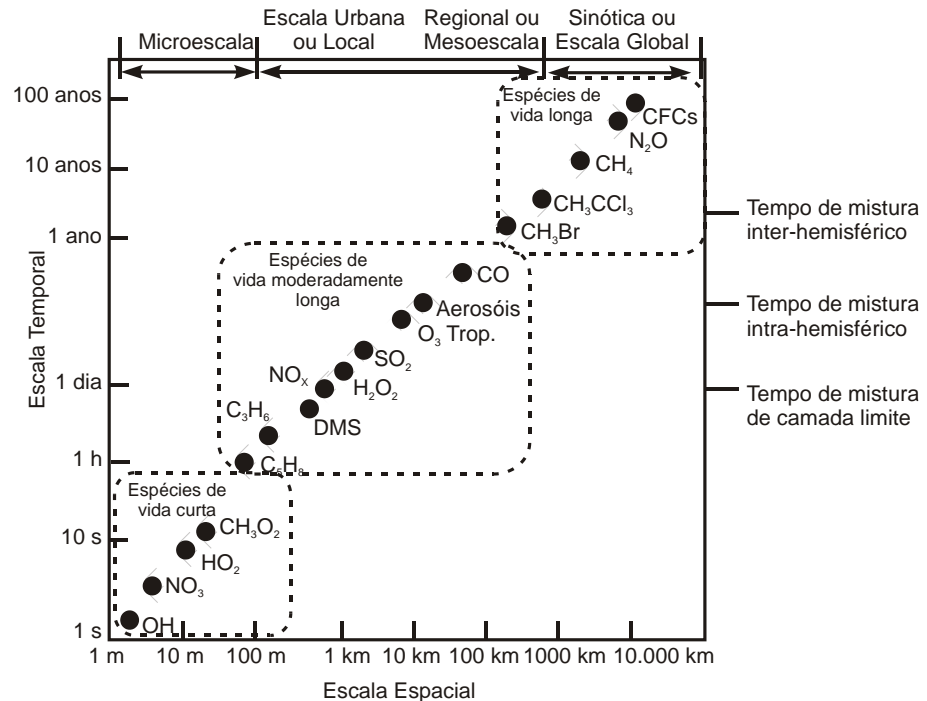
Tabela 1: Relação entre fontes e seus poluentes característicos

Fontes		Poluentes
Classificação	Tipo	
Fontes Estacionárias	Combustão	Material particulado
		Dióxido de enxofre e trióxido de enxofre
		Monóxido de carbono
		Hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio
	Processo Industrial	Material particulado (fumos, poeiras e névoas)
		Gases: SO ₂ , SO ₃ , HCL e Hidrocarbonetos
		Mercaptanas, HF, H ₂ S, NO _x
Queima de Resíduos Sólidos	Material particulado	
	Gases: SO ₂ , SO ₃ , HCL, NO _x	
Outros	Hidrocarbonetos, material particulado	
Fontes Móveis	Veículos Automotores	Material particulado, monóxido de carbono, óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos e óxidos de enxofre
	Aviões e Barcos	Óxidos de enxofre e óxidos de nitrogênio
	Locomotivas etc.	Ácidos orgânicos, hidrocarbonetos e aldeídos
Fontes Naturais		Material particulado – poeiras
		Gases – SO ₂ , SO ₃ , HCL, NO _x , hidrocarbonetos
Reações Químicas		Poluentes secundários - O ₃ , aldeídos
		Ácidos orgânicos, nitratos orgânicos
		Aerossol fotoquímico etc.

Fonte: CAVALCANTI, 2010, página 47.

Cada poluente se comporta de maneira diferente na atmosfera. A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra o tempo de residência e abrangência dos principais poluentes presentes na atmosfera. Aqueles com maior tempo de residência na atmosfera são os CFCs, CH₄ e N₂O os quais podem ser transportados a uma escala global influenciando nas mudanças climáticas (MEEHL, 2007). Poluentes como OH, NO₃, OH₂ e CH₃O₂ apresentam pequeno tempo de residência, pois são compostos muito instáveis e se dissipam rapidamente na atmosfera. Já o CO, O₃, SO₂ e os aerossóis são poluentes que apresentam residência intermediária em escalas urbanas e regionais (MANAHAN, 2013).

Figura 1: Tempo de residência e abrangência dos principais poluentes presentes na atmosfera



Fonte: MANAHAN, 2013

A maior preocupação relacionada a poluição do ar nos centros urbanos vem dos impactos diretos à saúde pública pela concentração elevada desses poluentes. A inspiração do ar atmosférico é essencial para o organismo humano e, por mais que as vias aéreas superiores filtrem parte do ar atmosférico, a péssima qualidade do ar aumenta o risco de doenças respiratórias agudas e crônicas, como cânceres em casos mais graves, pela exposição ao longo prazo (ARBEX, 2012; ATSDR, 2014).

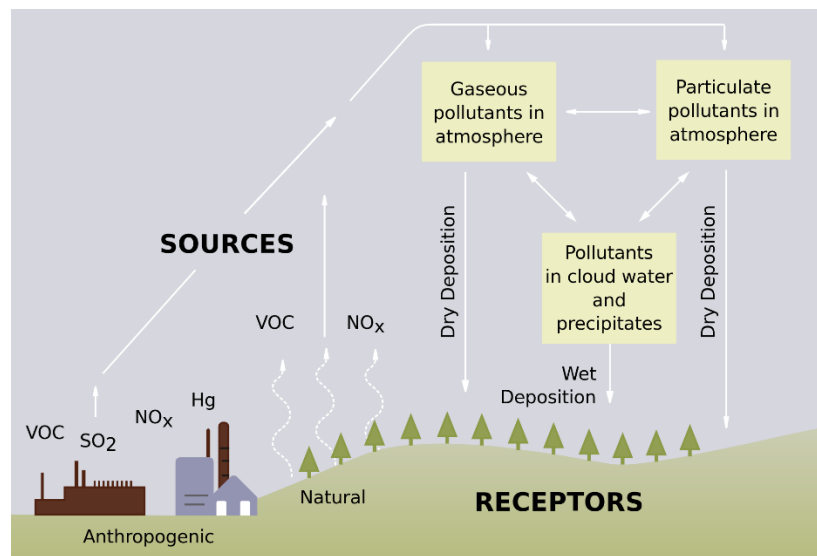
A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2014) aponta em estudo que aproximadamente 7 milhões de pessoas morreram em 2012 pela exposição de poluentes do ar em ambiente indoor e outdoor. Das causas que levaram a óbito por exposição outdoor, 40% foram de doença cardíaca isquêmica; 40% de acidente vascular cerebral; 11% de doença pulmonar obstrutiva crônica; 6% de câncer de pulmão; e 3% por infecções respiratórias agudas em crianças.

Apesar do alarme ser maior devido aos efeitos negativos a saúde pública, a poluição do ar também atinge os ecossistemas e materiais seja pela deposição seca ou úmida (Figura 2). A diferença entre esses dois mecanismos está na fase em que o aerossol deixa a atmosfera. Na deposição seca, os poluentes são removidos diretamente por absorção na

superfície do solo, água ou vegetação, pela força gravitacional sem envolver a precipitação (RODHE, 2002).

Já a deposição úmida, ocorre com o efeito da precipitação, mais conhecido como chuva ácida. Este é clássico exemplo de problema ambiental de escala regional causado principalmente pela alta concentração de dióxido de enxofre (SO_2), compostos orgânicos voláteis (COV's) e óxidos de nitrogênio (NO_x) na atmosfera. Estes reagem com moléculas de água formando o ácido nítrico (HNO_3) e o ácido sulfúrico (H_2SO_4) diminuindo o PH da água a ser precipitada, elevando sua acidez (FORNARO, 2006).

Figura 2: Processos envolvidos na deposição ácida



Fonte: EPA, 2016

Algumas consequências da deposição dos poluentes são; alteração das propriedades físicas e químicas do solo; acidificação das águas superficiais resultando na diminuição da biota aquática; perda da biomassa florestal pela redução das taxas fotossintéticas; contaminação da água potável, danificação de edifícios, corrosão de monumentos históricos, danos na agricultura e demais impactos que trazem prejuízos e custos econômicos (DRISCOLL, 2001).

Apesar de já esboçado alguns conceitos, a problemática da poluição atmosférica é constituída de múltiplas causas e consequências num sistema complexo. Assim, para compreendê-la de forma didática, Manahan (2013) descreve os seguintes aspectos que influenciam na degradação da qualidade do ar;

- As taxas de emissão; quanto maior é a emissão dos poluentes, maior será a degradação da qualidade do ar.
- As características e propriedades dos poluentes; cada poluente se comporta de forma distinta na atmosfera o que determina seu tempo de residência e abrangência.
- As quantidades de fontes emissoras; a poluição do ar tende a ser acentuada quando a densidade de fontes é maior.
- A topografia local; as características topográficas podem influenciar a circulação de massas de ar. A presença de montanhas e vales podem determinar como vai ser a dispersão de poluentes.
- As condições meteorológicas; por exemplo, uma atmosfera muito estável, com pouco vento, limita a dispersão de poluentes e favorece picos de poluição, assim como o efeito da temperatura em condições de inversão térmica. Já a umidade do ar influencia na formação de aerossóis enquanto a precipitação influencia na deposição dos poluentes da atmosfera.

3.2 O MATERIAL PARTICULADO

As partículas estão naturalmente presentes na atmosfera em ambientes naturais e urbano em diversas formas e tamanhos. No entanto, o aumento expressivo de micropartículas por fontes antropogênicas tem sido fonte de preocupação para as ciências atmosféricas. Desse modo, tem-se conceituado o material particulado (MP) como um grupo heterogêneo de poluente constituído de diversas partículas de materiais sólidos e líquidos suspensos na atmosfera devido ao seu tamanho coloidal (MANAHAN, 2013).

Uma parte destas partículas, principalmente a fração mais fina, é inalável, podendo causar problemas à saúde dos indivíduos, e outra parte, representada pela fração mais grossa, pode afetar desfavoravelmente a qualidade de vida da população, interferindo nas condições estéticas do ambiente e prejudicando as atividades normais da comunidade (GRANTZ et al., 2003). Em estações mais frias esse quadro pode ser agravado pela inversão térmica com a formação dos *smogs*.

Quanto sua formação, o material particulado segue o mesmo princípio de classificação dos demais poluentes. As partículas primárias são aquelas emitidas

diretamente de uma fonte, como solos expostos, locais de construção, estradas de terra, campos, chaminés ou incêndios. Enquanto as partículas secundárias são aquelas formadas por reações mecânicas e/ou reações químicas na atmosfera com substâncias como o dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio emitidos a partir de usinas de energia, indústrias e automóveis (EPA, 2016).

Em relação aos efeitos da saúde, estudos toxicológicos, mostram que quanto menor o tamanho diâmetro aerodinâmico do material particulado, maior a chance de ser absorvido pelos diversos órgãos do sistema respiratório. Embora as análises químicas sejam importantes para compreender a composição dos particulados e suas fontes, as análises por classe de tamanhos dos particulados têm se mostrado mais relevante para compreender os riscos do MP à saúde humana (HARRISON, 2000).

A Tabela 2 apresenta as principais classes de material particulado encontrado na literatura e nos padrões de qualidade do ar. Dentre esses parâmetros, a fumaça é caracterizada por ser a fração visível de material particulado originados pela queima incompleta de combustíveis fósseis e queimadas florestais. As vezes considerada pela literatura como poluente a parte, a fumaça se diferencia quanto seu instrumento de medição que é baseado, principalmente, pelo grau de escurecimento do filtro que é calculado pela refletância da luz incidente nas partículas, o que confere a este parâmetro a característica de estar diretamente relacionado ao teor de fuligem na atmosfera (AMARAL, 2015).

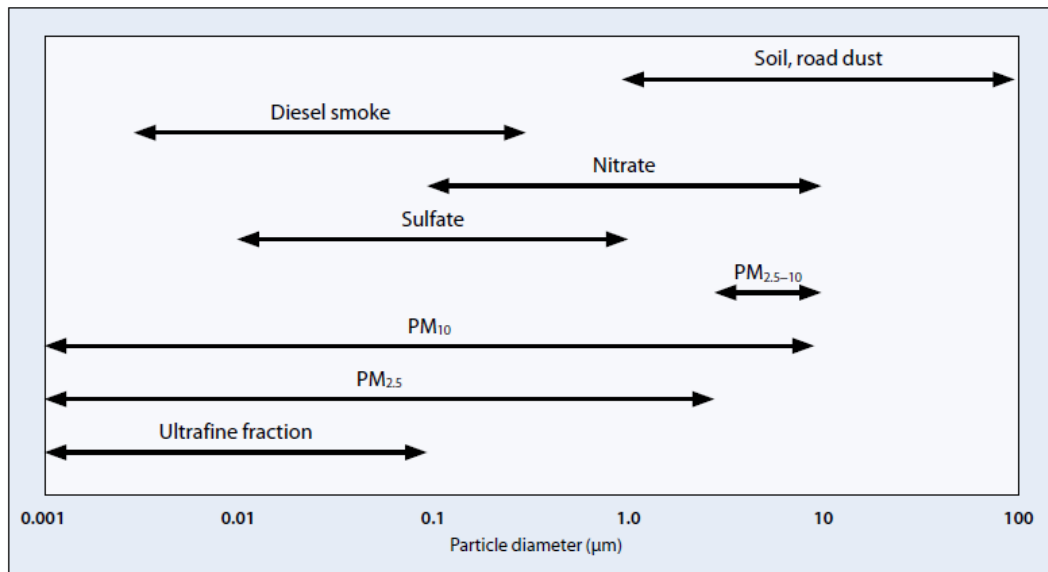
As partículas que são mais relevantes em termos de efeitos na saúde humana são as inaláveis com diâmetro aerodinâmico menor que $10 \mu\text{m}$, geralmente composta por sulfatos, nitratos e minerais (Figura 3). Essas partículas, de acordo com o tamanho do seu diâmetro aerodinâmico, podem penetrar em vários tecidos no interior do trato respiratório começando com as passagens nasais até os alvéolos, dentro do pulmão, podendo provocar doenças graves (MONN, 1997).

Tabela 2: Classes de material particulado e seus efeitos

Classes de Material Particulado	Descrição	Possíveis efeitos
Fumaça	Termo utilizado para as partículas suspensas na atmosfera proveniente dos processos de combustão.	Pode ocasionar redução da visibilidade nas cidades, causar irritação nos olhos e sintomas agudos quando exposto em alta concentração em curto tempo.
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	Aquelas cujo diâmetro aerodinâmico é menor ou igual a 100µm.	Pode causar problemas à saúde, outra parte pode afetar desfavoravelmente a qualidade de vida da população, interferindo nas condições estéticas do ambiente e prejudicando as atividades normais da comunidade
Partículas inaláveis (MP10)	Aquelas cujo diâmetro aerodinâmico é menor ou igual a 10µm.	Podem ficar retidas na parte superior do sistema respiratório ou penetrar mais profundamente, alcançando os alvéolos pulmonares.
Partículas Inaláveis Finas (MP2,5)	Aquelas cujo diâmetro aerodinâmico é menor ou igual a 2,5µm.	Devido ao seu tamanho diminuto, penetram profundamente no sistema respiratório, podendo atingir os alvéolos pulmonares.
Partículas Ultra Finas	Aquelas menores que 0.1µm.	Tem a capacidade de penetrar o tecido e pulmonar, ou pode ser diretamente absorvida pela corrente sanguínea, ocasionando inflamações

Fonte: Adaptado de MAGALHÃES, 2005

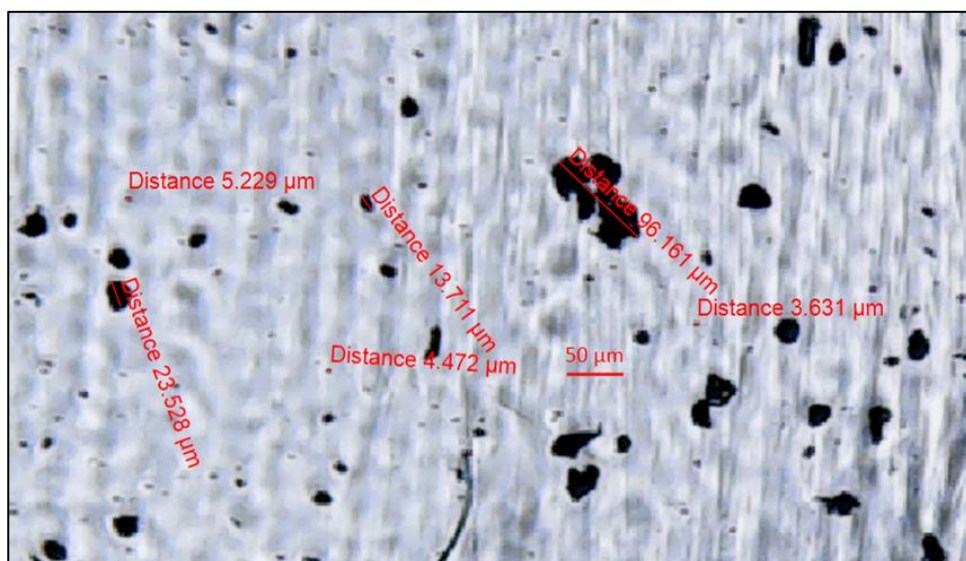
Figura 3: Faixa de tamanho dos particulados e seus principais componentes



Fonte: WHO, 2005, página 11.

Mais recentemente, estudos destacaram as partículas de tamanhos em escala nano, chamadas de partículas ultrafinas que são menores que $0,1\mu\text{m}$. Estas partículas são altamente reativas, compostas por uma grande variedade de produtos de combustão incompleta e metais adsorvidos. Apesar de não existir padrões de referência para essa classe de material particulado, tem-se revelado que esta pode ser a classe associada com problemas mais graves nos sistemas respiratórios e cardiovascular (OBERDÖRSTER et al, 2005).

Figura 4: Frações de particulado registrado por microscópio óptico.



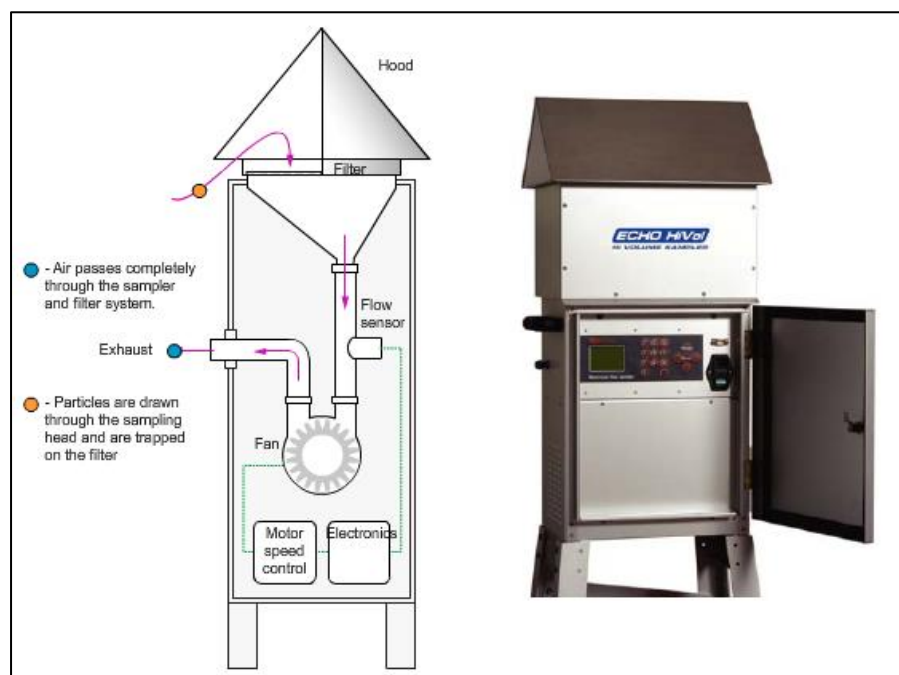
Fonte: Laboratório de Ecologia Aplicada, IB (UnB)

Nos ambientes urbanos, as partículas finas e grossas estão sempre presentes, mas a proporção de partículas nestas variam substancialmente entre cidades, dependendo da geografia local, da meteorologia e das fontes de material particulado. Em muitos casos as partículas de origem primária compõem a maior parte do material particulado fino nas áreas urbanas, originados principalmente pela queima de combustíveis fósseis (WHO, 2006).

No DF, as concentrações mais elevadas de particulado total em suspensão, que frequentemente ultrapassam dos limites definidos pelo CONAMA, são oriundas das fábricas de cimento situados em áreas mais afastada do centro urbano, na região norte (MAURY, 2012). Em relação as partículas inaláveis, ainda falta o monitoramento desses parâmetros pelo IBRAM e pesquisas científicas sobre as concentrações atmosféricas do MP10 e MP2.5 na área urbana de Brasília, onde o volume de frota veicular é maior.

Existem vários instrumentos e metodologias para medir as concentrações de material particulado e analisar suas características. Assim, para cada objeto de interesse existe metodologias diferentes (AMARAL, 2015). O CONAMA recomenda que os órgãos ambientais utilizem o método gravimétrico para medir as concentrações de material particulado. Basicamente a gravimetria é um método analítico quantitativo cujo o princípio básico envolve a separação e pesagem de um elemento ou um composto de interesse.

Figura 5: Amostrador de grande volume para material particulado total em suspensão



Fonte: RENOVA, 2016

A mediação de material particulado pelo método gravimétrico geralmente é feita utilizando amostradores ativos de grande volume (Figura 5). Neste tipo de amostragem, um certo volume de ar é succionado por bomba para o interior do amostrador, passando por um filtro com vazão regulada durante 24h que é o tempo de amostragem recomendado em resoluções. Finalizado o tempo de amostragem, o material particulado de interesse fica depositado num coletor que logo é retirado para a definição de massa. A concentração final é calculada com base na massa e no volume de ar amostrado (CASTANHO, 1999).

3.3 O MONOXIDO DE CARBONO

O monóxido de carbono (CO) é um dos poluentes primários mais comuns presente na atmosfera urbana. É um gás incolor, inodoro, insípido, pouco solúvel em água, caracterizado por uma densidade menor do que os componentes do ar, o que implica em sua alta qualidade de dispersão da origem da fonte (WHO, 1999). As queimadas florestais e erupções vulcânicas são suas principais fontes naturais, enquanto as principais fontes de emissões antrópicas são oriundas das atividades indústrias e dos veículos automotores (VARON, 1999).

O CO vem basicamente das mesmas fontes de queima que formam o CO₂. A principal diferença está no tipo do combustível e na disponibilidade de oxigênio durante a queima; enquanto a combustão completa leva à formação de dióxido de carbono (CO₂) devido a abundância de oxigênio (BODEN, 2009), a queima incompleta forma o monóxido de carbono em meio pobre em oxigênio, como a queima de combustíveis compostos por hidrocarbonetos nas câmaras de combustão dos automotores (SANDILANDS; BATEMAN, 2016).

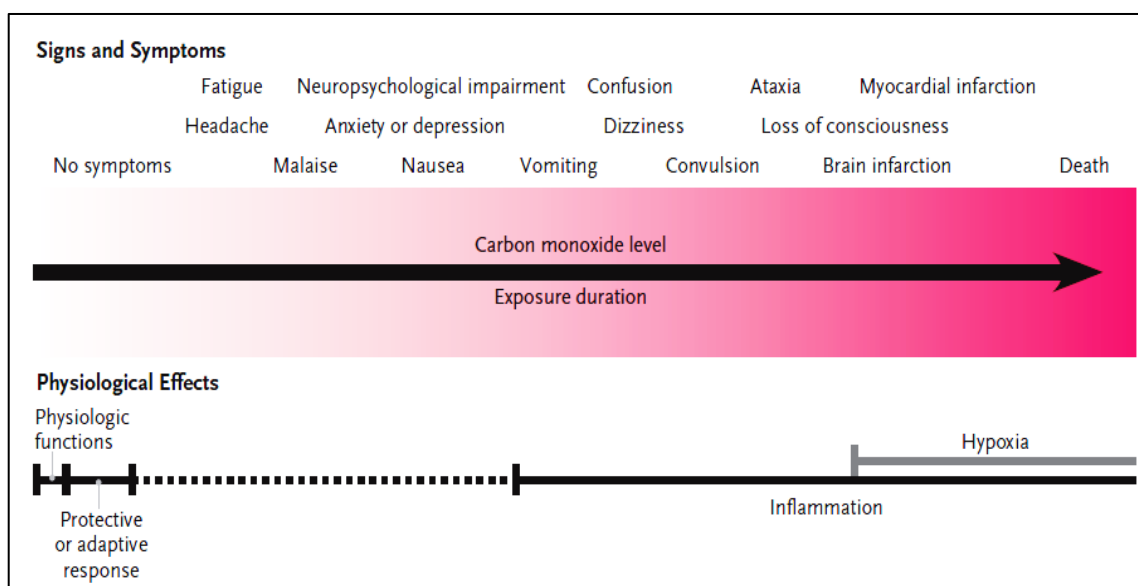
As concentrações atmosféricas do monóxido de carbono em áreas urbanas dependem, em grande parte da densidade de veículos, das influências das condições topográficas, meteorológicas e da estrutura urbana, pela presença de túneis, cânions urbanos e verticalização, dentre outros. Nas vias, assim que emitidas de suas fontes, as concentrações de monóxido de carbono podem variar muito de acordo com a distância da fonte poluidora (RUDOLF, 1994).

A principal preocupação das concentrações de monóxido de carbono na atmosfera urbana vem de sua alta toxicidade. Diferente do material particulado que geralmente

apresenta efeito em médio e longo prazo na saúde das pessoas, o CO ocasiona efeitos imediatos associados a doenças agudas. O monóxido de carbono é imediatamente inalável e difunde-se rapidamente nos alvéolos, corrente sanguínea e membranas da placenta (WEAVER, 2009). Os sintomas da intoxicação subaguda de CO incluem dor de cabeça, tonturas, fadiga, mal-estar e alguns sintomas semelhantes aos da gripe (Figura 6).

No corpo humano, a afinidade da hemoglobina pelo monóxido de carbono é bem maior do que pelo próprio oxigênio. O monóxido de carbono absorvido liga-se com a hemoglobina e forma a carboxihemoglobina (COHb) que reduz a capacidade de transporte de oxigênio do sangue e prejudica a liberação de oxigênio da hemoglobina para os tecidos vasculares, podendo causar, em casos mais graves de exposição, a hipóxia que é a falta de oxigênio nos tecidos do corpo humano (WEAVER, 2009).

Figura 6: Principais sinais e sintomas por níveis de dosagem de CO e tempo de exposição



Fonte: WEAVER, 2009, página 2.

A hipóxia grave pode ocasionar a morte do indivíduo devido à alta intoxicação por monóxido de carbono ou, se não, pode ocasionar danos neurológicos tanto reversível, de curta duração, quanto déficits neurológicos irreversíveis ao longo prazo. Alguns danos incluem comprometimento da coordenação motora, a capacidade de condução, observação e desempenho cognitivo (BASCOM, 1996).

Frente ao risco das altas concentrações de monóxido de carbono, o monitoramento deste poluente pelos órgãos ambientais torna-se necessário. Nos meios urbanos há grupos de pessoas que estão continuamente expostas a gases de escape de motores de combustão

e outras fontes. Entre essas pessoas estão os motoristas, ciclistas, pedestres, bombeiros e trabalhadores que possam ter exposições elevadas por muito tempo (WHO, 2006).

Um método analítico para a medição da concentração de monóxido de carbono no ar baseia-se em espectrometria não dispersiva por infravermelho que funciona utilizando os espectrômetros, por onde uma fonte de luz infravermelha é emitida em direção à uma célula de referência e uma célula com amostra de CO. A luz que sai da célula da amostra possui menos energia que a de referência, reduzindo a temperatura e a pressão na célula de detecção que irá deslocar um diafragma. Esse deslocamento será detectado eletronicamente e amplificado, gerando assim um sinal que indica a concentração do elemento na amostra, no caso, o monóxido de carbono (ABREU et al, 1997).

Outro mecanismo para se medir monóxido de carbono é através dos medidores portáteis com registro de dados automatizado, sendo muito utilizado para o monitoramento da exposição individual em ambiente fechados ou de emissão por fontes fixas. Estas tecnologias são baseadas na medição instantânea do monóxido de carbono por sensores eletroquímicos. A alta resolução, estabilidade e sensibilidade dos analisadores eletroquímicos calibrados de acordo com as normas técnica de referência, fazem desta tecnologia uma alternativa de monitoramento cada vez mais utilizada (FREY, 2001).

3.4 LEGISLAÇÃO BÁSICA DA QUALIDADE DO AR NO BRASIL

Visto que a poluição do ar é um problema de várias causas e consequências, as políticas de mitigação e controle devem ser feitas de forma estratégica e sistêmica. A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2005) recomenda, como uma das ferramentas de gestão da qualidade do ar; a fixação de padrões de qualidade e seu monitoramento. Estes padrões já são regulamentados em lei em países com uma base ambiental sólida e indicam os níveis máximo de concentração de um poluente atmosférico permitido por uma autoridade regulatória.

No Brasil, a garantia de proteção da qualidade do ar veio tardiamente, quase uma década depois de instituída em 1981 a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) que tem como objetivo central a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental (BRASIL, 1981). Embora a lei da PNMA cite como um dos princípios a racionalização do ar, a resolução que regula e fortalece a gestão de sua qualidade veio somente em 1989 com

o Programa Nacional de Qualidade do Ar (PRONAR) criado por resolução do Conama no intuito de;

Permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas à melhora da qualidade do ar, ao atendimento dos padrões estabelecidos e o não comprometimento da qualidade do ar nas áreas consideradas não degradadas”. (CONAMA 05/89).

Algumas estratégias adotadas pelo PRONAR para alcançar o seu objetivo são baseadas na definição de limites nacionais para as taxas de emissões por tipo de fonte e poluentes de prioridade; na fixação, por meio de resoluções específicas, dos padrões de qualidade do ar como ação complementar de controle; na classificação das áreas conforme o nível almejado de qualidade do ar; no monitoramento; nos processos de licenciamento ambiental e outras medidas de gestão e capacitação dos órgãos ambientais.

Os conceitos legais, os métodos de amostragem e análise dos poluentes, e os primeiros padrões nacionais de qualidade do ar estabelecido pelo PRONAR foram definidos pela resolução do Conama N° 03, de 28 de junho de 1990. O conceito de padrões de qualidade está no artigo primeiro da resolução como:

Art 1° - são padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral

A resolução CONAMA N° 03/90 também classifica, em seu segundo artigo, os padrões de qualidade em dois tipos; os primários e os secundários, que são baseados nos valores de concentrações dos poluentes prioritários e seus riscos à saúde e aos ecossistemas:

I - Padrões Primários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população.

II - Padrões Secundários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

Essa mesma resolução estabelece que a aplicação dos padrões primários e secundários de qualidade do ar sejam feitas de acordo com a classificação de usos das áreas

estabelecida pela resolução CONAMA nº 005/89, sob responsabilidade dos Estados. Fica estabelecido os padrões primários quando os Estados não definirem o zoneamento das seguintes classes:

Classe I: áreas de preservação, lazer e turismo, tais como parques nacionais e estaduais, reservas e estações ecológicas, estâncias hidrominerais e hidrotermais: a qualidade do ar destas áreas deve ser mantida no nível mais próximo possível do verificado sem a intervenção antropogênica;

Classe II: áreas onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão secundário de qualidade;

Classe III: áreas de desenvolvimento onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão primário.

A Tabela 3 apresenta os valores máximos indicados pela resolução nº3 do CONAMA para os respectivos padrões primários e secundários da qualidade do ar segundo as classes do PNMA descritos acima. Os poluentes de risco adotados pelo conselho para fixação desses padrões são; Partículas Totais em Suspensão (PTS), Fumaça, Partículas Inaláveis (MP10), Dióxido de Nitrogênio (NO₂), Dióxido de Enxofre (SO₂), Monóxido de Carbono (CO) e Ozônio (O₃).

Segundo a OMS (WHO, 2005), os padrões de qualidade e o monitoramento das medidas espaço-temporal para análise das condições do ar não só contribuem para o desenvolvimento de políticas de prioridades para gestão, como também fornece dados para calibração de ferramentas técnicas-científicas, como modelos e sistemas de informação geográficas. Além disso, o monitoramento pode dar estimativa de tendências futuras e a possibilidade de avaliar os progressos na gestão da qualidade do ar.

Tabela 3: Padrões de qualidade do ar em vigor no Brasil

POLUENTE	TEMPO MÉDIO DE AMOSTRAGEM	CONCENTRAÇÃO (VIOLAÇÕES ACEITAS POR ANO)	
		PADRÃO PRIMÁRIO	PADRÃO SECUNDÁRIO
PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	24h	240 (1)	150 (1)
	Anual (média geométrica)	80	60
FUMAÇA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	24h	150 (1)	100 (1)
	Anual	60	40
PARTÍCULAS INALÁVEIS - MP ₁₀ - ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	24h	150 (1)	Iguar ao padrão primário
	Anual	50	
SO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	24h	365 (1)	100 (1)
	Anual	80	40
CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ - ppm)	1h	40.000 - 35 (1)	Iguar ao padrão primário
	8h	10.000 - 9 (1)	
O ₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1h	160 (1)	Iguar ao padrão primário
NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1h	320	190
	Anual	100	Iguar ao padrão primário

Fonte: IEMA, 2012, página 43.

Além dos padrões de qualidade do ar, para que as ações de controle definidas pelo PRONAR sejam concretizadas a nível nacional, a resolução CONAMA nº 3 também prevê alguns instrumentos de apoio e operacionalização como os Limites de Emissão na Fonte, a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar e o Inventário Nacional de Fontes e Poluentes Atmosféricos. Apesar de se ter alguns esforços estaduais, a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar até o momento não foi viabilizada. .

Uma resolução importante do PRONAR é a CONAMA nº 8 de 1990 que estabelece, em nível nacional, limites máximos de emissão de poluentes do ar para processos de combustão externa em fontes fixas de poluição à serem verificados nos processos de licenciamento ambiental. Posteriormente esta resolução foi revisada pelo CONAMA nº 382 de 2006, para incorporar novas tecnologias, novos combustíveis e acrescentar outros parâmetros.

Em relação as fontes móveis, um pouco antes do PRONAR, foi instituído o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) pela resolução do CONAMA nº 18 de 1986, e, posteriormente, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas (PROMOT) pela resolução CONAMA nº 297 de 2002. Estes dois programas vieram da emergência em mitigar os altos níveis de poluentes originados pelas frotas automotivas.

A obrigatoriedade de atender os padrões estabelecidos em leis por estes programas levou a indústria automobilística a se adaptar por meio de inovações tecnológicas o que ocasionou uma expressiva redução dos níveis de emissão de poluentes pelas frotas automotivas nos últimos anos (CAVALCANTI, 2010). Porém, apesar da eficácia do PROCONVE, a poluição do ar proveniente dos veículos automotores ainda é a principal causa da contaminação atmosférica nos grandes centros urbanos.

Sobre as competências, o MMA além de desenvolver políticas e executar as ações necessárias em esfera nacional, também tem como atribuição desenvolver políticas de apoio institucional aos demais órgãos responsáveis pela execução das ações locais de gestão da qualidade do ar. O MMA também atua e coordena, em parceria com outras instituições, nas formulação e publicações de inventários nacionais previsto pelo PRONAR, como as dos Inventários Nacionais de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários de 2011 e 2013.

O gerenciamento do PRONAR e algumas competências outorgadas pelo PROCONVE ficam sob responsabilidade do IBAMA, fornecendo suporte na formulação dos programas de controle, licenciamento, avaliação e inventários. Já os Estados ficam responsáveis pelo estabelecimento e implementação dos programas estaduais de controle da poluição do ar, incluindo monitoramento. Caso necessário, é permitido que os Estados fixem outros limites máximos de emissão, desde que mais rígidos que os padrões nacionais.

3.5 O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR NO BRASIL

O monitoramento da qualidade do ar é uma das principais ferramentas para a gestão de sua qualidade, pois permite direcionar os esforços para elaboração de programas de mitigação e controle da poluição baseados nos padrões de qualidade. O monitoramento também é importante para avaliação dos riscos e dos efeitos da contaminação do ar sobre a população e ecossistemas em escalas locais, o que ajuda a estabelecer e atualizar as normas ambientais de acordo com as demandas municipais e estaduais (SANTI et al., 2000).

Os Estados e o Distrito Federal, por meio de seus respectivos órgãos ambientais, são responsáveis pelo monitoramento e controle da qualidade do ar em seus territórios.

Atualmente, somente algumas cidades e regiões metropolitanas apresentam alguma rede de monitoramento. Das 27 unidades federativas, somente 11 apresentam algum programa de monitoramento da qualidade do ar (Tabela 4), sendo que a Região Sudeste conta com 78% municípios monitorados enquanto a região norte, nordeste e centro-oeste-oeste apresentam carência de redes de monitoramento (IEMA, 2014).

Tabela 4: Monitoramento da qualidade do ar no Brasil

	Sem monitoramento da qualidade do ar	Com monitoramento da qualidade do ar
Centro-Oeste	Mato Grosso do Sul	Goiás, Mato Grosso e Distrito Federal
Nordeste	Alagoas, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte	Bahia, Sergipe
Norte	Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins	
Sudeste		Espírito Santo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, São Paulo
Sul	Santa Catarina	Paraná, Rio Grande do Sul

Fonte: MMA, 2014, página 27.

No total, são aproximadamente 252 estações regularizadas em operação no Brasil, o que ainda significa uma densidade muito baixa frente ao seu extenso espaço territorial. Em uma comparação internacional, o Brasil apresenta uma incipiente e frágil cobertura de estações em relação aos EUA e Europa. Além da baixa cobertura, algumas estações não monitoram todos os parâmetros recomendados pelo Conama e/ou apresentam problemas de operação com certa frequência (MMA, 2014).

Alguns diagnósticos nacionais sobre o monitoramento e os padrões de qualidade do ar no Brasil, apontam que a gestão de qualidade do ar está atrasada, não só pela incipiente rede de monitoramento, mas também, pela desatualização dos padrões e parâmetros adotados pelo CONAMA diante aos novos conhecimentos científicos (IEMA, 2012; 2014, MMA, 2014). Um caso específico é do material particulado fino (2,5µm de diâmetro),

considerado de alta relevância à saúde humana, mas que ainda está sob processo de adoção por meio de revisão do Conama Nº3 de 1990 (MMA, 2016).

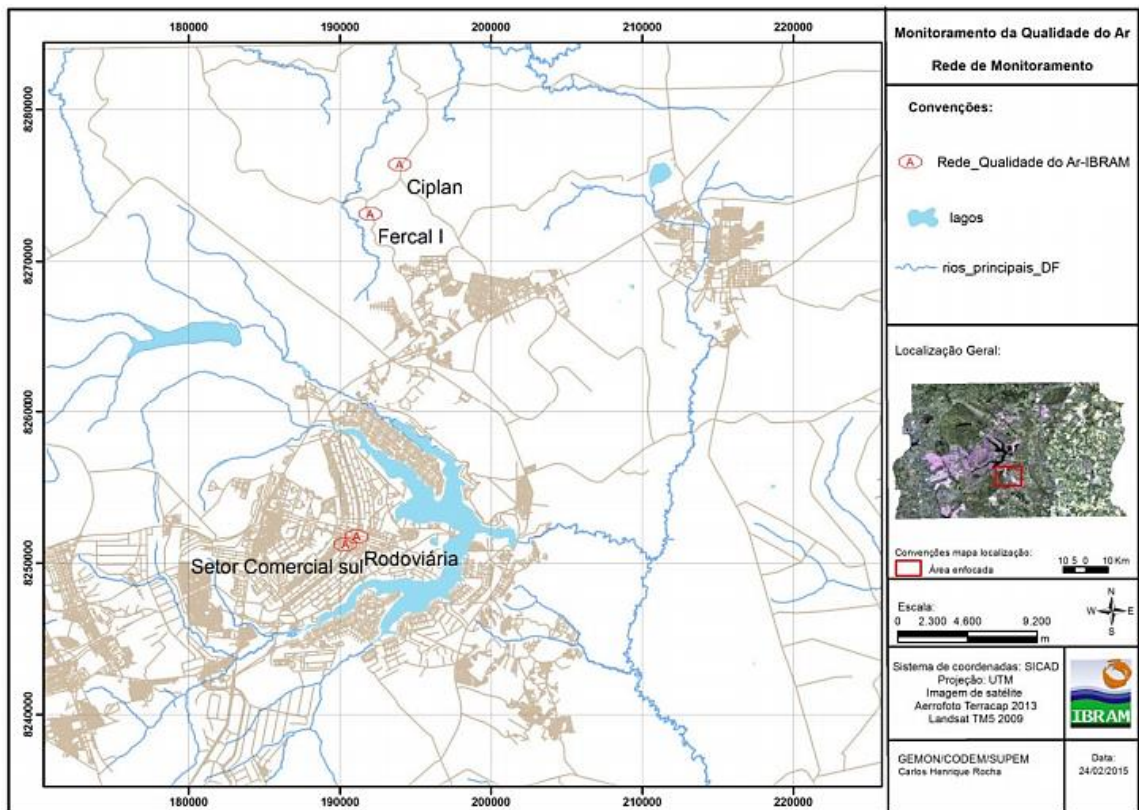
3.6 O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR NO DF

A Política Ambiental do Distrito Federal instituída em 1989 prevê o controle e o monitoramento da qualidade do ar como umas das ações para a proteção do meio ambiente. No entanto, O Programa de Monitoramento da Qualidade do Ar do Distrito Federal veio ser implementado somente em 2005 com base nos mesmos padrões de referências estabelecidos pelo PRONAR.

Apesar do DF carecer de uma base legal sobre a gestão da qualidade do ar, o IBRAM é fica responsável pela rede de monitoramento no DF que é composta por quatro estações fixas localizadas onde há grande circulação de pessoas expostas a trânsito de veículos ou fontes fixas de emissão, como fábricas e indústrias (IBRAM, 2015). As estações estão situadas nos seguintes pontos apresentadas na Figura 7:

- Estação Rodoviária: plataforma inferior da rodoviária do Plano Piloto, próxima aos pontos de embarque e desembarque das diversas linhas de ônibus urbanos;
- Estação Setor Comercial Sul: em frente ao Hospital de Base do DF;
- Estação Taguatinga Centro: canteiro central da DF-085 (EPTG) próximo à Praça do Relógio na Avenida Central de Taguatinga;
- Estação Fercal: às margens da Rodovia DF 150 e próxima ao posto da PMDF;

Figura 7: Estações de monitoramento da qualidade do ar no DF



Fonte: IBRAM, 2015, página 10.

Dentro dos sete parâmetros definidos pelo PRONAR, as estações do IBRAM monitoram apenas as partículas totais em suspensão (PTS) e a concentração de fumaça. As amostragens são feitas manualmente, com a determinando um valor médio de cada parâmetro para o período de amostragem considerado (24 horas), não permitindo determinar as concentrações instantâneas dos poluentes monitorados.

O princípio de funcionamento dos amostradores é baseado na utilização de motores ou bombas peristálticas que forçam e controlam a passagem de grande volume de ar atmosférico através dos filtros que são coletados após concluído o tempo de amostragem. Para medir a quantidade de partículas totais em suspensão é feito a pesagem do filtro (método gravimétrico) enquanto para medir a fumaça é quantificado, por refletância, o grau de escurecimento do filtro, como descrito anteriormente. Assim, a concentração média por volume de ar é determinada através da razão entre estes valores medidos e a quantidade de ar amostrado (IBRAM, 2015).

As amostragens são feitas pelo IBRAM ao menos uma vez por semana, porém sem regularidade, pois alguns meses apresentarem pouco ou até mesmo nenhuma amostragem em pelo menos uma das estações devido a falha de amostragem ou motivo maior (IBRAM, 2015). Os resultados do monitoramento são disponibilizados mensalmente no endereço eletrônico do instituto, assim como os relatórios anuais feito baseado na análise dos resultados.

Os relatórios anuais são importantes para o diagnóstico da qualidade do ar e do próprio programa de monitoramento DF, fomentando, assim, perspectivas e prioridades para melhorias. O relatório de 2015 (IBRAM, 2016) destaca que a qualidade do ar no plano piloto varia de boa a regular, enquanto na região da Fercal o estado do ar é crítico devido as altas concentrações de partículas totais em suspensão (PTS) oriundas das fabricas de cimento, demandando prioridade de medidas para mitigação das emissões e para redução dos efeitos associado a exposição da poluição pelos grupos de ricos nessas regiões.

Apesar dos esforços em manter um programa de monitoramento, a gestão da qualidade do ar no DF não apresenta muitos avanços desde 10 anos de operação. Os poucos parâmetros monitorados e a baixa representatividade espacial da rede de monitoramento ainda deixa uma grande lacuna sobre a qualidade do ar no DF. No entanto, segundo o último relatório anual do IBRAM (2015), a instituição está buscando medidas com a finalidade de modernizar e expandir sua rede de monitoramento.

3.7 SENSORES DE BAIXO CUSTO APLICADOS AO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR

Avanços nas áreas tecnológicas trouxeram os sensores eletrônicos como uma nova possibilidade de medir e monitorar parâmetros do meio ambiente. Estas tecnologias são baseadas em microdispositivos sensíveis à alguma forma de energia ou matéria que quando integrados em sistemas eletrônicos podem fornecer, por meio de sinais analógicos ou digitais, dados de interesse ambiental (MARTINEZ, 2004).

Diante do alto custo dos métodos e amostradores convencionais para o monitoramento da qualidade do ar, os sensores eletrônicos, devido suas múltiplas aplicações e baixo preço por unidade, aparecem como uma alternativa para suprir,

juntamente com desenvolvimento tecnológico, demandas da área técnica e científica no que diz respeito a poluição atmosférica, sendo um potencial instrumento aplicado no monitoramento da qualidade do ar pelos órgãos ambientais (LEITE, 2016).

A aplicação final desses sensores depende de outras tecnologias e áreas de conhecimento como programação, computação e eletrônica. A variar com a finalidade da aplicação, esses sensores são periféricos conectados a outros componentes, como placas eletrônicas ligadas a uma fonte de alimentação, resistores, microprocessadores, micro controladores, conversores de sinais analógicos, dispositivos de armazenamento e transferência de dados, dentre outros.

O advento das tecnologias de redes sem fio trouxe nessa área a possibilidade de aplicação de uma rede de comunicação sem fio entre os sistemas embarcados de sensores eletrônicos e computadores/servidores. Uma das vantagens é o acesso dos dados sem a necessidade de uma conexão física, além da possibilidade de formação de um banco de dados compartilhado em nuvem ou websites (HILL, 2004). Hoje, com os avanços dessas tecnologias, já é possível ter o acesso online sobre qualidade do ar em tempo real de algumas cidades do mundo (DEVARAKONDA, 2013).

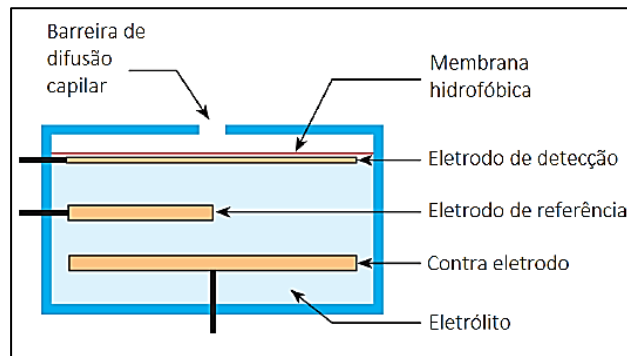
A aplicação dos sensores de baixo custo para o monitoramento da qualidade do ar está em constante fase de desenvolvimento. Uma das dificuldades de suas aplicações pelos órgãos ambientais está na falta de normas técnicas e protocolos dessas tecnologias para o fornecimento de dados de alta confiança. Assim, a aplicação final desses sensores para obter dados de confiança requer a calibração com equipamentos de referência, ou seja, estatisticamente, os sensores devem apresentar uma curva de calibração com alto coeficiente de determinação (AGUIAR, 2014)

Os sensores utilizados no monitoramento da qualidade do ar são divididos em três tipos de acordo com suas aplicações; os de células eletroquímicas, os de semicondutores de óxidos metálicos e os de dispersão luminosa (detecção ótica). Basicamente os dois primeiros são utilizados para medir a concentração de poluentes em sua fase gasosa como NO₂, O₃, CO e COVS. Enquanto os sensores de dispersão luminosa são geralmente utilizados para medir as concentrações de substâncias em fase sólida.

a) Os sensores eletroquímicos;

Os sensores eletroquímicos funcionam por meio da reação do gás quando entra contato com os eletrodos, produzindo um sinal elétrico proporcional à concentração de gás. Estes sensores são constituídos tipicamente por, membranas hidrofóbica, um eletrodo de detecção (eletrodo de trabalho), um contra-elektrodo e, entre eles, um eletrodo de referência (Figura 8).

Figura 8: Esquema representativo de um sensor eletroquímico



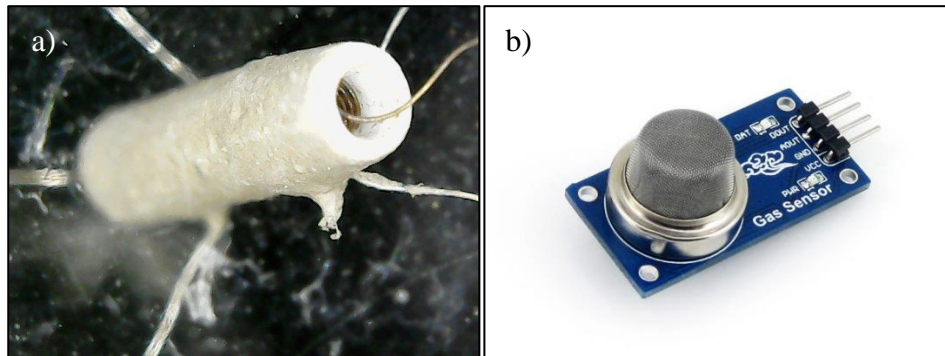
Fonte: AGUIAR, 2014, página 57

O princípio de funcionamento dos sensores eletroquímicos se baseia na determinação de diferenças de potencial que são geradas pela reações de oxidação/redução do gás de interesse quando em contato com o eletrodo de trabalho (detecção) adjacente ao eletrólito composto por uma substância catalizadora. O cálculo final da concentração é feito com base na corrente gerada no eletrólito que é linearmente proporcional a concentração do gás que se deseja mensurar (LOWINSOHN, 2006).

b) Os sensores óxidos metálicos;

São compostos por semicondutores de óxidos de metais, feitos geralmente de dióxido de estanho (SnO_2) na forma de pastilhas ou películas finas. O princípio de detecção é baseado na reação entre os semicondutores e a oxidação ou redução dos gases de interesse, que levam a alterações na sua condutividade. Esta alteração na condutividade é medida ao longo de um par de eletrodos que são incorporados ao óxido de metal (LORETO, 2012)

Figura 9: Parte interna (a) e externa (b) de um sensor de semiconductor de dióxido de estanho (SnO₂)



Fonte: Laboratório de Ecologia Aplicada, IB (UnB) (a) e ETECHPK, 2016 (b).

Vale ressaltar que na aplicação desses sensores, é usado um elemento de aquecimento, geralmente a platina, para regular a temperatura do sensor. Esses sensores têm de ser aquecidos a 200 até 400 graus Celsius, para aumentar a sensibilidade e diminuir o tempo de resposta, pois eles apresentam diferentes características de resposta do gás em diferentes faixas de temperatura. A seleção da melhor temperatura operacional para cada um dos gases específico aumenta a sensibilidade e minimiza efeitos cruzados (LORETO, 2012).

c) Os sensores ópticos;

Nos métodos de detecção óptica as micropartículas sólidas são iluminadas por um feixe de luz que são irradiadas por espalhamento em todas as direções. Parte desta luz é simultaneamente transformado em outras formas de energia por absorção das partículas. Os fotodiodos de dispersão detectam a intensidade da luz dispersa e convertem em sinal de corrente elétrica. Assim, a medição é feita com base no cálculo da atenuação da intensidade de um feixe de luz pela absorção e dispersão das partículas sólidas (KHADEM, 2014).

Figura 10: Sensor óptico de material particulado



Fonte: WAVESHARE, 2016

4 MATERIAIS E MÉTODOS

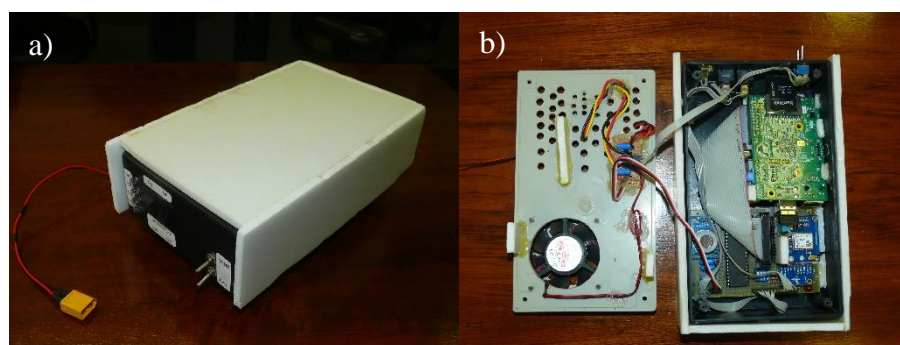
Esse trabalho foi realizado por meio do projeto “Paisagem, sociotecnosfera e atmosfera no Distrito Federal: mapeamento detalhado da temperatura, da concentração de monóxido de carbono atmosférico, das fontes poluidoras e dos mecanismos de diluição e amenização”, coordenado pelo Profº Drº Carlos Henke de Oliveira, no Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ecologia – IB (UnB).

Esse projeto tem como principal instrumento de amostragem a sonda SAPHIRA (Sistema de Aquisição, Processamento, Hospedagem e Integração de Informações sobre Recursos Ambientais) desenvolvido pelo coordenador para ser aplicado como sistema embarcado de acordo com os objetos de interesse dos planos de trabalho. As fases de desenvolvimento e teste experimental da sonda ocorreram durante os anos de 2014 e 2015, sendo que sua aplicação final no projeto começou em 2016 com os resultados prévios apresentados nesse trabalho.

4.1 SONDA SAPHIRA

A sonda SAPHIRA 3 (Figura 11) é um dispositivo eletrônico composto por um microprocessador Raspberry Pi, com registro de dado automatizado a cada 2 segundos, uma câmara fotográfica, cartão mini SD para armazenamento de dados, um receptor de sinal GPS para registro da localização e georreferenciamento, e um conjunto de sensores que medem alguns parâmetros atmosféricos como temperatura, umidade, concentração de monóxido de carbono, material particulado e pressão, além de sensores que medem aceleração e velocidade.

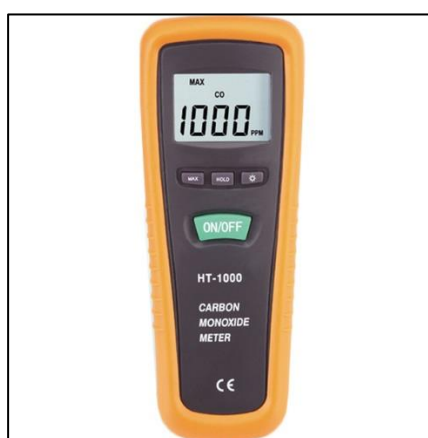
Figura 11: Parte externa (a) e interna (b) da Sonda SAPHIRA 3.



Fonte: Laboratório de Ecologia Aplicada, IB (UnB)

O sensor instalado que mede as concentrações de CO é o “MQ7”, do tipo semicondutor de dióxido de estanho (S_nO_2). Como a maioria dos sensores de óxido metálico, este tipo de sensor necessita de ser calibrado para obter os valores de CO em concentrações atmosféricas (ppm). Desse modo, foram feitos quatro ensaios de calibração em dias distintos e em ambiente controlado para verificar a resposta do sensor e levar à campo. A curva de calibração e a equação da reta foram geradas com base nos valores máximos de CO registrados durante as amostragens por um medidor portátil de referência modelo HT-1000 (Figura 12) com precisão de 1ppm e escala entre 0 e 100ppm)

Figura 12: Medidor portátil de CO modelo HT-1000

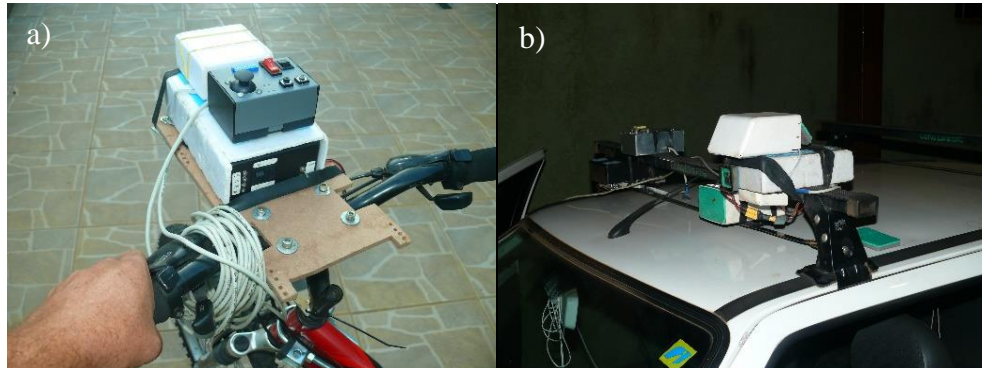


Fonte: GLOBALMARKET, 2016

A concentração de material particulado é medida por um sensor “Nova PM SDS011”. Este é um sensor do tipo ótico que mede frações de material particulado de 2,5 μm e 10 μm . Calibrados pelo próprio fabricante, a detecção deste tipo de sensor se caracteriza pela estabilidade ao longo do tempo. Diferente dos sensores de óxidos metálicos, as respostas dos sensores óticos não são influenciadas pela variação de umidade e temperatura, medindo assim concentrações com valores de confiança sem a necessidade de constante calibração.

Depois de ser calibrada, a sonda SAPHIRA foi instalada na parte superior externa de um veículo para realizar o mapeamento móvel das concentrações de material particulado e monóxido de carbono percorrendo algumas vias automotivas primárias e secundárias do DF. Quando necessário, a sonda foi instalada numa bicicleta para o mapeamento em algumas vias quando estas foram bloqueadas para o acesso de veículos automotores (Figura 13).

Figura 13: Sonda SAPHIRA 3 instalada em uma bicicleta (a) e na parte superior de um automóvel (b)



4.2 MAPEAMENTO MÓVEL

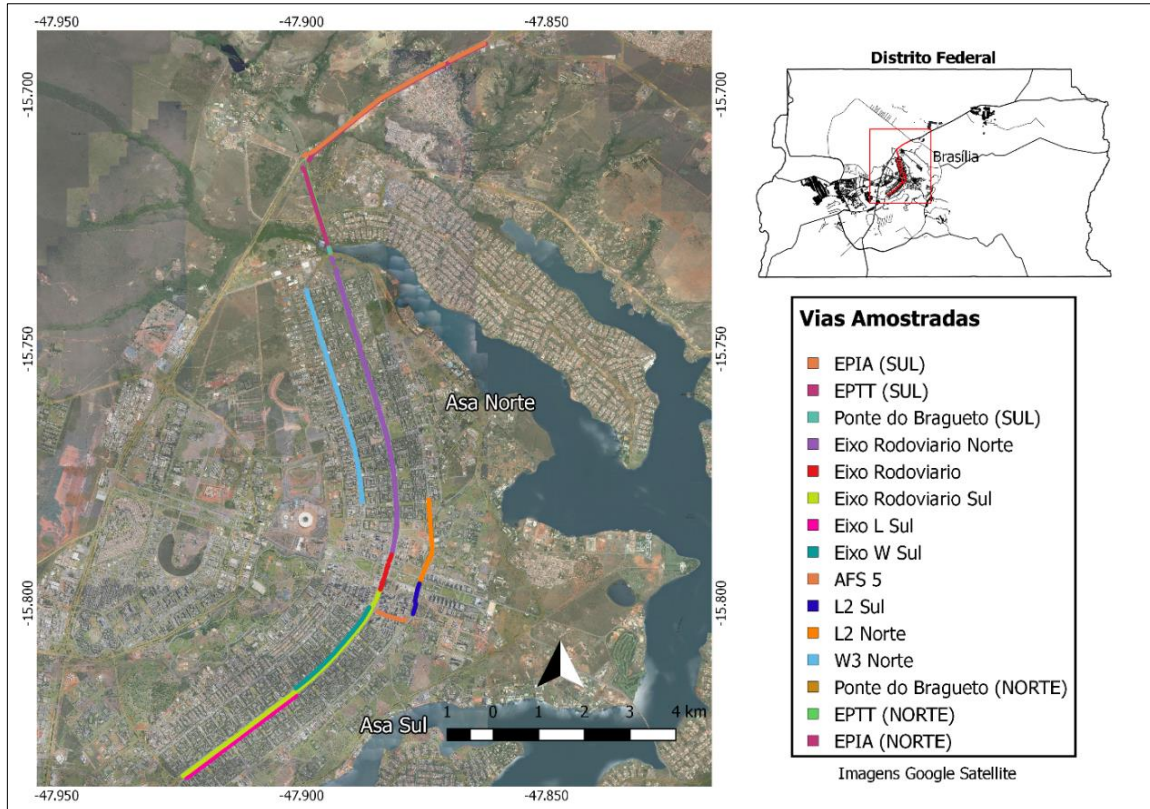
O mapeamento móvel foi realizado na área urbana de Brasília-DF, situada entre os paralelos 15° S e 16° S e entre os meridianos 47° W e 48° W, localizada no bioma Cerrado com um clima tropical tipo Aw, com precipitação variando de 750mm a 2.000mm por ano. Essa região é caracterizada pela marcante sazonalidade do clima, onde cerca de 90% das precipitações ocorrem entre outubro e abril (BAPTISTA; MAIA, 2008).

As amostragens ocorreram em dois dias da semana, sendo um em dias úteis, geralmente nas quintas-feiras, e outro no fim de semana, aos domingos, nos três turnos; manhã (08:00 a 09:00), fim de tarde (18:00 a 19:00) e noite (22:00 a 23:00). As amostragens foram feitas entre os dias 05 de maio até 02 de junho, período caracterizado pelo início da estação seca em Brasília. No total foram 9 dias de campanha com uma amostragem excepcional na madrugada (03:00 a 04:00), visando obter referência para valores mínimos teóricos, dada a baixa circulação de veículos de combustão interna. Ao total o esforço de campo esteve em torno de 1400 Km.

Em cada turno, as vias automotivas foram amostradas seguindo sempre o mesmo trajeto; começando pelas rodovias Estrada Parque Indústria e Abastecimento (EPIA), Estrada Parque Torto (EPTT) e Ponte do Bragueto no sentido sul. Depois, pelo Eixo Rodoviário Norte, Eixo Rodoviário (Buraco do Tatu) e Eixo Rodoviário Sul, voltando em seguida pelas vias paralelas Eixo L e W Sul, atravessando o setor bancário sul pela via AF5 saindo pela L2 Sul em direção a L2 Norte. Em seguida, percorrendo a W3 Sul no sentido

norte, passando mais uma vez pela Ponte do Bragueto, EPTT e EPIA, finalizando o percurso (Figura 14).

Figura 14: Vias amostradas na pesquisa, entre os dias 05/05-2016 e 02/06/2016, nos turnos manhã, tarde e noite, contemplando dias úteis e fins de semana. Em parêntese o sentido em que a via foi percorrida.



4.3 ÍNDICE DE FLUXO VEICULAR

Para análise da contribuição automotiva nas concentrações de CO e MP, foi criado um índice de fluxo veicular para cada via representando uma medida ordinal que indica a intensidade de fluxo baseado em observação de campo. O índice foi desenvolvido durante atividades de campo, mediante a observação dos padrões típicos do trânsito em Brasília. O índice é calculado por meio de uma média ponderada de números inteiros entre 0 e 4 obtidos em 3 locais da via (início, meio e fim) em cada turno e data de coleta que representam a densidade automotiva nas faixas direitas (mão) e esquerdas (contramão) de cada via amostrada. Os pesos utilizados totalizam 3, sendo 2 para a direita (mão) e 1 para a esquerda (contramão), visando ponderar o efeito da distância das fontes móveis nas variações das concentrações de CO e MP. Os fluxos veiculares observados foram registrados em uma planilha (Anexo 1) de campo segundo a classificação descrita na Tabela 5.

$$I_{fv} = \frac{\left[\left(\frac{x_{di} + y_{dm} + z_{df}}{3} \right) * 2 + \left(\frac{x_{ei} + y_{em} + z_{ef}}{3} \right) * 1 \right]}{3}$$

Onde,

- I_{fv} → Índice de fluxo veicular de toda a via.
- $x_{di} + y_{dm} + z_{df}$ → Somatória do fluxo veicular nas faixas direitas (mão) no início (x_{di}), meio (y_{dm}) e fim (z_{df}) da via.
- $x_{ei} + y_{em} + z_{ef}$ → Somatória do fluxo veicular nas faixas esquerdas (contramão) no início (x_{ei}), meio (y_{em}) e fim (z_{ef}) da via.

Tabela 5: Classes de fluxo veicular desenvolvidas com base na observação de campo e utilizadas no presente estudo.

Classificação do Fluxo Veicular (de 0 a 4)	
<p>Classe 0</p>  <p>Trânsito livre, sem a presença de automóveis na via em até 50m de distância do condutor.</p>	<p>Classe 1</p>  <p>Trânsito livre, tipicamente com presença de automóveis em até 50m do condutor, em situação em que a mudança de faixa e ultrapassagem ocorrem com facilidade e o tráfego em velocidade limite da via é atingido sem dificuldades.</p>
<p>Classe 2</p>  <p>Trânsito de fluxo intermediário, com pelo menos duas faixas ocupadas em até 30m de distância do condutor, na maior parte do tempo, e podendo-se manter a velocidade limite da via.</p>	<p>Classe 3</p>  <p>Trânsito de fluxo intermediário, na maior parte do tempo com todas as faixas ocupadas por automóveis em até 50m de distância e com o comprometimento do limite de velocidade da via</p>
<p>Classe 4</p>  <p>Trânsito congestionado, com todas as faixas ocupadas por automóveis em velocidade média próxima a zero e com frequentes paradas (exceto quanto ocasionadas por fechamento de semáforos).</p>	

4.4 COLETA E TRATAMENTO DOS DADOS

Os dados coletados pela sonda SAPHIRA foram transferidos para um computador onde foi criado um banco de dados numa planilha do Microsoft Excel, com a finalidade de integrar os dados registrado pela sonda com os dados de índice de fluxo veicular observados em campo, e dados meteorológicos, como velocidade do vento, disponibilizados publicamente no endereço eletrônico do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

O tratamento de dados, as análises estatísticas e a criação de gráficos foram feitos pelo Excel com o complemento do software de estatística “R”. Enquanto o georreferenciamento e a geração de mapas das concentrações de material particulado e monóxido de carbono foram feitos utilizando o *software* livre Quantum GIS com a importação dos atributos do banco de dados e das imagens do Goolge Satélite.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

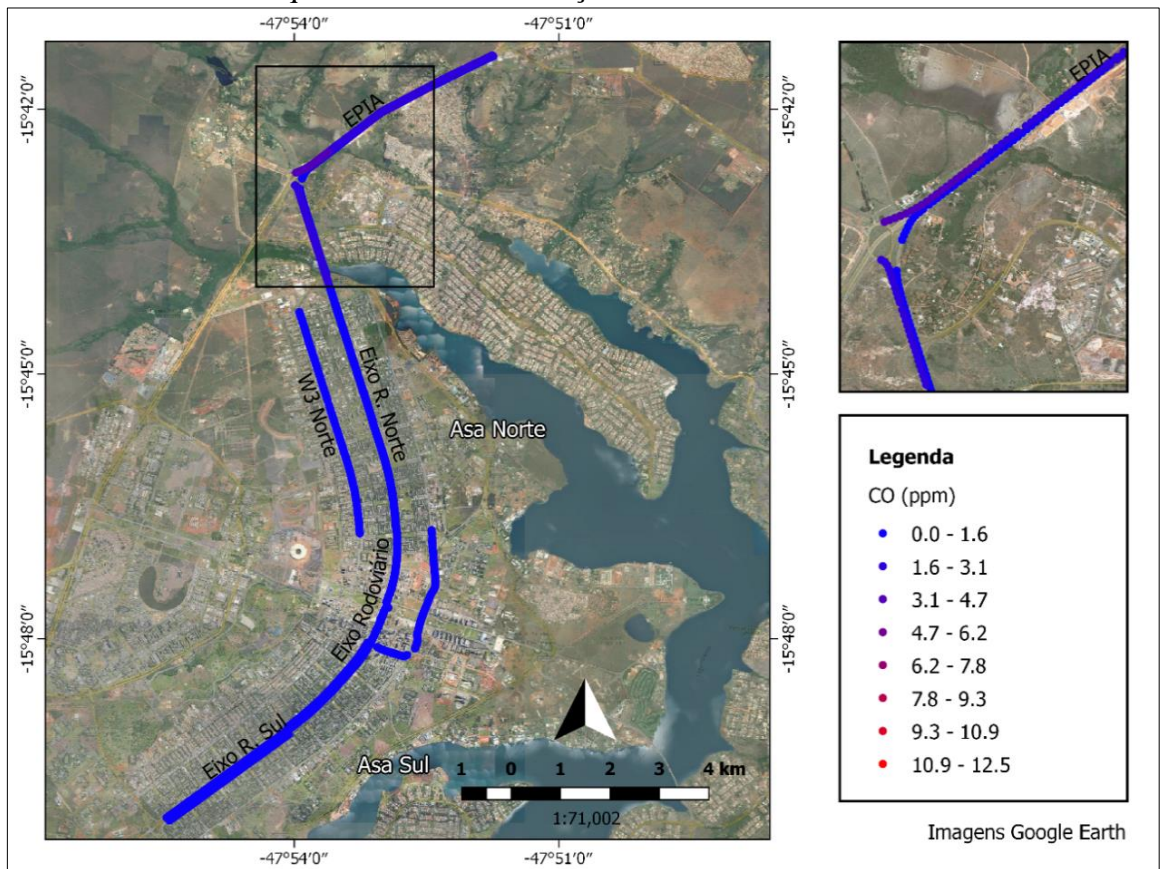
No geral a sonda SAPHIRA 3 respondeu com uma perda de dados muito pequena, menos de 1% por falha do GPS. Em um mês de amostragem, foi obtido um banco de dados com aproximadamente 40 mil registros possibilitando assim, a análise dos resultados com alta resolução espaço e temporal. Os dados úteis (descontando os dados de áreas “não foco” da pesquisa, como trevos, rotatórias, trechos de contorno para restringir as vias principais) totalizaram 1.048,277 Km e 21,93 horas de amostragem.

O texto que segue explora tais dados, contudo destaca-se a impossibilidade de analisar todas as combinações possíveis neste momento, ou seja, 8 dias distintos, em 3 turnos por dia, em 13 vias diferentes, guardando ainda dados discriminados segundo dia útil (quintas feiras) e fins de semana (domingos). O número total de combinações, portanto, representaria mais de 60 elementos possíveis, entre gráficos e tabelas. Assim, neste documento são explorados somente os padrões mais importantes (expressos em gráficos e mapas) que atendem aos objetivos propostos.

5.1 VARIAÇÕES DA CONCENTRAÇÃO DE MONOXIDO DE CARBONO

A Figura 15, mostra a distribuição espacial das concentrações de CO numa manhã de domingo, registradas no dia 15 de maio. Observa-se que, no geral, as concentrações foram abaixo de 1 ppm nas vias amostradas no plano piloto, o que é de certa forma esperado já que o fluxo automotivo é muito baixo nesses horários e não há registro da presença de outras fontes emissoras. Porém, nota-se que na EPIA sentido sul há um pequeno aumento da concentração de CO (entre 1 e 3 ppm) nas proximidades da rotatória que dá acesso à via EPTT (Balão da Granja do Torto). A passagem de um fluxo mínimo de veículos nesse trecho com a atividade da pista e a demanda maior por queima de combustível para desempenho, pode justificar o aumento dessa concentração.

Figura 15: Concentração de CO na manhã do dia 15.05.2016 (Domingo). Nota-se no detalhe um aumento da concentração de CO no trecho em aclave, consequência do maior fluxo de combustível queimado nestas condições.

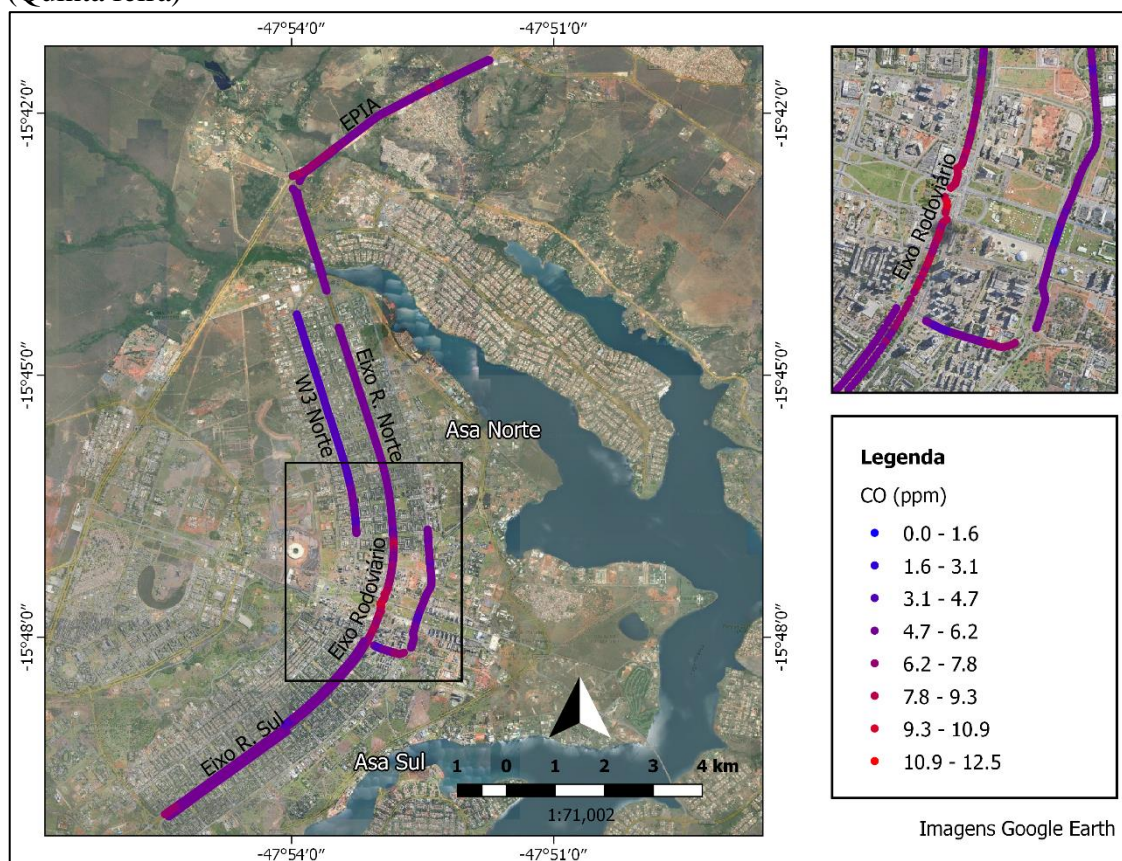


A Figura 16 apresenta as concentrações de monóxido de carbono em horário de pico numa tarde de quinta-feira. No geral, as concentrações aumentaram para todas as vias, com concentrações entre 3 a 10 ppm. É também possível observar, de forma mais clara, que as concentrações de monóxido de carbono no mesmo trecho da EPIA citado anteriormente, onde há a atividade da via no sentido sul, são mais altas que nos outros trechos da mesma. Porém, destaca-se que os valores mais elevados de concentração de monóxido de carbono (aprox. 10 ppm) foram registrados na região central do Plano Piloto, principalmente no “Buraco do Tatu” (Eixo Rodoviário na sua porção central), onde o fluxo automotivo foi maior em comparação às outras vias.

A contribuição da frota automotiva nas concentrações de monóxido de carbono na manhã do dia 15 de maio pode ser visualizada na Figura 17. Nota-se para que algumas vias há uma relação clara entre a intensidade da frota automotiva com as concentrações de CO, como nos Eixos Rodoviários. Porém em alguns trechos, os picos de volume de fluxo veicular não correspondem com os de concentração de CO, provavelmente devido a

influência de outras variáveis e da própria qualidade do fluxo automotivo, no que diz respeito a taxa de emissão por automotores.

Figura 16: Distribuição espacial da concentração de CO na manhã do dia 19.05.2016 (Quinta feira)

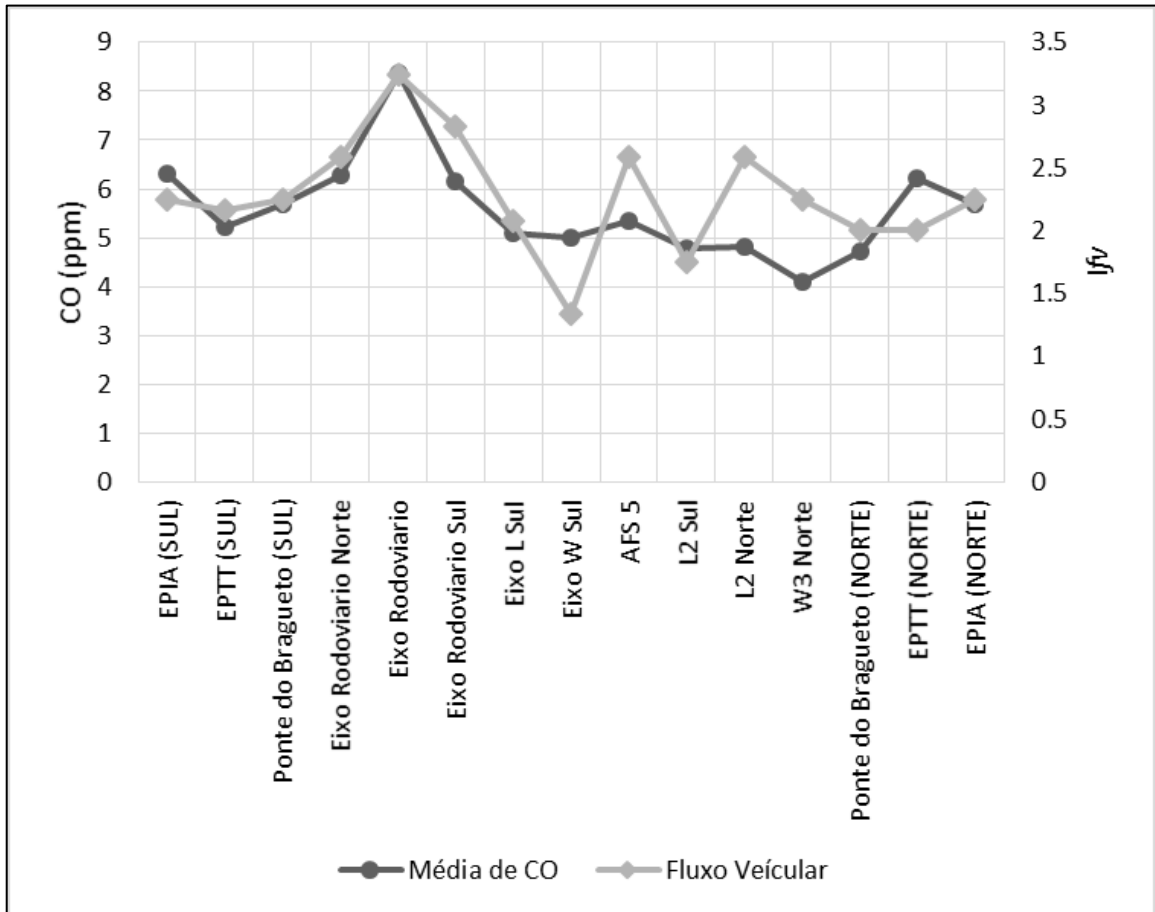


Apesar do aumento de 100% da frota automotiva de Brasília em uma década, contando hoje com aproximadamente 1,6 milhões de veículos (DETRAN/DF, 2016), as concentrações de CO não são tão preocupantes. Isso provavelmente se deve ao estabelecimento de metas do PROCONVE e do PROMOT para a redução de emissão veicular aliado aos avanços das tecnologias limpas e melhorias na qualidade dos combustíveis, considerando ao fato de que a frota veicular do DF é tipicamente nova. Em 1991, o fator de emissão (emissão de determinado poluente por distância percorrida) de CO de um carro e uma motocicleta zero movidos a gasolina era de 11,5 g/km e 19 g/km, respectivamente hoje esses fatores chegam a 0,3 g/km e 1 g/km para as motocicletas (CETESB, 2014).

Assim, devido à heterogeneidade da frota veicular, as concentrações de CO atmosférico nas vias urbanas não dependem somente do número de fontes móveis poluidoras, mas também do fator de emissão de cada automotivo e outras variáveis

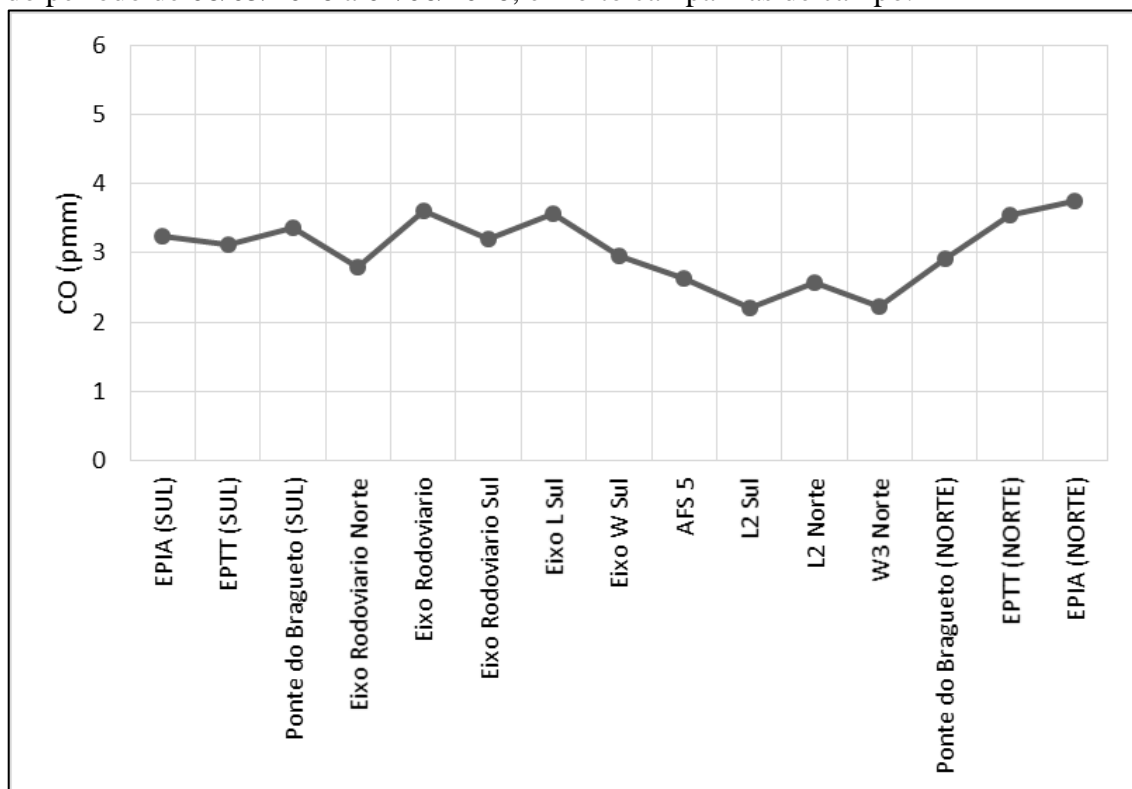
externas. Por exemplo, a emissão de um automóvel fabricado 15 anos atrás pode representar o equivalente a emissão de 28 veículos novos em determinado trecho da via, o que deve ter influenciado nas médias altas da concentração de CO em trânsito com pouco fluxo automotivo, assim como o contrário.

Figura 17: Média do fluxo de trânsito (IFV – índice de fluxo veicular) e das concentrações de CO em cada via no dia 19.05.2016 no turno da tarde.



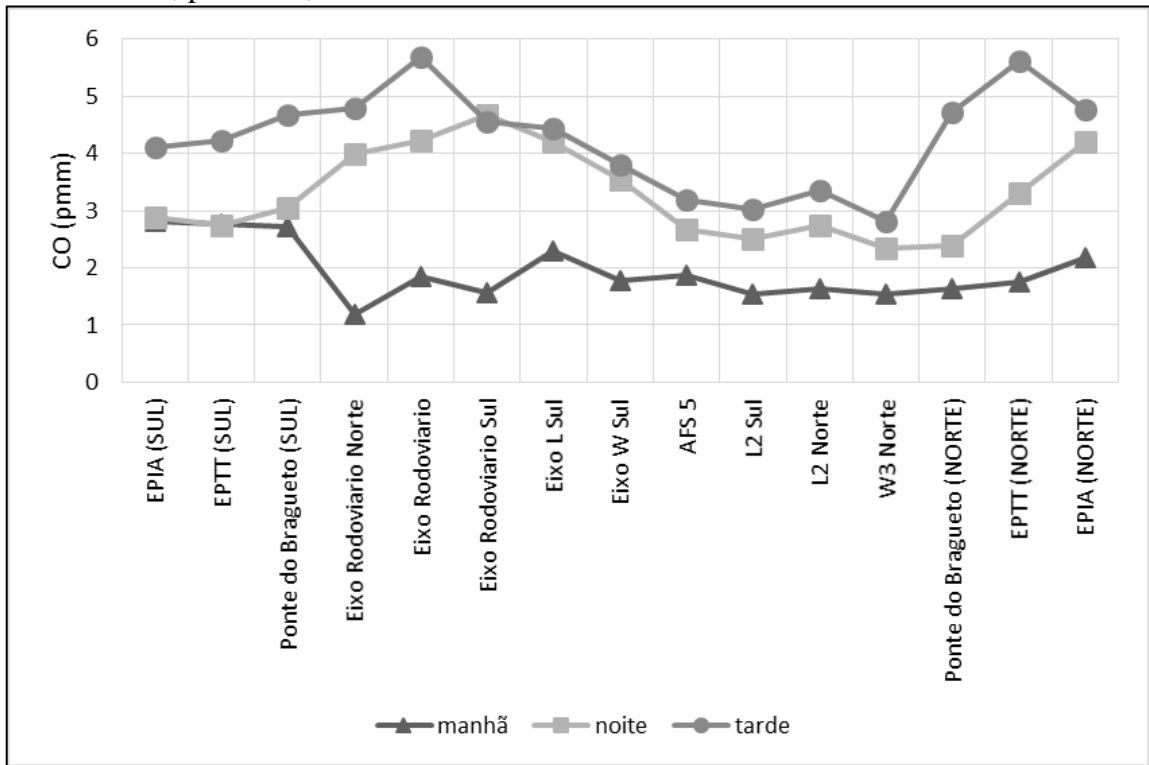
Em relação às concentrações médias de CO de todos os dias de amostragem, sem que haja distinção por turno ou fim de semana e dia útil, nota-se que a rodovia EPIA, sobretudo no sentido norte, apresenta os maiores valores de CO, com média de 4 ppm (Figura 18). Também se destacam o Eixo L Sul e o Eixo Rodoviário, conhecido como o “Buraco do Tatu”. Esses resultados condizem com os obtidos por Júnior (2016) por meio de uma modelagem espacial sobre poluição urbana no DF em que as emissões mais baixas de CO por ano estão nas vias L2 Sul e Norte, e as emissões mais elevadas onde há maiores fluxo de veículos ao longo do dia, como na EPIA e nos Eixos as quais são vias de alta velocidade que atravessam as principais áreas comerciais e residências de Brasília.

Figura 18: Concentrações de monóxido de carbono por via (CO), médias das amostragens do período de 08/05/2016 a 02/06/2016, em oito campanhas de campo.



Já ao analisar as concentrações de CO com distinção dos três turnos (Figura 19) percebe-se nitidamente que o turno da manhã apresenta as menores concentrações, enquanto no turno da tarde é registrado os maiores valores e a noite em situação intermediária. O turno da manhã apresenta comportamento distinto em alguns trechos como na EPIA e EPTT as quais mostram maiores concentrações de CO no sentido sul, o oposto ocorrendo nos turnos tarde a noite, onde as maiores concentrações ocorrem no sentido norte. Este padrão pode ser explicado pelo fato de que estas vias apresentam maiores fluxos de veículos pela manhã no sentido sul, quando moradores de condomínios e cidades satélites da região norte do DF como Sobradinho e Planaltina se deslocam para suas atividades diárias no Plano Piloto.

Figura 19: Concentrações médias de monóxido de carbono (CO) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo fins de semana e dias úteis.



Os padrões gerais de CO descritos repetem mesmo com dados filtrados apenas para os dias úteis com concentrações muito próximas em algumas vias (Figura 20), porém para os fins de semana os padrões são diferentes (Figura 21). Nota-se que nos fins de semana há maiores diferenças nas concentrações de CO em turnos distintos, na manhã, por exemplo, os valores são tipicamente os menores de todos. Em particular, os Eixos Norte, Sul e Rodoviário mostram concentrações mínimas, inferiores a 0,5 ppm, devido ao fluxo zero de veículos pelo fechamento destas vias para as atividades de lazer (Eixão do Lazer). Entretanto, mesmo observando um fluxo relativamente alto nas vias paralelas (Eixos W e L) em distâncias aproximadas de 50 metros destes Eixos, as concentrações de CO são baixas.

Figura 20: Concentrações médias de monóxido de carbono (CO) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo apenas dias úteis.

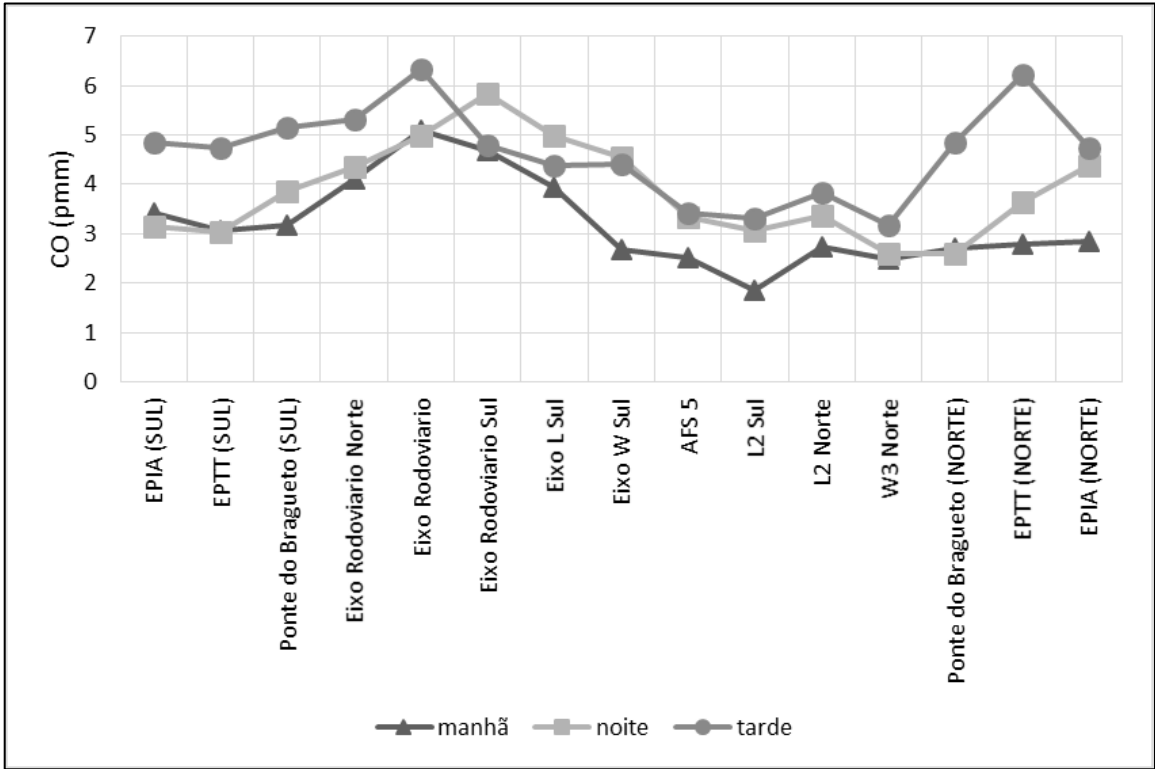
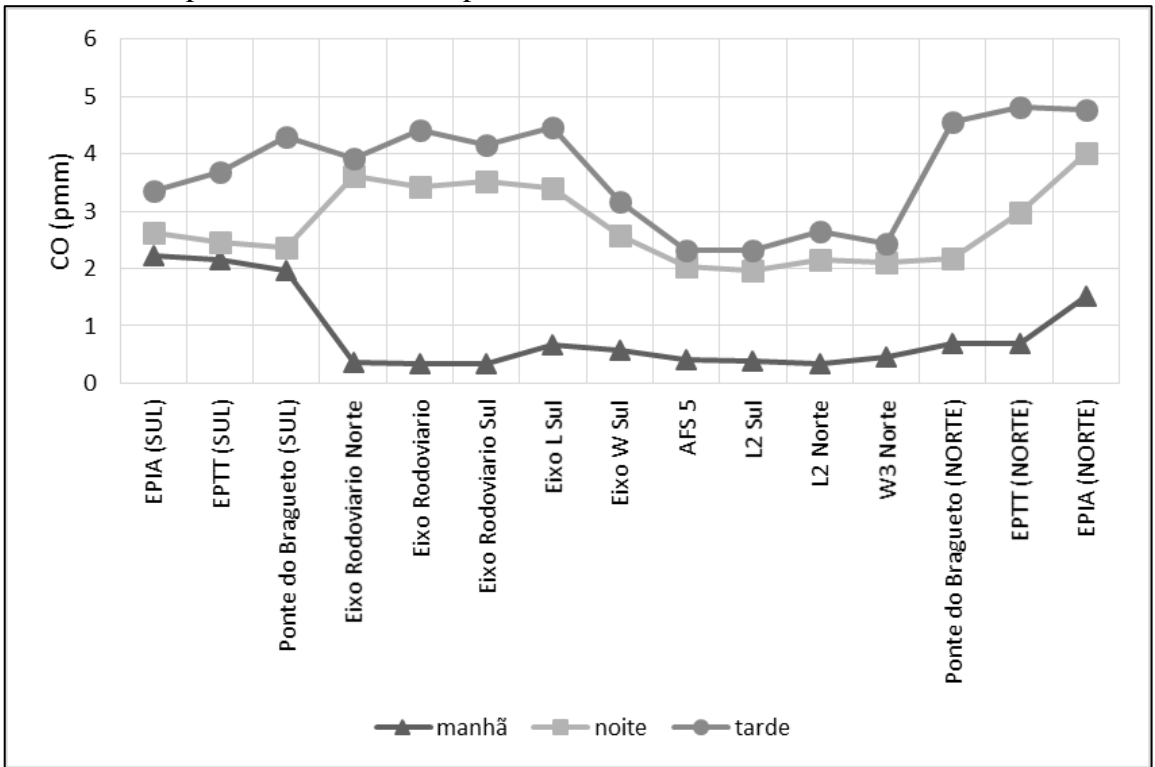


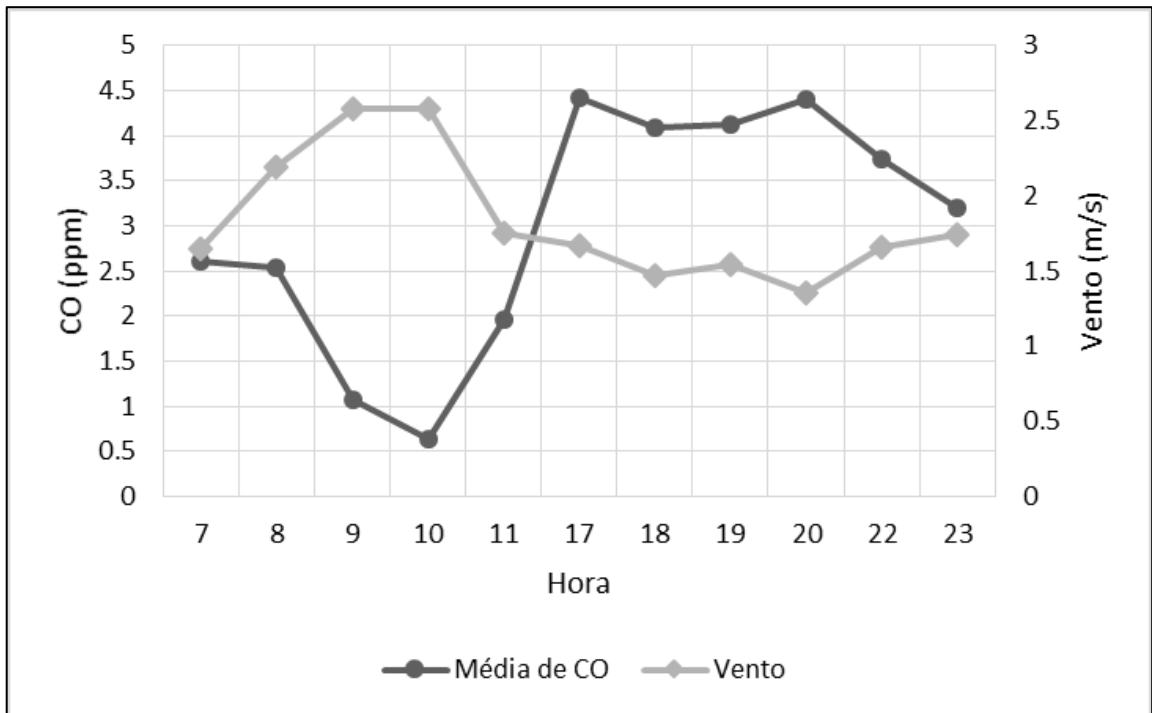
Figura 21: Concentrações médias de monóxido de carbono (CO) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo apenas fins de semana.



Na Figura 22 é possível observar simultaneamente as variações das concentrações de monóxido de carbono e das variações velocidades do vento durante o dia no mês de maio. Nota-se nos gráficos que as variações desses dois fatores são opostas. Entre 9h e 10h da manhã, por exemplo, a velocidade do vento é a mais alta do dia (2.5 m/s) enquanto as concentrações de CO são as mais baixas (0.5 ppm), já a tarde esse cenário muda, com velocidades de vento intermediárias e concentrações mais elevadas de CO.

Em uma análise descritiva dessas médias, o grau de correlação entre essas duas variáveis calculada pelo coeficiente de Pearson foi de $\rho = -0.88$, sendo que valores entre 0.7 e 0.9 negativos significam uma correlação forte. Esses resultados sugerem fortemente a influência da velocidade do vento nas concentrações de CO, contribuindo, principalmente, para o efeito de dispersão e diluição desse poluente na atmosfera. Adicionalmente, fatores como verticalização urbana e relevo podem alterar o regime de vento e conseqüentemente diminuir o seu efeito sobre CO. Na região central de Brasília, a altura e baixa densidade de área construída e verticalizada favorecem o efeito do vento na diminuição das concentrações de CO, o que pode justificar, concomitante a outros fatores, as médias baixas de CO registradas nesse estudo pela manhã.

Figura 22: Média das variações diárias de maio das concentrações de CO e velocidade do vento



Ao avaliar o risco da exposição de CO à população de Brasília para quem trafega diariamente nas vias estudadas, nota-se que considerando as médias diárias de maio a concentração mais alta foi de aproximadamente 4 ppm na via EPIA sentido norte (Tabela 7), concentração abaixo da metade do máximo permitido pelos padrões de qualidade do ar do CONAMA que é de 9 ppm para média amostral de 8h, e 35 ppm para 1h (Tabela 6). Portanto, segundo com esses padrões de referência, as concentrações de CO, no geral, são muito baixas e não oferecem risco à saúde para aqueles que frequentam estas rodovias eventualmente.

Tabela 6: Padrão de referência para o CO

Poluente	Tempo médio de amostragem	Máximo Permitido (ppm)	
		Padrão primário	Padrão secundário
CO (Conama)	1h	35	35
	8h	9	9

Fonte: Adaptado de MMA, 1990.

No entanto, em alguns dias uteis, a média de CO no Eixo Rodoviário chega a 7 ppm (Tabela 7), concentração pela qual a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) considerada suficiente alta para causar alguns sintomas leves como dor de cabeça, *stress* e aborrecimento em pessoas que estão expostas ao longo do dia. Logo, o Eixo Rodoviário merece atenção e monitoramento contínuo em relação às concentrações de CO, onde há vários grupos de risco que são expostos durante longo período de tempo nas proximidades, como trabalhadores de obras civis, vendedores abundantes, comerciantes, dentre outros.

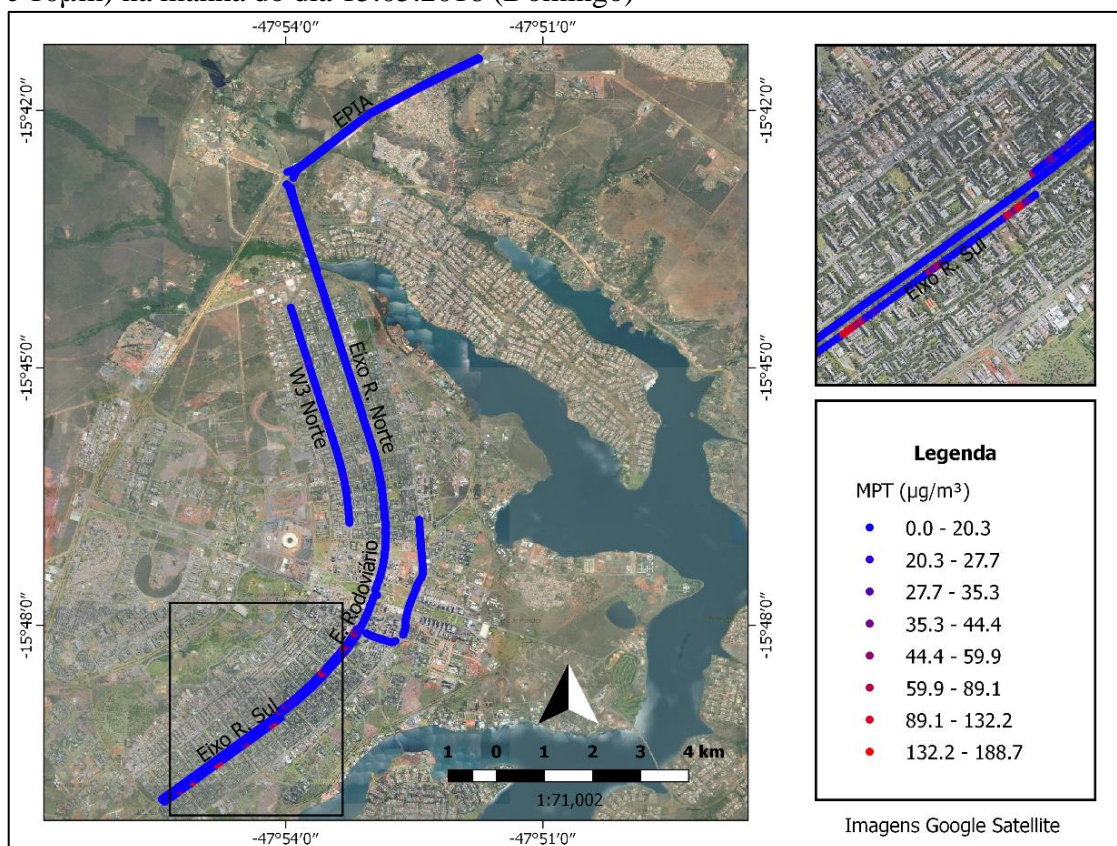
Tabela 7: Médias das concentrações diárias de CO calculado com base na média dos três turnos de amostragem para cada via.

Vias	Média diária de CO (ppm)									
	8/5	12/5	15/5	19/5	22/5	23/5	24/5	29/5	2/6	Tudo
AFS 5	1.4	2.3	1.7	3.5	1.5	1.8	3.0	1.9	3.4	2.6
Eixo L Sul	2.1	3.7	3.5	4.2	2.7	2.0	3.7	3.0	6.1	3.6
Eixo Rodoviário	1.3	4.5	1.6	5.9	1.8	2.3	6.0	3.8	6.8	3.6
Eixo Rodoviário Norte	1.0	4.1	1.3	4.9	1.8	1.9	4.6	3.6	5.2	2.8
Eixo Rodoviário Sul	1.3	4.2	1.4	4.9	2.0	2.3	4.9	3.8	6.0	3.2
Eixo W Sul	1.8	3.2	2.3	3.5	1.9	1.7	3.5	2.4	5.1	2.9
EPIA (NORTE)	3.3	3.8	4.1	4.3	3.0	1.5	4.2	3.5	4.2	3.8
EPIA (SUL)	3.4	3.7	2.8	4.3	1.9	1.6	4.1	3.0	3.4	3.2
EPTT (NORTE)	3.0	4.4	2.4	3.6	2.4	1.3	4.4	3.3	5.0	3.6
EPTT (SUL)	3.3	3.1	3.2	3.1	2.3	1.2	4.2	2.3	3.8	3.1
L2 Norte	1.2	2.8	2.1	3.3	1.6	1.8	3.1	2.0	4.2	2.6
L2 Sul	1.4	1.7	1.6	3.2	1.5	1.8	2.9	1.8	4.0	2.2
Ponte do Bragueto (NORTE)	1.9	3.6	2.0	2.8	2.2	1.3	3.7	3.4	4.1	2.9
Ponte do Bragueto (SUL)	2.9	3.3	3.8	2.9	2.3	1.3	4.3	2.8	4.7	3.4
W3 Norte	1.6	2.5	1.7	2.3	1.6	2.2	2.5	1.9	3.7	2.2

5.2 VARIAÇÕES DAS CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO

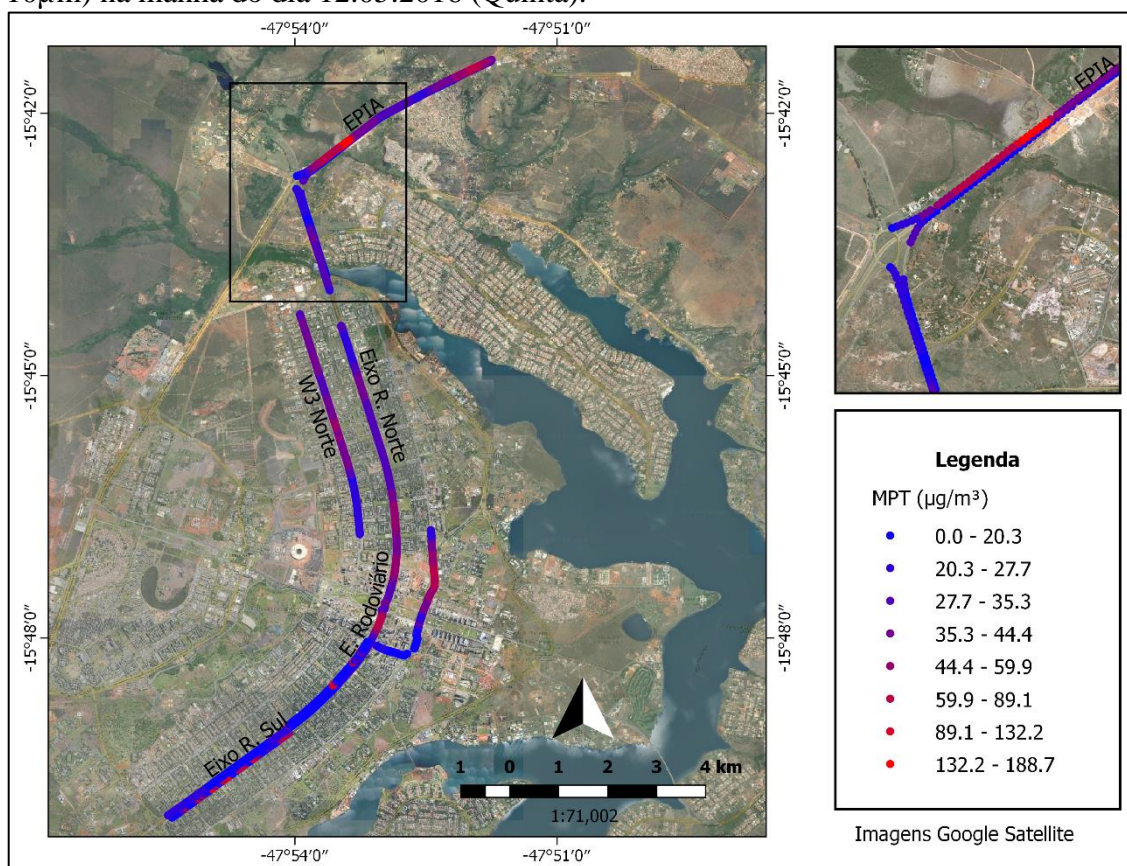
As concentrações mínimas de material particulado total (MPT), que nesse trabalho significa a somatória das frações de 2,5 μm e 10 μm , podem ser visualizadas na Figura 23, registradas numa manhã de domingo quando o fluxo de veículo é muito baixo e os Eixos Rodoviários estão fechados para atividades do Lazer. Assim como observado para o CO no mesmo dia e turno (Figura 15), essas concentrações podem ser consideradas de referência (*background*) por serem próximas a zero em quase todos os pontos das vias, o que indica um ar atmosférico limpo. Porém, ainda é possível observar eventuais picos de MPT nas vias paralelas ao Eixo Rodoviário Sul, como no Eixo W e Eixo L, onde o fluxo de automotores, mesmo que mínimo, se concentram nessas vias quando as outras estão fechadas, o que pode ter contribuído tanto com a emissão direta quanto com a resuspensão dos particulados.

Figura 23: Concentração de material particulado total (MPT - somatória das frações 2,5 μm e 10 μm) na manhã do dia 15.05.2016 (Domingo)



Enquanto no mês de maio as concentrações mais elevadas de monóxido de carbono ocorreram na tarde do dia 19 (Figura 16), as do material particulado ocorreram no dia 12 pela manhã (Figura 24) com valores máximos entre $132 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $188 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na EPIA sentido sul, principalmente no trecho onde há aclividade da via a qual pode ser identificada em campo após atravessar a mata ripária do Ribeirão do Torto. Portanto, mesmo com a influência de outras variáveis, pode-se observar que a aclividade é, possivelmente, um dos fatores topográficos que determinam na elevação das concentrações para ambos os poluentes.

Figura 24: Concentração de material particulado total (somatória das frações de $2,5\mu\text{m}$ e $10\mu\text{m}$) na manhã do dia 12.05.2016 (Quinta).

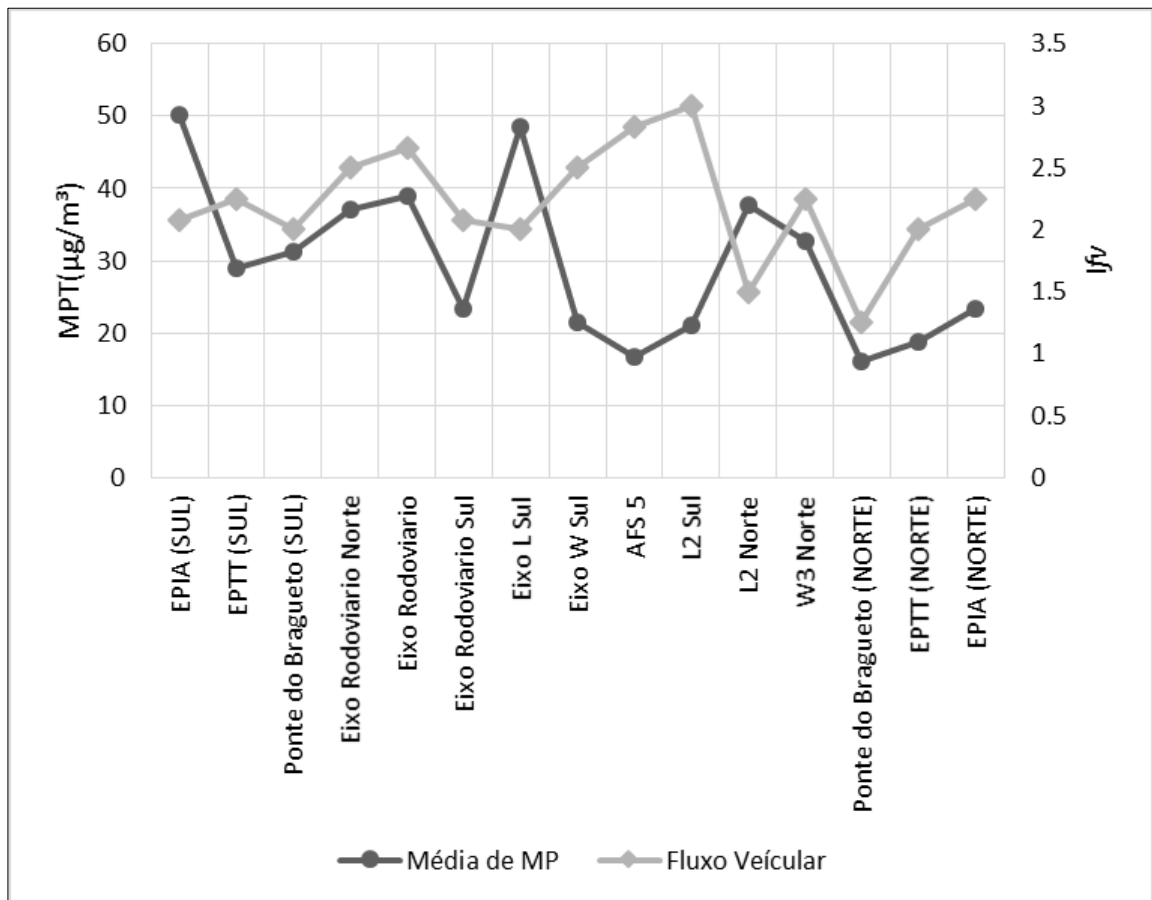


Diferente do CO, observa-se na **Erro! Autoreferência de indicador não válida.** que a distribuição do MPT nas vias tem maior variância ao longo dos Eixos, tendo concentrações baixas ($0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e picos mais elevados ($89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$). O mesmo não ocorre para o CO, cujo a distribuição da concentração é mais homogênea, apresentando valores intermediários e constantes (4 a 6 ppm) nos Eixos Norte e Sul com aumento gradativo da concentração no Eixo Rodoviário (Figura 16). Provavelmente isso pode ocorrer pelas próprias diferenças de comportamento desses poluentes na atmosfera, da origem e tipo de emissão e heterogeneidade da frota veicular.

Quanto à contribuição da emissão do fluxo automotivo para as concentrações de material particulado no dia 12 (Figura 25), percebe-se baixa correspondência para as vias Eixo W Sul, ASF 5 (Setor Comercial) e L2 Sul as quais os índices de fluxo veicular foram mais elevados com concentrações médias de MP muito baixas em relação a outras vias que apresentam fluxo bem menor como na L2 Norte e W3 Norte, por exemplo. Entretanto, para algumas vias como os Eixos Rodoviários e Ponte do Braguetto no sentido sul, o gráfico mostra que o aumento do fluxo veicular está associado ao aumento da concentração de MP.

Assim como observado para o CO, o número de veículos em trânsito pode indicar o aumento na concentração de MP seja por suspensão ou emissão direta por queima de combustível, porém nem sempre é uma relação linear devido a influências dos aspectos qualitativos como composição da frota, tipo de combustível e fator de emissão. Além disso, depois que emitidas, as relações das frações do MP na atmosfera são bastante complexas, pois seu comportamento depende de sua concentração, tamanho, composição química e morfologia juntamente com variações temporais e meteorológicas (MANAHAN, 2013).

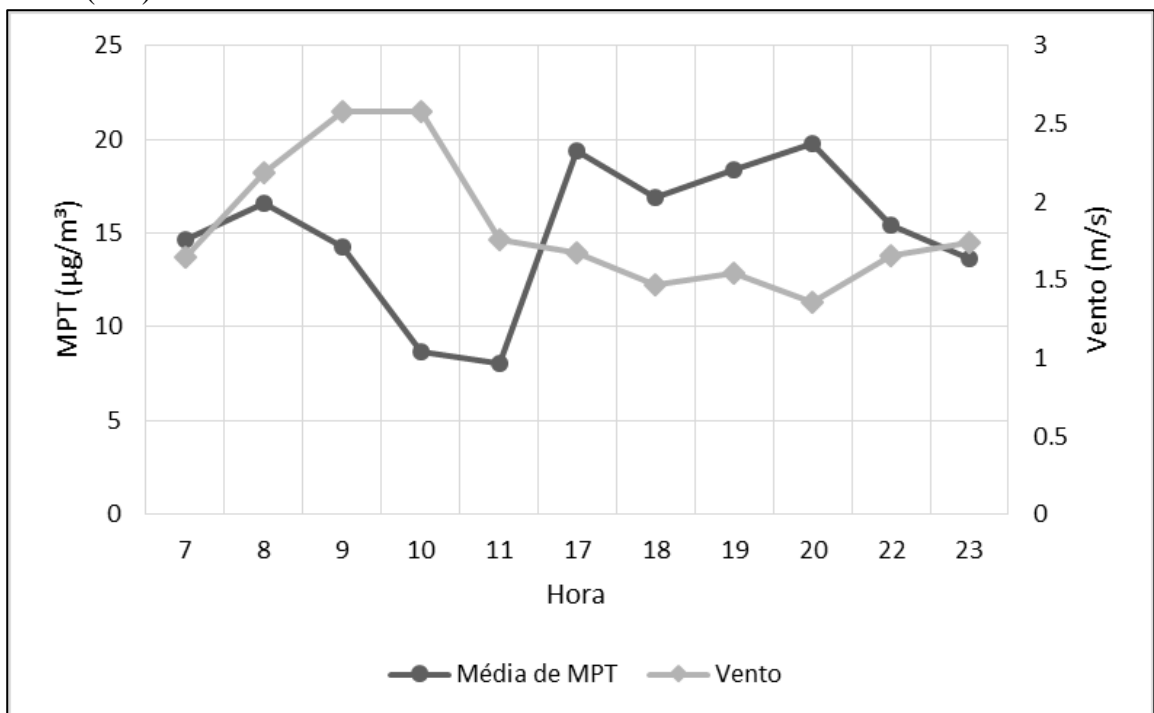
Figura 25: Média do fluxo de trânsito e das concentrações de MPT em cada via no dia 12.05.2016 no turno da manhã.



O tempo de residência do material particulado na atmosfera pode variar desde alguns dias até semanas e, em alguns casos, horas (PAULIQUEVIS et al., 2007). Em Brasília, as concentrações de MP diminuem para níveis basais nos finais de semana (Figura 23), indicando baixo tempo de residência desse poluente no ar atmosférico. O regime de vento é um dos principais mecanismos que influenciam na atenuação das concentrações de particulado suspensos na atmosfera. Ventos turbulentos, por exemplo, ajudam na dispersão dos particulados e na formação de agregados maiores que, pelo aumento de suas massas, se depositam às superfícies por gravidade (MANAHAN, 2013).

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** expõe graficamente as variações das médias de MPT e de vento em maio, ao longo do dia. Percebe-se que os valores mais baixos de material particulado ($7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ocorrem quando a velocidade do vento é maior (2.6 m/s), sendo que essa situação se inverte pela tarde. Calculando o coeficiente de Pearson para as médias dessas duas variáveis, obtém-se como resultado o valor r que foi -0.5281145, valor negativo entre 0.5 a 0.7, que significa uma correlação moderada e inversamente proporcional. Apesar desse coeficiente não significar causalidade, este resultado pode indicar a influência da velocidade do vento nas concentrações de MP, já que teoricamente o primeiro é considerado, nesse caso, uma variável independente.

Figura 26: Média das variações diárias de maio das concentrações de MPT e velocidade do vento (m/s)

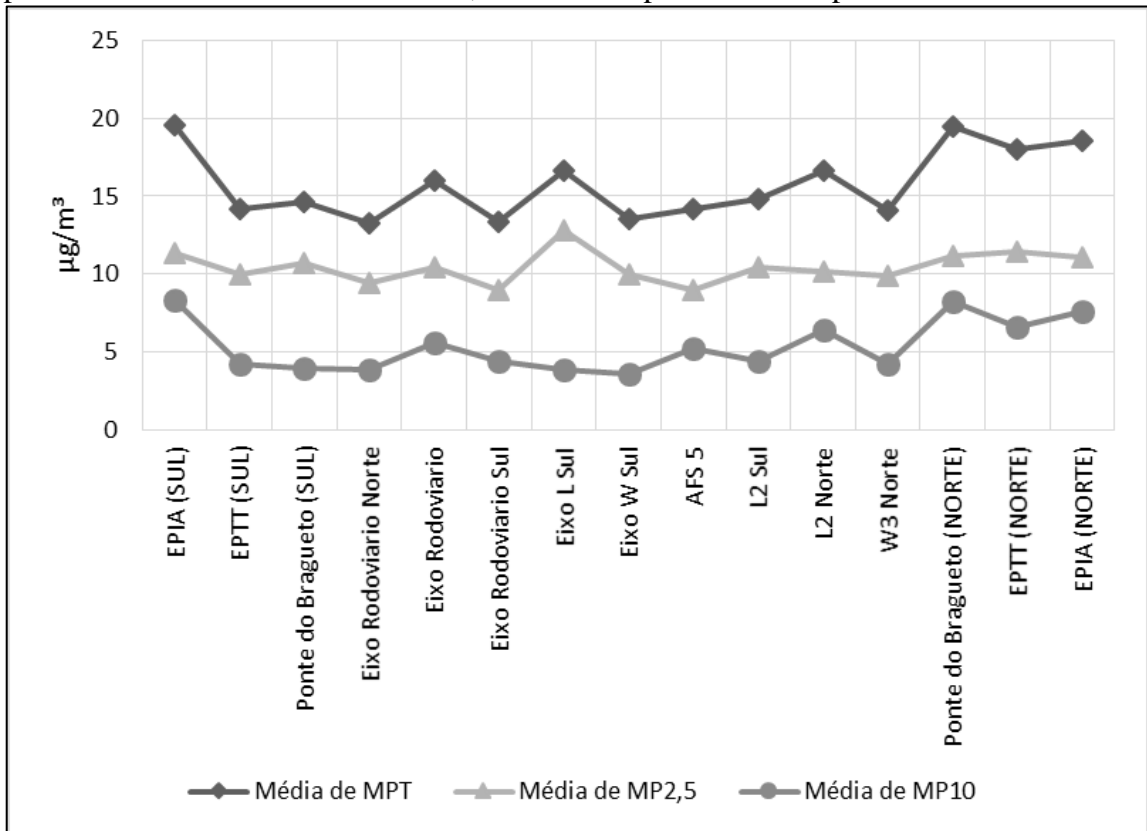


Em relação à característica da frota veicular quanto a emissão de MP, o relatório de 1º inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores (MMA, 2011) expõe que os fatores de emissão de particulado por veículos movidos a gasolina chegam no máximo a 0,0024 g/km, valores muito baixos em comparação com aqueles movidos a diesel, que podem alcançar a 0,823 g/km. Esse mesmo estudo traz uma estimativa de que 70% das emissões anuais de MP são oriundas de caminhões de carga e ônibus urbano, ou seja, veículos pesados do ciclo diesel. No entanto, para o CO esse cenário se inverte com aproximadamente 70% da emissão anual oriunda de automóveis e motocicletas, enquanto veículos pesados representam menos que 8%.

No Distrito Federal, aproximadamente 20% da frota veicular é movido à diesel (DETRAN, 2016). Naturalmente as rodovias interestaduais como EPIA e EPTT são vias em que a passagem dessa frota, principalmente de caminhões pesados, são maiores em relação as outras vias de Brasília, o que pode contribuir para maiores emissões de MP juntamente com a resuspensão provocada pelo fluxo veicular, resultando em médias mais elevadas de concentrações nessas vias (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Júnior (2016) também destacou em uma estimativa feita por modelagem, que essas são as vias do DF com maiores emissões anuais de material particulado. Porém, nesse mesmo estudo, a W3 Norte também se destaca por apresentar emissões anuais elevadas, o que não foi observado nesse trabalho ao se comparar com as concentrações mensais de MP.

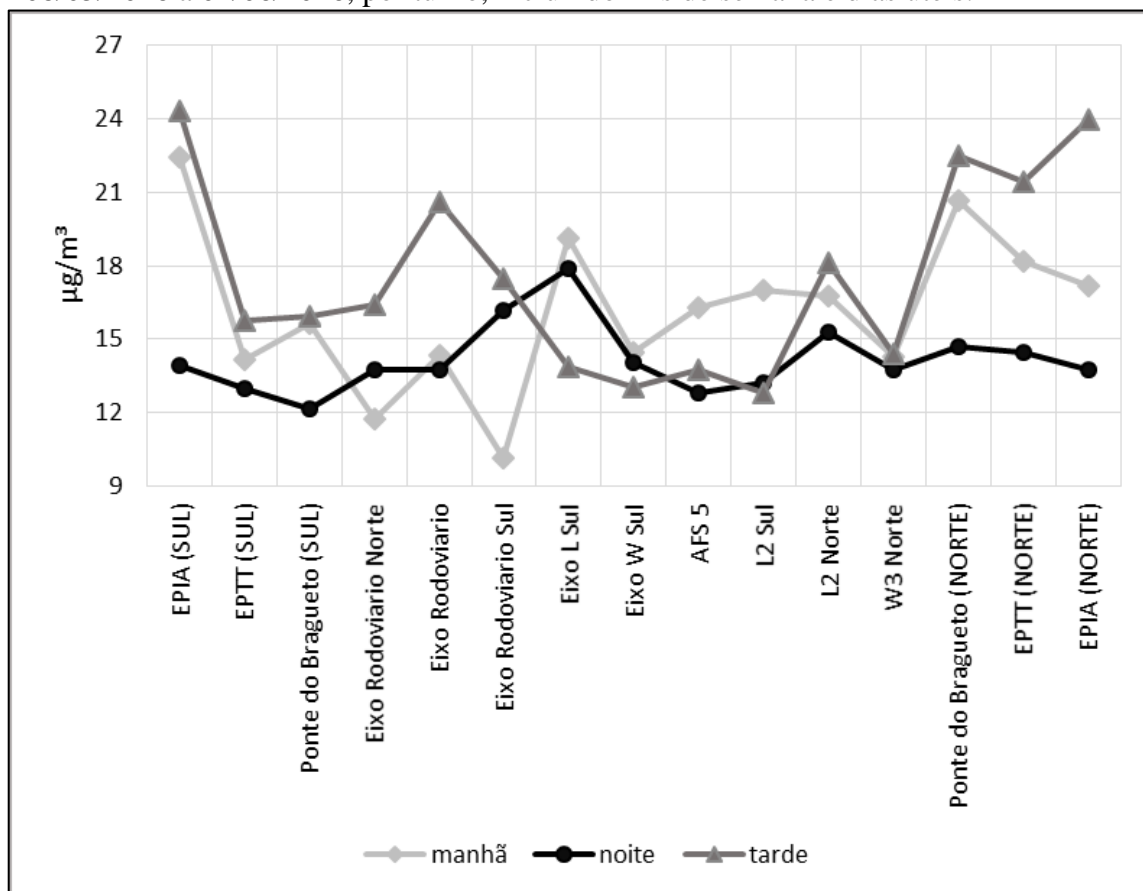
Em relação às médias das frações de material particulado, nota-se que para todas as vias (Figura 27), as concentrações da fração fina de particulado (MP_{2,5}) são mais elevadas que a fração grossa (MP₁₀), porém a variabilidade da concentração de MP_{2,5} é menor em relação ao MP₁₀ apesar da razão entre os dois ser bastante variável dependendo do turno, dia e via. Nesse mesmo gráfico pode-se notar que as concentrações de MP_{2,5} se destaca no Eixo L Sul possivelmente por ser, dentre as vias amostradas, a via com alto fluxo de ônibus, os quais contribuem com a emissão da fração fina do MP por queima de combustível a diesel (WHO, 2005).

Figura 27: Concentrações médias de monóxido de MPT e suas frações (MP2,5 e MP10) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, em oito campanhas de campo.



Ao visualizar graficamente as diferenças das concentrações de material por turno (Figura 28), percebe-se, no geral, que as concentrações tendem ser um pouco maiores no período da tarde, principalmente na EPIA (sentido norte e sul) e EPTT (sentido norte). A noite as concentrações diminuem em torno do 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo o turno com níveis mais baixos de MP nas vias, com exceção dos Eixos Rodoviários Norte e Sul e Eixos L e W. No período da manhã, as concentrações de MP variam bastante por via entre concentrações de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Eixo Rodoviário Sul) e 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na EPIA (sul). Em comparação com os padrões do monóxido de carbono, nota-se que as variações de MP por turno não são tão nítidas, pois algumas médias entre os turnos são ora muito próximas e ora com níveis diferentes, dependendo da via.

Figura 28: Concentrações médias de material particulado (MPT) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, incluindo fins de semana e dias úteis.



Ao comparar os padrões entre dias úteis e finais de semana (Figura 29 e Figura 30), observa-se que as concentrações, no geral, são maiores no meio da semana, sendo que os picos mais elevados de MP acontecem pela manhã com concentrações próximas à 35 µg/m³ no Eixo Rodoviário, EPIA (SUL) e Ponte do Bragueto. Já nos domingos esse padrão muda, com concentrações mais baixas pela manhã, principalmente nos Eixos Rodoviários Sul e Norte as quais ficam fechadas para acesso veicular e também há baixa circulação de veículos na cidade. Aos domingos pelo fim da tarde, as rodovias tendem a aumentar o fluxo, principalmente na EPIA e EPTT que sempre há um considerável fluxo veicular acentuado quando, geralmente, as pessoas estão encerrando suas atividades de lazer e retornando para suas acomodações. Adicionalmente as concentrações pela tarde não se diferenciam tanto entre dias úteis e finais de semana para essas vias, justificando as maiores médias encontradas para esse turno (Figura 28).

Figura 29: Concentrações médias de material particulado (MPT) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, apenas em dias úteis.

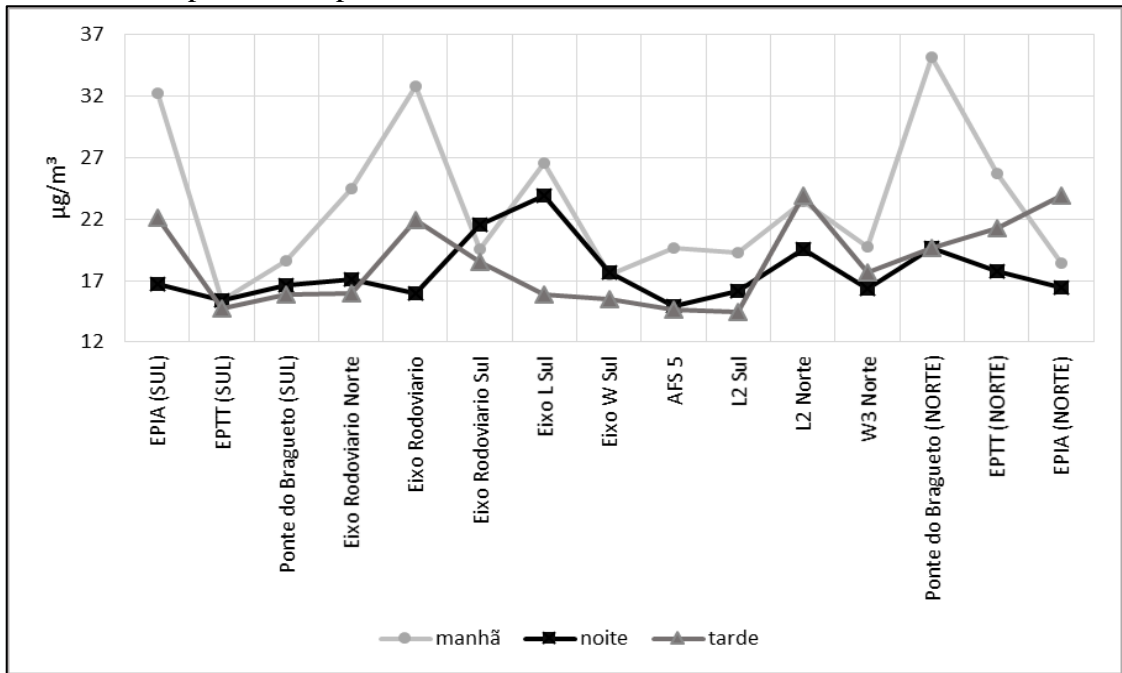
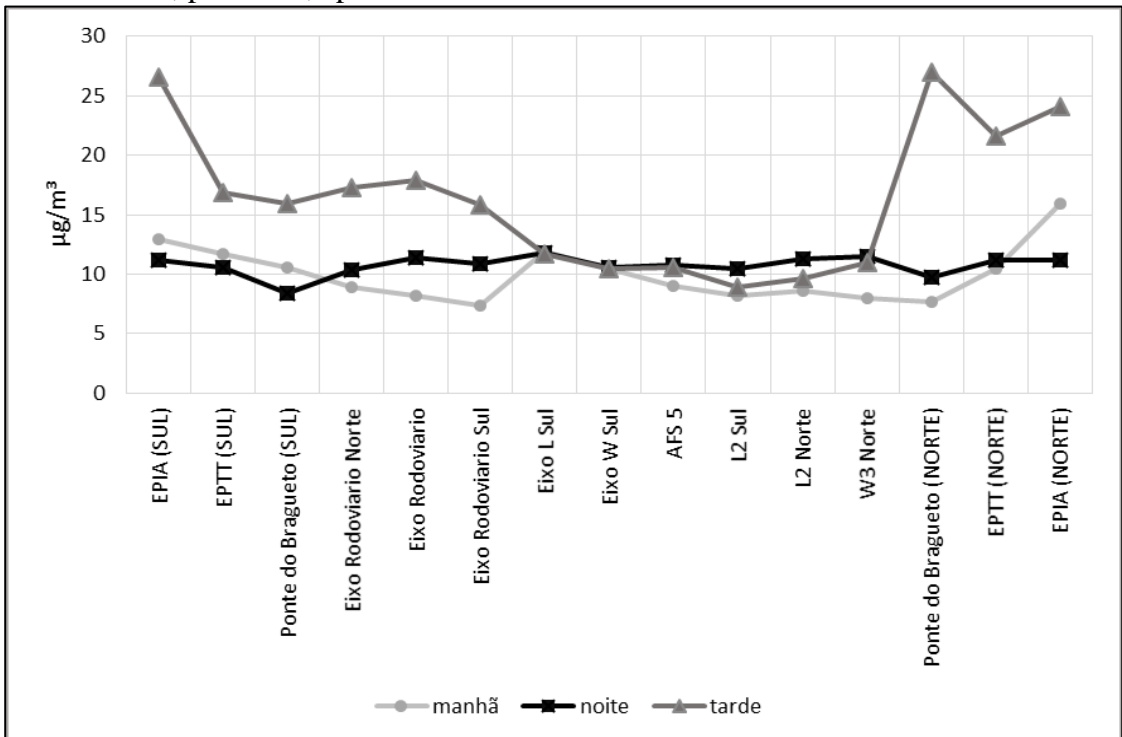


Figura 30: Concentrações médias de material particulado (MPT) no período de 08/05/2016 a 02/06/2016, por turno, apenas em finais de semana.



Quanto ao risco à saúde das pessoas e aos ecossistemas de correntes das concentrações de material particulado, nota-se que as médias máximas de MP10 em maio chegam à $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na EPIA e na Ponte do Bragueto (Tabela 9). Supondo que essa média apresente baixa variância nos outros meses e adotando os padrões de qualidade do ar do CONAMA como referência (Tabela 8) essa concentração está dentro do máximo permitido que é de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por média anual aritmética. Em relação as médias diárias com base nos três turnos, a concentração mais elevada de MP10 foi de $35.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na Ponte do Bragueto (Sul) no dia 2 de junho (Tabela 9), valor também muito abaixo do permitido pelos mesmos padrões que é de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 24h.

Tabela 8: Padrões de referência para MP

Poluente	Tempo médio de amostragem	Máximo Permitido ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
		Padrão primário	Padrão secundário
PTS (Conama)	24h	240	150
	Anual	80	60
MP10 (Conama)	24h	150	150
	Anual	50	50
MP2,5 (EPA)	24h	35	35
	Anual	15	15

Fonte: Adaptado de MMA, 1990 e IEMA, 2012.

Como citado anteriormente nos primeiros capítulos, o CONAMA não apresenta valores de referências para a classe de particulado de $2,5\mu\text{m}$. Porém, comparando com os padrões de qualidade do ar em vigor no Estados Unidos pela EPA (Tabela 8), a média mensal mais alta das concentrações de MP2,5 foi de $12.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, registradas no Eixo L Sul (Tabela 10), valor abaixo do máximo permitido pelo padrão norte americano que é $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média anual (IEMA, 2012). Quanto as concentrações diárias, a média mais alta foi de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ registradas no dia 12 da mesma via (Tabela 10), valor abaixo de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que é a média máxima de 24h permitida pelo mesmo padrão de referência.

Tabela 9: Médias das concentrações diárias de MP10 calculado com base na média dos três turnos de amostragem para cada via.

Vias	Média de diária de MP10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)									
	8/5	12/5	15/5	19/5	22/5	23/5	24/5	29/5	2/6	Tudo
AFS 5	4.2	7.9	3.9	3.2	1.5	1.2	5.2	5.2	7.4	5.2
Eixo L Sul	3.0	7.0	3.8	2.4	2.4	0.9	3.1	2.5	7.4	3.9
Eixo Rodoviário	4.0	12.8	4.6	5.0	1.7	2.3	5.7	3.2	9.7	5.6
Eixo Rodoviário Norte	3.1	10.1	3.5	3.3	1.8	1.4	5.5	2.3	6.8	3.9
Eixo Rodoviário Sul	2.8	10.3	3.5	3.3	1.5	0.8	5.4	2.9	8.1	4.4
Eixo W Sul	3.0	6.0	3.2	2.1	1.8	1.2	2.9	2.2	7.2	3.6
EPIA (NORTE)	10.1	9.5	12.9	3.2	2.7	0.6	8.7	4.7	9.6	7.6
EPIA (SUL)	9.5	18.8	8.5	3.1	6.0	1.2	6.6	5.0	9.3	8.3
EPTT (NORTE)	4.7	7.9	6.5	2.9	2.4	1.4	2.4	4.5	20.6	6.6
EPTT (SUL)	4.5	7.7	4.6	3.0	2.8	1.4	3.8	3.2	4.4	4.2
L2 Norte	4.9	16.1	3.7	2.5	1.7	2.1	5.4	3.4	10.6	6.4
L2 Sul	4.4	6.2	3.3	2.2	1.2	0.8	3.2	2.6	5.9	4.4
Ponte do Bragueto (NORTE)	4.0	8.7	6.3	2.4	3.7	1.2	5.3	5.0	35.3	8.3
Ponte do Bragueto (SUL)	4.5	7.0	3.8	3.9	3.0	1.0	4.2	2.8	3.6	3.9
W3 Norte	3.3	9.4	4.2	2.5	1.9	1.6	3.0	3.8	6.3	4.2

Quanto ao resultado do monitoramento da qualidade do ar em Brasília realizado pelo IBRAM (2016), o relatório mensal mostra que as concentrações de particulado registrados em maio desse mesmo ano foram abaixo dos padrões de referência do CONAMA para as partículas totais em suspensão (PTS) e fumaça na região central de Brasília. Entretanto, picos excepcionais de PTS registrados na estação da Rodoviária excederam do padrão primário do CONAMA nº 03 que é $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média da amostragem de 24h. Vale ressaltar essa estação está localizada a poucos metros das estações de ônibus e o parâmetro PTS abrangem partículas maiores que $10\mu\text{m}$, o que justifica as concentrações entre $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $264 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IBRAM, 2016), valores muito acima dos registrados nesse trabalho pela Sonda SAPHIRA 3 para MPT, referente a somatória da fração de $2,5 \mu\text{m}$ e $10 \mu\text{m}$, na via Eixo Rodoviário.

Apesar dos procedimentos metodológicos desse estudo não serem os mesmos de utilizados pelos órgãos ambientais para obtenção das concentrações de particulado em 24h, os valores médios por turno das concentrações de MP na maioria das vias amostradas indicam, com base nos padrões de qualidade do ar, baixo risco ao ambiente e à saúde das pessoas que frequentam essas vias por curta exposição no decorrer do ano. Porém, eventuais picos diários de MP_{2,5} registradas no Eixo L Sul chamam atenção e podem oferecer risco a grupos de pessoas que são expostas durante longo tempo nessa via.

Tabela 10: Médias das concentrações diárias de MP2.5 calculado com base na média dos três turnos de amostragem para cada via.

Vias	Média diária MP2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)									
	8/5	12/5	15/5	19/5	22/5	23/5	24/5	29/5	2/6	Tudo
AFS 5	5.4	11.5	12.4	8.3	3.8	5.6	7.4	4.7	12.4	9.0
Eixo L Sul	6.5	27.3	16.1	11.0	5.9	6.4	9.2	6.6	20.5	12.8
Eixo Rodoviário	8.6	19.2	10.4	14.0	4.7	8.7	9.7	4.8	15.6	10.4
Eixo Rodoviário Norte	10.4	18.6	9.7	10.0	5.8	11.7	10.2	4.7	11.3	9.4
Eixo Rodoviário Sul	6.7	16.2	10.0	10.0	5.6	6.1	8.9	5.0	13.3	9.0
Eixo W Sul	7.0	16.7	14.1	8.5	5.6	5.1	8.4	4.9	12.9	10.0
EPIA (NORTE)	9.3	15.8	13.3	12.8	8.1	8.5	13.2	7.6	9.8	11.0
EPIA (SUL)	10.5	19.8	13.7	14.5	7.7	6.4	10.5	7.5	6.7	11.3
EPTT (NORTE)	8.0	17.5	10.9	9.8	6.4	11.9	11.9	13.8	12.4	11.4
EPTT (SUL)	10.7	16.9	10.7	9.3	9.8	9.7	9.7	5.9	7.3	10.0
L2 Norte	6.8	17.9	10.1	9.4	4.7	8.9	10.6	4.4	14.1	10.2
L2 Sul	5.6	14.9	10.5	8.2	3.9	8.5	6.8	5.5	11.7	10.4
Ponte do Bragueto (NORTE)	8.1	18.8	14.2	9.9	4.8	16.0	9.3	9.8	13.3	11.2
Ponte do Bragueto (SUL)	8.7	21.8	11.8	10.8	6.4	11.5	10.8	6.5	9.0	10.7
W3 Norte	7.1	20.0	11.2	10.0	4.6	10.6	8.5	4.9	11.8	9.9

Uma medida paliativa e de baixo custo para minimizar o efeito dos particulados e outros poluentes à saúde das pessoas, principalmente aquelas propensas a terem problemas cardiovasculares, é a utilização de máscaras com filtro que reduzem a dosagem desses poluentes por inalação. Um estudo realizado na cidade de São Paulo (VIEIRA, 2016) obteve bons resultados ao aplicar essas máscaras à um grupo de pessoas a qual a inalação das concentrações de MP foram reduzidas a níveis basais. Portanto, é importante que se adotem políticas para incentivar o uso individual dessa ferramenta em cidades com episódios de poluição crítica. Porém, vale ressaltar que o controle das emissões e da qualidade do ar continua sendo imprescindível, não só para a saúde pública, mas também para o ambiente como o todo.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As concentrações de material particulado e monóxido de carbono em Brasília apresentaram, no geral, médias abaixo do máximo permitido pelos padrões de qualidade do ar em quase todas as vias amostradas. No entanto, alguns picos de CO no Eixo Rodoviário chamam atenção por apresentar concentrações que, mesmo de acordo com os padrões nacionais, possam causar efeitos agudos à saúde das pessoas segundo indicações da OMS.

Quanto ao material particulado, as concentrações da fração mais grossa (MP10) são relativamente menores que as da fração fina (MP2,5) na atmosfera de Brasília em maio, apresentando médias abaixo dos padrões nacionais. No entanto, em alguns dias as médias de MP2,5 se aproximam do máximo permitido pelos padrões de referência internacionais, reforçando a necessidade de implementação dessa classe como parâmetro da qualidade do ar pelo CONAMA, assim como o monitoramento pelos órgãos ambientais.

O aumento das concentrações de MP e CO nos trechos da EPIA em que a atividade é acentuada, é um padrão observado que se repete com certa frequência, indicando que este é uma variável topográfica importante para poluição urbana, assim como volume de tráfego veicular. No entanto, vale ressaltar que emissão de ambos os poluentes dependem também de aspectos qualitativos como composição da frota automotiva, tipo do combustível e fator de emissão individual.

Embora o MP e o CO tenham comportamento distinto, o tempo de residência na atmosfera urbana dos dois é relativamente baixo, visto que as concentrações diminuem em poucas horas da tarde para noite e nos fins de semana as concentrações caem para níveis basais durante a manhã. O efeito do vento, como velocidade, está correlacionado com a variação das concentrações de ambos os poluentes, contribuindo com outras variáveis na dispersão e na redução do tempo de residência desses poluentes na atmosfera.

Em relação aos sensores de baixo custo, aplicação da sonda SAPHIRA 3 resultou em um banco de dados com alta resolução espaço/temporal e com baixa perda de dados. Assim, diante da necessidade de ampliação do controle da qualidade do ar nas cidades brasileiras e de suas redes de monitoramento, em especial em Brasília, a aplicação dos sensores de baixo custo mostraram ser uma opção para medir os parâmetros da qualidade do ar.

No geral, os resultados desse trabalho indicaram as principais variações espaciais e temporais das concentrações de material particulado e monóxido de carbono no mês de maio em Brasília, assim como alguns fatores que podem influenciar em suas concentrações.

No entanto, diante da alta complexidade do tema e do número de dados registrados, serão realizados outros estudos a fim de analisar, por meio de estatística multivariada, os principais fatores que influenciam nas concentrações desses poluentes na atmosfera, com a possibilidade de adicionar futuramente outras variáveis como sazonalidade e precipitação.

Para os estudos que tematizam a ciência da atmosférica, há uma nova perspectiva a ser explorada quanto ao monitoramento da exposição de indivíduos e grupos de risco frente a poluição *indoor* e *outdoor*. A sonda SAPHIRA e os sensores de baixo custo, no geral, permite diversas aplicações como essa. Quanto as amostragens móveis, por exemplo, a resolução espacial abre porta para vários campos de estudos, além de possibilitar uma nova maneira de se monitorar a qualidade do ar.

Como sugestão para melhoria da rede de monitoramento no DF é necessário que o IBRAM em parceria com as instituições acadêmicas investiguem os níveis de concentrações de outros poluentes, seja com instrumentos convencionais ou com a adoção de sensores de baixo custo que forneçam dados de preferência instantâneos e integrados à sistemas de redes de informações ambientais. Os parâmetros do PRONAR que ainda precisam ser oficialmente monitorados são; o dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x), ozônio (O₃) e, principalmente, o monóxido de carbono (CO) e o material particulado (MP10 e MP2,5) que são poluentes de alta relevância para a saúde pública.

7 REFERÊNCIAS

ABREU, Guilherme Corrêa et al. Metodologia para definição de uma rede de monitoramento contínuo de efluentes atmosféricos em uma indústria siderúrgica. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 2-FITABES'97. ABES, 1997. p. 16

AGUIAR, Erick Frederico Kill. Calibração de sensores de baixo custo para monitoramento da qualidade do ar no Distrito Federal. 2014.

AMARAL, Simone Simões et al. An Overview of Particulate Matter Measurement Instruments. *Atmosphere*, v. 6, n. 9, p. 1327-1345, 2015.

ARBEX, Marcos Abdo et al. Air pollution and the respiratory system. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, v. 38, n. 5, p. 643-655, 2012.

BAPTISTA, Gustavo Macedo de Mello; MAIA, Jair Max Fortunato. Clima. In: SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. Águas Emendadas/ Distrito Federal. Fernando Oliveira Fonseca (org.). Brasília: Seduma, 2008.

BASCOM, Rebecca et al. Health effects of outdoor air pollution. *American journal of respiratory and critical care medicine*, v. 153, n. 2, p. 477-498, 1996.

BC AIR QUALITY. Glossary. Disponível em: <<http://www.bcairquality.ca/glossary/index.html>> Acesso em: 19 de maio de 2016.

BODEN, T. A.; MARLAND, G.; ANDRES, R. J. Global, regional, and national CO₂ emissions. 2009.

BRASIL. Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em 15 de maio de 2016.

BRUNEKREEF, Bert; HOLGATE, Stephen T. Air pollution and health. *The lancet*, v. 360, n. 9341, p. 1233-1242, 2002.

CASTANHO, Andrea Dardes de Almeida. A Determinação Quantitativa de Fontes de Material Particulado na Atmosfera da Cidade de São Paulo. 1999. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

CAVALCANTI, Paulina Maria Porto Silva. Modelo de gestão da qualidade do ar – abordagem preventiva e corretiva. 2010. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

CETESB. Emissões Veiculares no estado de São Paulo. Relatório. 2014. Disponível em <http://www.detran.df.gov.br/images/07_julho_2016_frota.pdf>. Acesso em 27 de Junho de 2016.

CROPPER, Maureen; GRIFFITHS, Charles. The interaction of population growth and environmental quality. *The American Economic Review*, v. 84, n. 2, p. 250-254, 1994

DETRAN/DF. Frota de veículos registrados no Distrito federal. Julho de 2016. Disponível em <http://www.detran.df.gov.br/images/07_julho_2016_frota.pdf>. Acesso em 20 de Junho de 2016.

DEVARAKONDA, Srinivas et al. Real-time air quality monitoring through mobile sensing in metropolitan areas. In: *Proceedings of the 2nd ACM SIGKDD international workshop on urban computing*. ACM, 2013. p. 15.

DRISCOLL, Charles T. et al. Acidic Deposition in the Northeastern United States: Sources and Inputs, Ecosystem Effects, and Management Strategies The effects of acidic deposition in the northeastern United States include the acidification of soil and water, which stresses terrestrial and aquatic biota. *BioScience*, v. 51, n. 3, p. 180-198, 2001.

EPA. Processes involved in acid deposition. Disponível em <<http://www.epa.gov/acidrain/images/origins.gif>>. Acesso em: 20 de Maio de 2016.

ETECHPK. MQ-7 Gas Sensor. Disponível em <<http://www.etchpk.net/shop/sensors/mq-7-gas-sensor/>>. Acesso em 27 de maio de 2016.

FORNARO, Adalgiza. Águas de chuva: conceitos e breve histórico. Há chuva ácida no Brasil?. *Revista USP*, n. 70, p. 78-87, 2006.

FREITAS, Adriana de Marques; SOLCI, Maria Cristina. Caracterização do MP10 e MP2, 5 e distribuição por tamanho de cloreto, nitrato e sulfato em atmosfera urbana e rural de londrina. *Quim. Nova*, v. 32, n. 7, p. 1750-1754, 2009.

FREY, H. Christopher et al. Measurement of on-road tailpipe CO, NO, and hydrocarbon emissions using a portable instrument. In: *Proceedings, Annual Meeting of the Air & Waste Management Association*. 2001.

GLOBALMARKET. Medidor do monóxido de carbono HT-1000. Disponível em <<http://xintest.portuguese.globalmarket.com/products/details/ht-1000-carbon-monoxide-meter-co-gas-detector-3734432.html>>. Acesso em 27 de Junho de 2016.

GODISH, Thad; DAVIS, Wayne T.; FU, Joshua S. *Air quality*. CRC Press, 2014.

GRANTZ, D. A.; GARNER, J. H. B.; JOHNSON, D. W. Ecological effects of particulate matter. *Environment international*, v. 29, n. 2, p. 213-239, 2003.

HARDEN, Carol P. et al. Understanding human–landscape interactions in the “Anthropocene”. *Environmental management*, v. 53, n. 1, p. 4-13, 2014.

HARRISON, Roy M.; YIN, Jianxin. Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health?. *Science of the total environment*, v. 249, n. 1, p. 85-101, 2000.

HILL, Jason et al. The platforms enabling wireless sensor networks. *Communications of the ACM*, v. 47, n. 6, p. 41-46, 2004.

IBRAM. Monitoramento da Qualidade do Ar no Distrito Federal. Relatório. 2015. Disponível em <<http://www.ibram.df.gov.br/images/Relatório%20da%20Qualidade%20do%20Ar%20-%202015.pdf>>. Acesso em 19 de maio de 2016.

IBRAM. Monitoramento fixo de maio de 2016. Disponível em <<http://www.ibram.df.gov.br/images/Monitoramento%20fixo-%20Maio%202016.pdf>>. Acesso em 22 de Junho.

IEMA. 1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. 2014. Disponível em <http://www.forumclima.pr.gov.br/arquivos/File/Rosana/Diagnostico_Qualidade_do_Ar_Versao_Final_Std.pdf>. Acesso em 18 de maio de 2016.

IEMA. Padrões de qualidade do ar Experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia. 2012. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/C1CB3034/Estudo_Padrees_Qualidade_Ar.pdf>. Acesso em 18 de maio de 2016.

JÚNIOR, Réquia; JOÃO, Weeberb. Modelagem espacial da exposição humana às fontes de poluição do ar no Distrito Federal: o uso e ocupação do solo como variável preditora. 2016.

KHADEM, Mokhloss I.; SGÂRCIU, Valentin. Smart sensor nodes for airborne particulate concentration detection. *UPB Sci. Bull. Ser. C*, v. 76, n. 4, p. 3-12, 2014.

LEITE, João Miguel Barrote Lopes. Aplicabilidade de sensores de baixo custo a redes de monitorização da qualidade do ar. 2016. Tese de Doutorado.

LORETO, V. D1.1: Report on: sensor selection, calibration and testing; EveryAware platform; smartphone applications, 1–73, 2012.

LOW, Patrick. Trade and the environment: What worries the developing countries. *Envtl. L.*, v. 23, p. 705, 1993.

LOWINSOHN, Denise; BERTOTTI, Mauro. Sensores eletroquímicos: considerações sobre mecanismos de funcionamento e aplicações no monitoramento de espécies químicas em ambientes microscópicos. *Química Nova*, v. 29, n. 6, p. 1318-1325, 2006.

MAGALHÃES, Lucas Carlúcio. Estudo do material particulado atmosférico e metais associados às partículas totais em suspensão na cidade de Ouro Preto, MG. 2005.

MANAHAN, Stanley E. Química ambiental. Tradução Wilson de Figueiredo Jardim. Editora Bookman. 9ª Edição, 2013.

MARTINEZ, Kirk; HART, Jane K.; ONG, Royan. Environmental sensor networks. *Computer*, v. 37, n. 8, p. 50-56, 2004.

MAURY, Maria Beatriz; BLUMENSCHNEIN, Raquel Naves. Produção de cimento: Impactos à saúde e ao meio ambiente. *Sustentabilidade em Debate*, v. 3, n. 1, p. 75-95, 2012

MEEHL, Gerard A. et al. Global climate projections. *Climate change*, v. 3495, p. 747-845, 2007.

MMA. 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. Relatório Final. 2014. Disponível em <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf>. Acesso em 27 de Junho de 2016.

_____. Monitoramento da qualidade do ar no Brasil. 2014. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/C1CB3034/Monitoramento_Qualidade_Ar_Brasil1.pdf>. Acesso em 24 de maio de 2016.

_____. Resolução do CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390>>. Acesso em 24 de maio de 2016.

_____. Resolução do CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res89/res0589.html>>. Acesso em 24 de maio de 2016.

_____. Resolução CONAMA nº 8, de 6 de dezembro de 1990. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0890.html>>. Acesso em 24 de maio de 2016.

_____. Resolução CONAMA nº 18, de 6 de maio de 1986. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res1886.html>> Acesso em 25 de maio de 2016.

_____. Resolução CONAMA nº 297, de 26 de fevereiro de 2002. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=294>> Acesso em 25 de maio de 2016.

_____. Resolução CONAMA nº 382, de 26 de dezembro de 2006. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res38206.pdf>> Acesso em 25 de maio de 2016.

_____. Revisão da Resolução CONAMA nº 03/1990 – Padrões de Qualidade do Ar Disponível em http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/C1CB3034/Documento_trabalhado_Pos_5GT__LimpaCETESB%20VF_17_07.pdf Acesso em 28 de maio de 2016.

MONN, Ch et al. Particulate matter less than 10 µm (PM 10) and fine particles less than 2.5 µm (PM 2.5): relationships between indoor, outdoor and personal concentrations. *Science of the Total Environment*, v. 208, n. 1, p. 15-21, 1997.

OBERDÖRSTER, Günter; OBERDÖRSTER, Eva; OBERDÖRSTER, Jan. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environmental health perspectives*, p. 823-839, 2005.

PANYACOSIT, Lily. A review of particulate matter and health: focus on developing countries. International Institute for Applied Systems Analysis IR-00-005, 2000.

PAULIQUEVIS, T., Lara, L. L., Antunes, M. L., Artaxo, P., Aerosol and precipitation chemistry in a remote site in Central Amazonia: the role of biogenic contribution. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v.7, p.11465-11509, 2007.

PLAIA, Antonella; RUGGIERI, Mariantonietta. Air quality indices: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 10, n. 2, p. 165-179, 2011.

RENOVA. Micropollutants high volume sampler. Disponível em <http://www.renovaqualidadedoar.com.br/site/file/IL%20_012_01%20%5BECHO%20HiVol.pdf>. Acesso em 22 de Junho de 2016.

RODHE, Henning; DENTENER, Frank; SCHULZ, Michael. The global distribution of acidifying wet deposition. *Environmental Science & Technology*, v. 36, n. 20, p. 4382-4388, 2002.

RUDOLF, W. Concentration of air pollutants inside cars driving on highways and in downtown areas. *Science of the total environment*, v. 146, p. 433-444, 1994.

SANDILANDS, Euan A.; BATEMAN, D. Nicholas. Carbon monoxide. *Medicine*, v. 44, n. 3, p. 151-152, 2016

SANTI et. al. Monitoramento da qualidade do ar: avaliação de metodologia baseada no licenciamento ambiental. In: Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, XXVII, Porto Alegre, 2000.

SEATON, Anthony et al. Particulate air pollution and acute health effects. *The lancet*, v. 345, n. 8943, p. 176-178, 1995.

SIVARAMAN, Vijay et al. Hazewatch: A participatory sensor system for monitoring air pollution in sydney. In: Local Computer Networks Workshops (LCN Workshops), 2013 IEEE 38th Conference on. IEEE, 2013. p. 56-64.

SMITH, Kirk R. Fuel combustion, air pollution exposure, and health: the situation in developing countries. *Annual Review of Energy and the Environment*, v. 18, n. 1, p. 529-566, 1993.

STERN, David I.; COMMON, Michael S.; BARBIER, Edward B. Economic growth and environmental degradation: the environmental Kuznets curve and sustainable development. *World development*, v. 24, n. 7, p. 1151-1160, 1996.

TIETENBERG, Thomas H. Economic instruments for environmental regulation. *Oxford Review of Economic Policy*, v. 6, n. 1, p. 17-33, 1990.

VARON, Joseph et al. Carbon monoxide poisoning: a review for clinicians. *The Journal of emergency medicine*, v. 17, n. 1, p. 87-93, 1999.

VIEIRA, Jefferson L. et al. Effects of reducing exposure to air pollution on submaximal cardiopulmonary test in patients with heart failure: Analysis of the randomized, double-blind and controlled FILTER-HF trial. *International journal of cardiology*, v. 215, p. 92-97, 2016.

WEAVER, Lindell K. Carbon monoxide poisoning. *New England Journal of Medicine*, v. 360, n. 12, p. 1217-1225, 2009.

WHO- World Health Organization. Air quality guidelines global update - Report on a Working Group meeting. Bonn: WHO, 2005.

WHO-World Health Organization et al. Air quality guidelines for Europe. 2000.

WHO-World Health Organization. 7 million premature deaths annually linked to air pollution. Geneva: WHO, 2014

WHO-World Health Organization. Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide. World Health Organization. 2006.

8 ANEXOS

Anexo 1: Planilha de campo para classificação do fluxo veicular e observações

FLUXO: 0: sem fluxo, 1: baixo, 2: NAO compromete limite, 3: COMPROMETE limite; 4: congestionamento								
DATA	INICIO		MEIO		FINAL		CO	OBS
MANHÃ	M	CM	M	CM	M	CM	MAX.	
EPIA								
Estrada Parque Torto								
Ponte do Bragueto								
Eixo Rodovário Norte								
Eixo Rodoviário (central)								
Eixo Rodoviário Sul								
Eixo L Sul								
Eixo W Sul								
AFS (Setor Bancario Sul)								
L2 Sul								
L2 Norte								
W3 Norte								
Ponte do Bragueto (volta)								
Estrada Parque Torto (volta)								
EPIA (volta)								
DATA	INICIO		MEIO		FINAL		CO	OBS
TARDE	M	CM	M	CM	M	CM	MAX.	
EPIA								
Estrada Parque Torto								
Ponte do Bragueto								
Eixo Rodovário Norte								
Eixo Rodoviário (central)								
Eixo Rodoviário Sul								
Eixo L Sul								
Eixo W Sul								
AFS (Setor Bancario Sul)								
L2 Sul								
L2 Norte								
W3 Norte								
Ponte do Bragueto (volta)								
Estrada Parque Torto (volta)								
EPIA (volta)								
DATA	INICIO		MEIO		FINAL		CO	OBS
NOITE	M	CM	M	CM	M	CM	MAX.	
EPIA								
Estrada Parque Torto								
Ponte do Bragueto								
Eixo Rodovário Norte								
Eixo Rodoviário (central)								
Eixo Rodoviário Sul								
Eixo L Sul								
Eixo W Sul								
AFS (Setor Bancario Sul)								
L2 Sul								
L2 Norte								
W3 Norte								
Ponte do Bragueto (volta)								
Estrada Parque Torto (volta)								
EPIA (volta)								