



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE TRANSPORTES**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE TRANSPORTES**

**LUCAS MELO BARBOSA**

**AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO, NO<sub>2</sub> E SO<sub>2</sub>**  
**RESULTANTES DOS SERVIÇOS DE PAVIMENTAÇÃO ASFÁLTICA EM UM**  
**AMBIENTE URBANO**

**FORTALEZA**

**2019**

LUCAS MELO BARBOSA

AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO, NO<sub>2</sub> E SO<sub>2</sub>  
RESULTANTES DOS SERVIÇOS DE PAVIMENTAÇÃO ASFÁLTICA EM UM  
AMBIENTE URBANO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia de Transportes. Área de concentração: Infraestrutura de Transportes.

Orientadora: Profa. Dra. Verônica Teixeira Franco Castelo Branco.

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- B199a    Barbosa, Lucas Melo.  
Avaliação das concentrações de material particulado, NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> resultantes dos serviços de pavimentação asfáltica em um ambiente urbano / Lucas Melo Barbosa. – 2019.  
96 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes, Fortaleza, 2019.  
Orientação: Profa. Dra. Verônica Teixeira Franco Castelo Branco.
1. Misturas asfálticas. 2. Usinas de asfalto. 3. Poluição atmosférica. 4. Material particulado. 5. Amostragem passiva. I. Título.

CDD 388

---

LUCAS MELO BARBOSA

AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO, NO<sub>2</sub> E SO<sub>2</sub>  
RESULTANTES DOS SERVIÇOS DE PAVIMENTAÇÃO ASFÁLTICA EM UM  
AMBIENTE URBANO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia de Transportes. Área de concentração: Infraestrutura de Transportes.

Aprovada em: 19/11/2019.

BANCA EXAMINADORA

---

Profa. Dra. Verônica Teixeira Franco Castelo Branco (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Bruno Vieira Bertoncini  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Profa. Dra. Kamilla Vasconcelos Savasini  
Universidade de São Paulo (USP)

Aos meus pais, Marco Túlio e Renata, que,  
desde sempre, se dedicaram à minha formação,  
e aos quais devo tudo que sou hoje.

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar, agradeço à minha família: aos meus pais, Marco Túlio e Renata, e à minha avó, Maria do Amparo. Devo a vocês a minha formação pessoal e agradeço por sempre me incentivarem a crescer profissionalmente também!

Agradeço à Professora Verônica por ter aceitado o desafio de me orientar sobre condições tão difíceis e por ter acreditado nesta pesquisa durante todos os momentos. Obrigado pelo grande exemplo de pessoa e de profissional que você é!

Fica registrado o meu agradecimento especial ao Jefferson e à Amanda, responsáveis por me ajudarem imensamente com as coletas e com as análises, assim como com os conceitos químicos necessários para a realização deste trabalho. Certamente, sem vocês, essa pesquisa não seria possível!

Agradeço também ao Professor Rivelino, pelo apoio e por ter disponibilizado seu laboratório e os seus equipamentos para esta pesquisa. Não poderia deixar de agradecer ao Rafael e à Elissandra, que tanto me ajudaram com a preparação dos materiais no laboratório!

Agradeço ao Professor Bruno e à Professora Kamilla, não apenas por terem aceitado o convite de compor a banca examinadora desta defesa, mas também pelas sugestões e reflexões ao longo deste processo.

E também agradeço aos meus amigos Ricardo e Gurgel, companheiros inseparáveis desde a graduação, que continuam sempre a me apoiar nos momentos difíceis e a compartilhar os momentos felizes desta nossa amizade. Obrigado pelas reflexões e pelo carinho de vocês!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Os que se encantam com a prática sem a ciência, são como os timoneiros que entram no navio sem timão nem bússola, nunca tendo certeza do seu destino.”

(Leonardo da Vinci)

## RESUMO

Obras de infraestrutura viária são necessárias ao transporte de pessoas e bens, mas há uma necessidade crescente de desenvolver metodologias construtivas sustentáveis, de modo a colaborar com a preservação ambiental e com a saúde humana. Neste sentido, os serviços de pavimentação podem impactar negativamente para os padrões de qualidade do ar, principalmente a partir da utilização de materiais asfálticos, que podem gerar emissões atmosféricas contendo poluentes diversos. Quanto a isto, o presente estudo avaliou as emissões de Material Particulado (MP), dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) nas três etapas que envolvem a execução de um revestimento asfáltico: usinagem, transporte e aplicação de misturas asfálticas, localizadas na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), Ceará, em ambiente urbano. O objetivo deste trabalho foi verificar quais concentrações são resultantes destes processos, se estas atividades podem ser relevantes para a degradação do ar atmosférico, quanto aos poluentes avaliados, e quais fatores possuem papel importante nos diversos fenômenos de dispersão destes poluentes, contribuindo para concentrações mais severas ou não. Para isso, foram utilizados métodos de amostragem ativa, para a coleta de MP em usinas de asfalto, e de amostragem passiva, para a amostragem de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>, realizada em todas as etapas, de modo a avaliar a contribuição da utilização de misturas asfálticas ao longo deste processo construtivo. Os resultados mostraram que apenas as concentrações de NO<sub>2</sub>, em algumas situações, estiveram abaixo dos limites estabelecidos pelas legislações nacionais e internacionais, quanto aos padrões de qualidade do ar, enquanto que todos os valores obtidos de MP e SO<sub>2</sub> ultrapassaram os valores adotados. Foi verificado que as variáveis meteorológicas podem ter sido fator de grande relevância para as concentrações obtidas neste estudo, além da quantidade de mistura asfáltica produzida, no caso da usinagem, e das condições de aplicação de misturas asfálticas, onde a maior relação entre altura de edificações no entorno da obra e largura da via, por exemplo, pode ter dificultado a dispersão dos poluentes coletados.

**Palavras-chave:** Misturas asfálticas. Usinas de asfalto. Poluição atmosférica. Material Particulado. Amostragem passiva. NO<sub>2</sub>. SO<sub>2</sub>.



## ABSTRACT

Road infrastructure works are needed to transport people and goods, but there is a increasing need to develop sustainable building methodologies to collaborate with environmental preservation and human health. In this sense, paving services can impact negatively to air quality standards, especially through the use of asphalt materials, which can generate atmospheric emissions containing various pollutants. In this regard, the present study evaluated the emissions of Particulate Matter (PM), nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) and sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>) in the three stages involving the execution of an asphalt layer: mixing, transportation and placement of asphalt mixtures, located in the Metropolitan Region of Fortaleza, Ceará, in an urban environment. The objective of this work was to verify which concentrations are the result of these processes, if these activities may be relevant to atmospheric air degradation, regarding the pollutants evaluated, and which factors play an important role in the various dispersion phenomena of these pollutants, contributing to more severe concentrations or not. For this purpose, active sampling methods were used for PM collection in asphalt plants and passive sampling methods for NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> sampling performed at all stages to evaluate the contribution of using asphalt mixtures throughout this constructive process. The results showed that only NO<sub>2</sub> concentrations, in some situations, were below the limits established by national and international legislations regarding air quality standards, while all values obtained from PM and SO<sub>2</sub> exceeded the adopted values. It was verified that the meteorological variables may have been of great relevance to the concentrations obtained in this study, besides the amount of asphalt mixture produced in the case of mixing, and the conditions of asphalt mixtures placement, where the highest relation between height of buildings around the site and track width, for example, may have made it difficult to disperse the pollutants collected.

**Keywords:** Asphalt mixtures. Asphalt plants. Atmospheric pollution. Particulate Matter. Passive sampling. NO<sub>2</sub>. SO<sub>2</sub>.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Modelo de produção de asfalto em refinaria de petróleo .....	20
Figura 2	– Modelo de micelas de Yen (1991) .....	22
Figura 3	– Tamanhos do MP e suas distribuições no trato respiratório humano .....	25
Figura 4	– Classificação de emissões asfálticas quanto às suas características físico e químicas .....	28
Figura 5	– Comparação entre misturas convencionais e misturas mornas, quanto aos níveis de emissão de HPAs durante os seus processos de fabricação .....	32
Figura 6	– Comparação entre mistura convencional e mistura morna, quanto aos níveis de emissão de MP durante suas aplicações .....	33
Figura 7	– Comparação entre mistura convencional e mistura morna, quanto aos níveis de emissão de HPAs durante suas aplicações .....	33
Figura 8	– Fluxo de massa total de HPAs e umidade em função do teor de RAP .....	35
Figura 9	– Exposição diária dos trabalhadores ao Material Particulado Respirável (MPR) .....	37
Figura 10	– Forno usado para amostragem de HPAs oriundos de emissões de ligante asfáltico .....	41
Figura 11	– Curva de concentração de COTs <i>versus</i> tempo de usinagem de mistura asfáltica .....	42
Figura 12	– Exemplo de amostrador passivo .....	43
Figura 13	– Fluxograma de etapas metodológicas .....	46
Figura 14	– Ilustração de uma usina de asfalto de produção contínua .....	47
Figura 15	– Local de amostragem em trecho de aplicação de mistura asfáltica (Coleta 01) .....	50
Figura 16	– Local de amostragem em trecho de aplicação de mistura asfáltica (Coleta 02) .....	51
Figura 17	– Amostrador de grandes volumes utilizado para a coleta de MP .....	52

Figura 18 – Distribuição do amostrador de grandes volumes (Hi-Vol) na Usina 01 .....	53
Figura 19 – Distribuição do amostrador de grandes volumes (Hi-Vol) na Usina 02 .....	53
Figura 20 – Ilustração dos amostradores passivos utilizados .....	55
Figura 21 – Exemplo de conjunto de amostradores passivos instalado no entorno da Usina 01 .....	57
Figura 22 – Distribuição dos amostradores passivos na Usina 01 .....	58
Figura 23 – Distribuição dos amostradores passivos na Usina 02 .....	58
Figura 24 – Distribuição dos amostradores passivos no caminhão basculante .....	60
Figura 25 – Modelo de distribuição dos amostradores passivos no trecho (Coleta 01) ...	61
Figura 26 – Valores de concentração de MP <sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 01.....	64
Figura 27 – Valores de concentração de MP <sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 02 .....	65
Figura 28 – Valores médios de concentração de MP <sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 01 .....	65
Figura 29 – Valores médios de concentração de MP <sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 02 .....	66
Figura 30 – Rosa dos ventos durante o período de amostragem realizada na Usina 01 (Maio/19) .....	69
Figura 31 – Rosa dos ventos durante o período de amostragem realizada na Usina 02 ...	69
Figura 32 – Concentrações de NO <sub>2</sub> obtidas na coleta realizada na Usina 01 .....	76
Figura 33 – Concentrações de NO <sub>2</sub> obtidas na coleta realizada na Usina 02 .....	76
Figura 34 – Concentrações de SO <sub>2</sub> obtidas na coleta realizada na Usina 01 .....	77
Figura 35 – Concentrações de SO <sub>2</sub> obtidas na coleta realizada na Usina 02 .....	77
Figura 36 – Concentrações de NO <sub>2</sub> obtidas na Coleta 01 .....	82
Figura 37 – Concentrações de NO <sub>2</sub> obtidas na Coleta 02 .....	82
Figura 38 – Concentrações de SO <sub>2</sub> obtidas na Coleta 01 .....	83
Figura 39 – Concentrações de SO <sub>2</sub> obtidas na Coleta 02 .....	83

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo das metodologias de coleta e de análise de materiais asfálticos abordadas na seção 2.4 .....	44
Tabela 2 – Características das usinas de asfalto utilizadas nas coletas .....	47
Tabela 3 – Composições das misturas asfálticas avaliadas durante a usinagem .....	48
Tabela 4 – Composições das misturas asfálticas avaliadas durante o transporte e a aplicação .....	49
Tabela 5 – Características dos trechos percorridos durante o transporte das misturas ...	49
Tabela 6 – Características dos trechos onde houve aplicações de misturas asfálticas ....	50
Tabela 7 – Condições de usinagem durante a amostragem ativa na Usina 01 .....	54
Tabela 8 – Condições de usinagem durante a amostragem ativa na Usina 02 .....	54
Tabela 9 – Soluções usadas para impregnação e eluição dos filtros dos amostradores passivos .....	56
Tabela 10 – Condições de usinagem durante a amostragem passiva na Usina 01 .....	59
Tabela 11 – Condições de usinagem durante a amostragem passiva na Usina 02 .....	59
Tabela 12 – Variáveis meteorológicas durante as amostragens ativas realizadas na Usina 01 .....	68
Tabela 13 – Variáveis meteorológicas durante as amostragens ativas realizadas na Usina 02 .....	68
Tabela 14 – Concentrações de NO <sub>2</sub> e SO <sub>2</sub> obtidas na Usina 01 .....	72
Tabela 15 – Concentrações de NO <sub>2</sub> e SO <sub>2</sub> obtidas na Usina 02 .....	72
Tabela 16 – Variáveis meteorológicas durante as amostragens passivas realizadas nas Usinas 01 e 02 .....	74
Tabela 17 – Concentrações de NO <sub>2</sub> e SO <sub>2</sub> obtidas no transporte das Coletas 01 e 02 .....	78
Tabela 18 – Concentrações de NO <sub>2</sub> e SO <sub>2</sub> obtidas na aplicação da Coleta 01 .....	78
Tabela 19 – Concentrações de NO <sub>2</sub> e SO <sub>2</sub> obtidas na aplicação da Coleta 02 .....	79



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAUQ	Areia Asfalto Usinado a Quente
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACGIH	<i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists</i>
BPF	Baixo Ponto de Fluidez
CAP	Cimento Asfáltico de Petróleo
CAUQ	Concreto Asfáltico Usinado a Quente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COTs	Compostos Orgânicos Totais
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis
CPA	Camada Porosa de Atrito
EEA	<i>European Environmet Agency</i>
EPI	Equipamento de Proteção Individual
HMA	<i>Hot Mix Asphalt</i>
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
MP	Material Particulado
MPR	Material Particulado Respirável
MPT	Material Particulado Total
NBR	Norma Brasileira Regulamentar
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i>
OMS	Organização Mundial de Saúde
PTFE	Politetrafluoretileno
PTS	Partículas Totais em Suspensão
RAP	<i>Reclaimed Asphalt Pavement</i>
RMF	Região Metropolitana de Fortaleza
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WMA	<i>Warm Mix Asphalt</i>

## LISTA DE SÍMBOLOS

CH <sub>4</sub>	Gás metano
CO	Monóxido de carbono
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Íon carbonato
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Ácido sulfúrico
HNO <sub>3</sub>	Ácido nítrico
I <sup>-</sup>	Íon iodeto
I <sub>2</sub>	Iodo molecular
NO <sub>2</sub>	Dióxido de nitrogênio
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Íon nitrato
NO <sub>x</sub>	Óxidos de nitrogênio
O <sub>2</sub>	Oxigênio
O <sub>3</sub>	Ozônio
Pb	Chumbo
SO <sub>2</sub>	Dióxido de enxofre
SO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Íon sulfito
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Íon sulfato

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	16
<b>1.1</b>	<b>Problema e Questões de Pesquisa</b> .....	18
<b>1.2</b>	<b>Objetivos</b> .....	19
<b>1.2.1</b>	<i>Objetivo geral</i> .....	19
<b>1.2.2</b>	<i>Objetivos específicos</i> .....	19
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	20
<b>2.1</b>	<b>Ligante asfáltico</b> .....	20
<b>2.1.1</b>	<i>Origem e natureza</i> .....	20
<b>2.1.2</b>	<i>Composição química</i> .....	21
<b>2.2</b>	<b>Poluição atmosférica</b> .....	23
<b>2.2.1</b>	<i>Material Particulado (MP)</i> .....	24
<b>2.2.2</b>	<i>Dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>)</i> .....	26
<b>2.2.3</b>	<i>Dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>)</i> .....	26
<b>2.3</b>	<b>Emissões oriundas de material asfáltico</b> .....	27
<b>2.4</b>	<b>Métodos de coleta e análise de poluentes atmosféricos</b> .....	39
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	46
<b>3.1</b>	<b>Condições dos estudos de caso</b> .....	47
<b>3.1.1</b>	<i>Usinagem das misturas asfálticas</i> .....	47
<b>3.1.2</b>	<i>Transporte e aplicação das misturas asfálticas</i> .....	48
<b>3.2</b>	<b>Métodos de amostragem</b> .....	51
<b>3.2.1</b>	<i>Amostragem ativa</i> .....	51
<b>3.2.2</b>	<i>Amostragem passiva</i> .....	55
<b>3.2.2.1</b>	<i>Distribuição dos amostradores na usinagem</i> .....	56
<b>3.2.2.2</b>	<i>Distribuição dos amostradores no transporte</i> .....	59
<b>3.2.2.3</b>	<i>Distribuição dos amostradores na aplicação</i> .....	60
<b>3.3</b>	<b>Métodos de análise laboratorial</b> .....	62
<b>3.3.1</b>	<i>Análise gravimétrica para MP<sub>10</sub></i> .....	62
<b>3.3.2</b>	<i>Espectrofotometria de absorção molecular para NO<sub>2</sub></i> .....	62
<b>3.3.2</b>	<i>Cromatografia de íons para SO<sub>2</sub></i> .....	63
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	64
<b>4.1</b>	<b>Material Particulado (MP<sub>10</sub>)</b> .....	64
<b>4.2</b>	<b>Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>)</b> .....	71



<i>4.2.1 Usinagem das misturas asfálticas</i> .....	71
<i>4.2.2 Transporte e aplicação das misturas asfálticas</i> .....	78
<b>5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b> .....	85
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	88

## 1 INTRODUÇÃO

Apesar de o desenvolvimento industrial ter sido iniciado no século XVIII, a preocupação ambiental acerca dos prejuízos que a industrialização e os seus produtos acarretam para a sociedade e para o meio ambiente ainda é recente. No que diz respeito à poluição atmosférica, percebe-se que o crescimento da frota veicular e o aumento nos padrões de consumo, por exemplo, não se desenvolveram acompanhados de políticas que promovessem a mitigação dos efeitos nocivos de substâncias poluidoras, de modo que suas concentrações chegassem a níveis perigosos para o homem e para os ecossistemas.

A situação do ambiente urbano, com relação às concentrações de substâncias poluidoras na atmosfera, é alarmante. Segundo dados da Organização Mundial de Saúde (OMS) de 2018, cerca de 92% da população mundial vive em locais onde os níveis de qualidade do ar excedem os limites estabelecidos por essa organização, o que resulta em cerca de três milhões de mortes, por ano, relacionadas à exposição de poluentes em ambientes externos (*outdoor*).

Quanto ao setor de transportes, as fontes poluidoras, comumente caracterizadas em móveis ou fixas, são divididas da seguinte forma: as fontes móveis sendo os veículos, enquanto as fixas compreendem desde as refinarias de petróleo até as usinas de misturas asfálticas e os seus respectivos trechos de aplicação. Como as emissões de poluentes atmosféricos estão, na sua maioria, associadas ao processo de queima de combustíveis fósseis, já existem vários relatos na literatura quanto às emissões oriundas dos veículos e seus efeitos, visto que, a maior parte destes utilizam esse processo para sua locomoção. Além disso, o aumento exagerado da frota veicular em grandes centros urbanos torna as fontes veiculares um dos principais responsáveis pelo processo de degradação da qualidade do ar atmosférico nesses ambientes (BAIRD, 2002).

No entanto, com relação às fontes fixas, cujo principal insumo poluente é o Cimento Asfáltico de Petróleo (CAP), também denominado de ligante asfáltico ou asfalto, os dados necessários à compreensão do real prejuízo ocasionado pela emissão de poluentes atmosféricos, quando este material é aquecido, são insuficientes. Apesar de não haver a combustão de materiais asfálticos nos processos de produção de misturas asfálticas, é importante lembrar que esses componentes também são derivados do petróleo e são aquecidos a temperaturas elevadas, o que permite a volatilização de uma parte significativa de seus constituintes. Além disso, ressalta-se que há a queima de combustíveis para que seja gerado esse aquecimento necessário aos materiais asfálticos e demais insumos.

Prioritariamente, grande parte dos estudos relativos às emissões de poluentes atmosféricos a partir de materiais asfálticos são relacionados à saúde ocupacional dos

trabalhadores envolvidos no setor da pavimentação. De fato, a preocupação é pertinente. Os Estados Unidos, assim como a Europa, estimam, em suas respectivas comunidades, uma média de 300.000 trabalhadores envolvidos em obras de pavimentação asfáltica (CRAVO *et al.*, 2010). Essas pessoas estão expostas, diariamente, às emissões oriundas da produção, transporte e aquecimento de misturas asfálticas, seja pela inalação de vapor, seja pelo contato com a pele.

A preocupação quanto aos riscos envolvidos no manuseio de misturas asfálticas cresceu ainda mais após a identificação de substâncias como os Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) e os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs), presentes nas emissões provenientes de materiais asfálticos. No caso dos HPAs, por exemplo, várias pesquisas foram desenvolvidas com o objetivo de entender a contribuição do aquecimento de materiais asfálticos quanto às emissões desses compostos, visto que estas são substâncias tóxicas, de caráter mutagênico e carcinogênico (NIOSH, 2000; FERNANDES, 2007).

No entanto, percebe-se que outros poluentes atmosféricos não recebem tanta atenção em estudos científicos, apesar de também serem danosos à saúde humana e ao meio ambiente, como o metano (CH<sub>4</sub>), o monóxido de carbono (CO), o dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e o ozônio (O<sub>3</sub>). Segundo Guimarães (2004), esses citados poluentes também estão presentes nas emissões provenientes do aquecimento do CAP, devido à sua composição, que contém hidrocarbonetos, oxigênio, nitrogênio e enxofre (BERNUCCI *et al.*, 2010).

Além disso, a preocupação com os danos à saúde causados por essas substâncias deve ir além da saúde dos trabalhadores envolvidos, pois pouco se sabe sobre o comportamento dessas emissões, mesmo após a conclusão de uma obra de infraestrutura de transportes. Além dos serviços de pavimentação poderem se estender por dias, algumas substâncias e compostos possuem a capacidade de permanecer na atmosfera por longos períodos e de alcançar grandes distâncias. Quando não, processos de dispersão ineficientes podem resultar em concentrações elevadas desses poluentes em determinados locais por períodos excessivos, afetando o meio ambiente em geral. Como há pouco consenso sobre os limites de exposição a esses poluentes, os riscos se tornam difíceis de prever.

Como forma de mitigar essas emissões, alguns estudos foram desenvolvidos, a partir de 1996, na Europa, com o objetivo de reduzir as temperaturas de usinagem e, conseqüentemente, de aplicação das misturas asfálticas, visto que a temperatura é um fator crucial para a geração de emissões asfálticas, o que deu origem às chamadas misturas mornas e semi-mornas. Em estudos posteriores, como o realizado por D'Angelo *et al.* (2007), foi comprovado que as reduções na temperatura de usinagem obtidas durante as técnicas de

fabricação de misturas mornas levaram a reduções da ordem de 15 a 60% nas emissões de gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ) e óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ). Além da redução das emissões asfálticas, o menor gasto de combustível no processo de usinagem também permite uma redução nas emissões de gases de efeito estufa e um possível menor custo energético, o que fez com que essas misturas ganhassem destaque nas pesquisas acadêmicas.

Ainda assim, por mais que seja relevante buscar meios de mitigar as temperaturas de usinagem e compactação para reduzir as emissões asfálticas, tentar entender como essas emissões, oriundas de misturas convencionais à quente, irão se comportar nos ambientes urbanos, é o primeiro passo para gerar processos de pavimentação asfáltica mais sustentáveis, principalmente do ponto de vista ambiental e de saúde da população urbana. A melhor compreensão desse fenômeno, em toda a cadeia produtiva da pavimentação, pode ser benéfica, no que diz respeito a diagnosticar e analisar a problemática, e assim propor outras alternativas para contribuir com a redução das emissões de poluentes.

### **1.1 Problema e Questões de Pesquisa**

Diante do exposto, o problema motivador para esta pesquisa é a má qualidade do ar atmosférico de centros urbanos e seus prejuízos para o meio ambiente e para a saúde humana. Além disso, ressalta-se a possível contribuição dos serviços de pavimentação asfáltica para o agravamento desta situação, visto que os materiais utilizados são avaliados, na maioria das vezes, apenas do ponto de vista funcional e estrutural.

Para tentar compreender melhor este problema, a presente pesquisa irá se concentrar em responder as seguintes questões:

- a) É possível adaptar um método de amostragem passiva já existente na literatura técnica para a obtenção de concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$  resultantes das etapas de usinagem, transporte e aplicação de misturas asfálticas em um centro urbano?
- b) O atual processo de execução de revestimentos asfálticos em centros urbanos apresenta riscos à saúde da população urbana quanto aos níveis de concentração de Material Particulado (MP),  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$ ?
- c) Quais alternativas podem ser propostas para reduzir as emissões de MP,  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$  provenientes da utilização de misturas asfálticas em serviços de pavimentação asfáltica realizados em centros urbanos?

## **1.2 Objetivos**

### ***1.2.1 Objetivo geral***

Verificar a influência dos serviços de pavimentação asfáltica na qualidade do ar atmosférico urbano da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), a partir dos níveis de concentração de MP, NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>.

### ***1.2.2 Objetivos específicos***

Para alcançar o objetivo geral deste trabalho, foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- a) Adaptar um método de amostragem passiva para a obtenção das concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> provenientes das emissões de misturas asfálticas em suas várias etapas construtivas;
- b) Avaliar as concentrações obtidas de MP, NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> a partir da utilização de diferentes composições de misturas asfálticas e variadas condições de usinagem, transporte e aplicação na RMF;
- c) Propor os fatores mais relevantes para o controle das concentrações de MP, NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> oriundas dos serviços de pavimentação asfáltica na RMF.

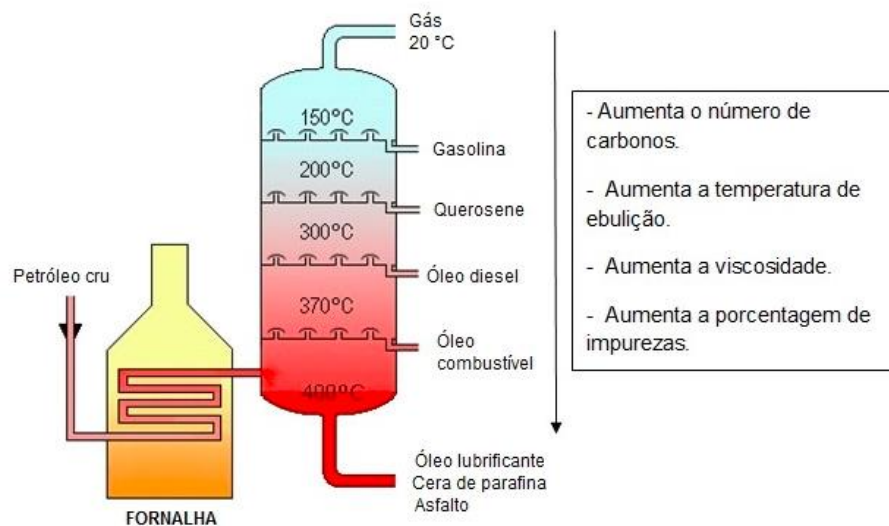
## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Ligante asfáltico

#### 2.1.1 Origem e natureza

O asfalto é um material derivado da destilação do petróleo bruto, processo realizado em plantas especiais, denominadas de refinarias, onde o óleo cru é aquecido a altas temperaturas, até que os seus constituintes se volatilizem (Figura 1). Estes são separados pelos seus pontos de ebulição diferentes, e então condensados novamente em várias frações, o que pode ser feito em um ou mais estágios, a depender da origem do petróleo. Enquanto as frações mais nobres são as mais leves, tais como a gasolina e o querosene, o asfalto é resultado da fração mais pesada, por isso sendo considerado um “resíduo” (SHELL, 2015).

Figura 1 – Modelo de produção de asfalto em refinaria de petróleo



Fonte: adaptado de Bernucci *et al.* (2010).

O material asfáltico possui grande versatilidade, sendo largamente utilizado para os mais diversos serviços da construção civil e afins. Dentre as suas aplicações, destaca-se a participação relevante no setor de pavimentação viária, sendo este material responsável por compor as misturas asfálticas, além de outros produtos, como emulsões e asfaltos diluídos, possuindo o maior valor agregado entre os seus insumos.

O CAP se destaca por seu comportamento termoviscoelástico, ou seja, ele é um semissólido a temperatura ambiente, mas, em altas temperaturas, diminui sua viscosidade e passa para o estado líquido, tendo o seu comportamento mecânico suscetível a parâmetros de velocidade, tempo e intensidades de carregamento (BERNUCCI *et al.*, 2010). Sendo assim,

têm-se um material que, ao ser aquecido, permite adequada trabalhabilidade para o processo de usinagem de misturas asfálticas, que compreende o recobrimento de agregados e sua adequada homogeneização, além de, ao ser aplicado, compactado e resfriado, este contribui para a obtenção de uma estrutura capaz de suportar os esforços oriundos das passagens dos veículos e das solicitações climáticas. Dessa forma, mesmo havendo alternativas para revestimentos de pavimentos, como por exemplo o uso de concreto de cimento Portland, os revestimentos asfálticos continuam sendo a opção prioritária no cenário nacional quando se fala em obras rodoviárias, sendo 95% do tipo de revestimento adotado em toda a malha viária nacional (BERNUCCI *et al.*, 2010).

### **2.1.2 Composição química**

A constituição química de um ligante asfáltico, visto que este é um derivado do petróleo, será predominantemente composta de hidrocarbonetos (90 a 95%), cerca de 82 a 88% de sua composição é formada por átomos de carbono e de 8 a 11% de sua composição é formada por átomos de hidrogênio. Além disso, são encontrados heteroátomos de enxofre (0 a 6%), oxigênio (0 a 1,5%) e nitrogênio (0 a 1%), assim como alguns metais, tais como, vanádio, níquel, ferro, entre outros. A composição do material dependerá, diretamente, do petróleo que deu origem ao ligante asfáltico (SHELL, 2015).

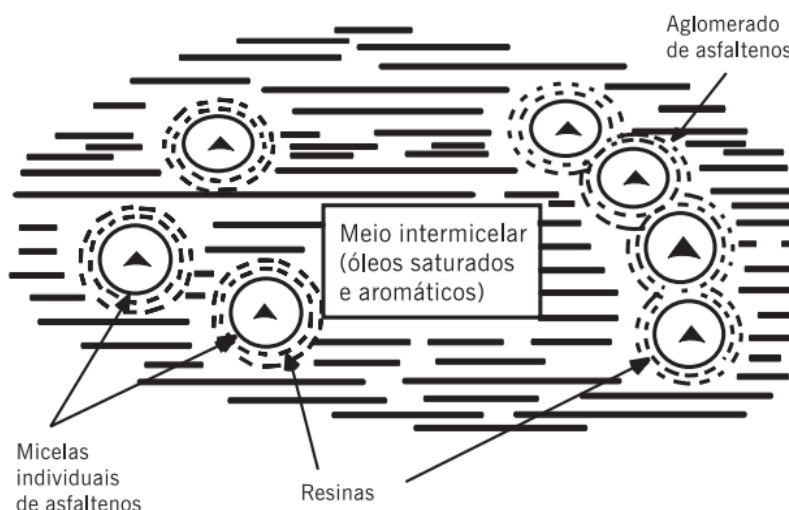
Esses átomos formam estruturas químicas parafínicas, naftênicas ou aromáticas, divididas em dois grandes grupos: os asfaltenos e os maltenos, sendo estes últimos, por sua vez, divididos em saturados, aromáticos e resinas, em uma tentativa de simplificar a complexa composição química que os asfaltos possuem (SHELL, 2015). Estas quatro frações podem ser separadas por processos básicos, como através de extração a partir de solventes, ou até mesmo por técnicas mais avançadas, como a cromatografia, permitindo entender a função de cada uma delas no comportamento do material em si.

Os asfaltenos, caracterizados como a única fração insolúvel no solvente n-heptano, utilizado no processo de extração de ligantes asfálticos, compõem de 5 a 25% do ligante e são identificados como sólidos amorfos de cor escura. Eles são a fração polar do ligante, junto com as resinas, além de possuírem o maior peso molecular, sendo bastante estudados pelo fato de conferirem viscosidade ao ligante, de modo que, quanto maior a sua quantidade, maior a viscosidade do ligante e menor a sua susceptibilidade térmica. Além disso, pelo fato de serem mais reativos ao oxigênio, os asfaltenos estão mais relacionados aos processos de envelhecimento do CAP, fenômeno que afeta diretamente o desempenho de misturas asfálticas

ao longo da vida útil do pavimento (FERNANDES, 2007; BERNUCCI *et al.*, 2010).

Os asfaltenos se encontram recobertos pelas resinas, estando estas micelas, ou aglomerados de micelas, dispersas em um meio intermicelar, composto pelos óleos saturados e aromáticos. Enquanto as resinas garantem a adesividade dos asfaltenos à estrutura do ligante, sendo também responsáveis pelo grau de viscosidade do material, os aromáticos e os saturados, que representam a maior porcentagem da composição do ligante, são responsáveis por conferirem a maior capacidade do ligante asfáltico de se comportar como uma solução, susceptível a mudanças térmicas, visto que essas estruturas possuem menor peso molecular (SHELL, 2015; FERNANDES, 2007; BERNUCCI *et al.*, 2010). A Figura 2 apresenta o modelo de micelas de Yen, utilizado para representar a estrutura química do ligante asfáltico.

Figura 2 – Modelo de micelas de Yen (1991)



Fonte: Bernucci *et al.* (2010).

Entretanto, observa-se que, na maioria dos casos, o estudo da estrutura química do CAP possui o objetivo de aprimorar o entendimento quanto à reologia (estudo de fluxo e deformação da matéria) deste material, de modo a compreender o seu comportamento físico diante de fenômenos como o envelhecimento e a variação de temperatura, ou devido a outros fatores, como a solicitação de cargas exercida pelo tráfego, de modo que se possa, cada vez mais, obter estruturas com comportamento mecânico adequado, evitando defeitos prematuros, como deformação permanente e trincamento por fadiga. Ainda assim, há uma necessidade de compreender as consequências que essas estruturas químicas e seus derivados podem causar ao meio ambiente e os seus efeitos à saúde humana (KITTO *et al.*, 1996).



## 2.2 Poluição atmosférica

Segundo a USEPA (2007), a poluição atmosférica pode ser definida como “a presença de contaminantes ou substâncias poluidoras no ar que interferem na saúde ou bem-estar dos humanos, ou que produzem outros efeitos nocivos ao meio ambiente”. Apesar de bastante genérica, tal definição deixa clara a relevância da poluição do ar, pelo fato de ela estar diretamente relacionada às condições de saúde e bem-estar humanas, assim como à preservação do meio ambiente (INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE, 2014).

Apesar de a definição supracitada utilizar o termo “contaminantes”, que pode ser definido como algo que corrompe pelo contato ou por associação, várias substâncias consideradas poluidoras estão presentes mesmo no que pode ser considerado ar atmosférico “limpo”, ou sem a interferência excessiva do ser humano. Sendo assim, a quantidade dessas substâncias em uma determinada porção da atmosfera, ou seja, sua concentração, é que irá definir se esta terá efeitos nocivos à saúde humana ou ao meio ambiente.

Várias são as substâncias que podem poluir o ar atmosférico, no entanto, o governo norte-americano, em 1970, através da Lei do Ar Limpo (*Clean Air Act*), definiu seis delas como principais, a serem utilizadas como critério para a determinação da qualidade do ar: MP, O<sub>3</sub>, CO, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e chumbo (Pb), sendo estas as mesmas substâncias cujas concentrações são utilizadas atualmente pela agência que regulamenta os limites de poluentes do ar atmosférico norte-americano, a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA). A relevância destas substâncias se deve, tanto pelos seus potenciais nocivos, como por serem facilmente encontradas em concentrações perigosas no meio urbano, já que várias atividades humanas são responsáveis por suas emissões (USEPA, 2015).

Além da diretriz estadunidense, em 1987, a OMS publicou as Diretrizes de Qualidade do Ar para a Europa (*Air Quality Guidelines for Europe*), com sua última edição atualizada em 2006. Nesta, os poluentes atmosféricos *outdoor* são divididos em “poluentes orgânicos” e “poluentes clássicos”, onde esta segunda categoria é formada por NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> (junto com outros oxidantes fotoquímicos), MP e SO<sub>2</sub>, sendo estes contemplados, cada um, com análises específicas, de modo a garantir seus respectivos limites de exposição a humanos, assim como os riscos oriundos de seus efeitos a curto e longo prazo. De maneira similar ao que foi estabelecido pela OMS, o órgão responsável pela regulamentação dos padrões de qualidade do ar na Europa, a *European Environment Agency* (EEA), selecionou os mesmos poluentes clássicos utilizados pelo órgão mundial, com exceção do SO<sub>2</sub>, mantendo limites de exposição semelhantes.

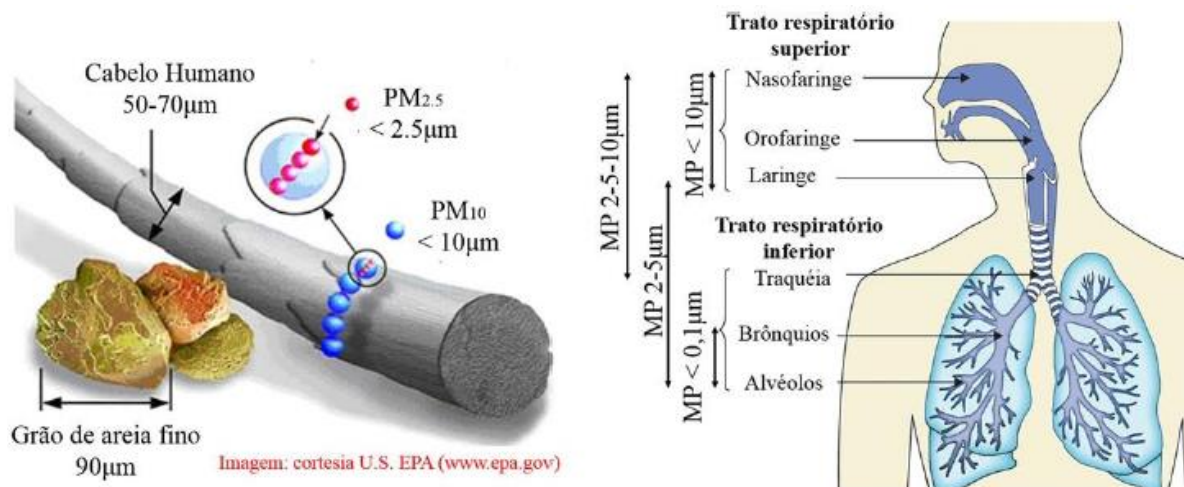
No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão vinculado ao Ministério do Meio Ambiente, é o responsável pela regulamentação dos Padrões Nacionais de Qualidade do Ar. Os valores atualizados de limites para o padrão de qualidade do ar estão dispostos na Resolução CONAMA de número 491, de 19 de novembro de 2018 (CONAMA 491/2018), onde os valores vigentes adotados pela OMS foram estabelecidos como os valores de “padrão final” para NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, MP e SO<sub>2</sub>. Além destes valores, foram adotados valores mais tolerantes, denominados de “padrões intermediários”, a serem aplicadas de forma subsequente, a medida em que os órgãos estaduais consigam alcançá-los. Além destes poluentes, a referida resolução trouxe valores de limites à exposição para fumaça, CO, Partículas Totais em Suspensão (PTS) e chumbo.

### **2.2.1 Material Particulado (MP)**

O Ministério do Meio Ambiente (2006) define o MP como sendo uma mistura complexa de sólidos e líquidos, de características químicas e físicas diversas e de tamanho reduzido. Sua formação acontece a partir da condensação de gases e vapores, que se aglomeram em partículas sólidas ou líquidas existentes em suspensão na atmosfera, a partir de forças tensoativas superficiais, e que continuam suspensas devido ao tamanho reduzido e ao pouco peso (VALLERO, 2008; YANAGI *et al.*, 2012).

Pelo fato de possuir características químicas bastante distintas, o MP é usualmente classificado em termos físicos, pelo tamanho do seu diâmetro. À medida em que mais partículas se aglomeram, maior fica o seu peso e, portanto, maiores são as chances de sedimentação, o que representa um menor perigo para a saúde humana. Quanto menor as partículas, maior o seu tempo de suspensão, além de serem maiores as chances dessas partículas alcançarem porções mais internas dos pulmões e alvéolos pulmonares, já que partículas maiores são retidas no trato respiratório e facilmente eliminadas por mecanismos de defesa do nosso organismo, como os movimentos ciliares das mucosas do trato respiratório, tosses e espirros (BRAGA *et al.*, 2001). A Figura 3 apresenta os diferentes tamanhos do MP, assim como as regiões do trato respiratório que podem ser afetadas por cada uma delas.

Figura 3 – Tamanhos do MP e suas distribuições no trato respiratório humano



Fonte: Fontenele *et al.* (2018).

As partículas maiores, também chamadas de “tipo grosseiro”, possuem diâmetro entre 2,5 e 30 $\mu\text{m}$  (MP<sub>30</sub>), enquanto as partículas menores que 2,5 $\mu\text{m}$  (MP<sub>2,5</sub>) são chamadas de partículas finas. Além dessas classificações, uma terceira, de tamanho intermediário, começou a ser utilizada, o que deu origem à denominação de partículas inaláveis, que compreendem as de tamanho entre 2,5 e 10 $\mu\text{m}$  (MP<sub>10</sub>), pois, ainda neste tamanho, elas podem alcançar porções inferiores das vias respiratórias, transportando gases poluentes adsorvidos em sua superfície para onde ocorre as trocas gasosas no pulmão, chegando até às células (BRAGA *et al.*, 2001).

Devido à sua alta complexidade química, o MP pode ocasionar distúrbios diversos à saúde humana. Estudos como os de Nascimento *et al.* (2012), Yanagi *et al.* (2012) e Cesar *et al.* (2013), além de outros já citados, correlacionaram, no estado de São Paulo, a inalação de MP de diversos tamanhos e a probabilidade de interações por acidentes vasculoencefálicos (aumento de 12% devido a um acréscimo de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de MP), além de influenciarem na incidência de problemas respiratórios e mortalidade por câncer.

Essa alta toxicidade está diretamente relacionada com a presença de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em fase particulada no MP. Os HPAs, oriundos da combustão incompleta de combustíveis fósseis ou da pirólise de materiais orgânicos, que contém carbono e hidrogênio, ganharam relevância pelo fato destes serem nocivos à saúde humana, possuindo alto potencial carcinogênico e mutagênico. Além de estarem presentes no MP, os HPAs também estão presentes em forma gasosa, principalmente nos COVs (SEINFELD e PANDIS, 1998).

### 2.2.2 Dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ )

O dióxido de nitrogênio, assim como os demais óxidos de nitrogênio, é produzido, principalmente, no processo de combustão que ocorre no interior de motores veiculares. As altas temperaturas, resultantes deste processo, permitem a reação entre o oxigênio e o nitrogênio, levando à formação desses poluentes. Além dos motores de veículos, outras fontes, que produzem energia a partir do processo de queima de combustíveis fósseis, tais como termoelétricas, por exemplo, também são responsáveis pela contribuição no aumento dos níveis de  $NO_x$  (VALLERO, 2008).

Quando reage com o oxigênio, na presença de luz solar, o  $NO_2$  também é responsável pela formação de ozônio, outro importante poluente atmosférico. Além disso, a fácil difusão do dióxido de nitrogênio faz com que sua concentração *outdoor* afete ambientes internos, visto que residências também possuem fontes emissoras de  $NO_2$ , como fogões, por exemplo, tornando os seus riscos maiores à saúde humana (BRAGA *et al.*, 2001).

Outro produto do  $NO_2$  é o ácido nítrico ( $HNO_3$ ), cuja formação se dá simplesmente pela reação do dióxido de nitrogênio com a água, sendo responsável pelos fenômenos de chuva ácida e eutrofização de corpos d'água, o que causa a degradação do meio ambiente e de patrimônios materiais. Além disso, a reação que leva à formação de ozônio é responsável pelo *smog* fotoquímico, onde o acúmulo de poluentes na atmosfera, a partir da presença de luz solar, gera uma fumaça cinza na camada atmosférica próxima da superfície, capaz de originar e acumular o  $NO_2$ , além de outros poluentes (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006).

No que diz respeito à saúde humana, o dióxido de nitrogênio é comumente associado a problemas respiratórios, provocando desconfortos na respiração, diminuição de resistência e agravamento de quadros de asma e bronquite, devido ao seu potencial oxidativo e à sua baixa solubilidade, que garante maior dispersão após adentrar os pulmões, podendo levar a alterações celulares (BRAGA *et al.*, 2001; MACEDO, 2013). Em crianças, seus efeitos podem ser ainda mais acentuados (COELHO, 2007).

### 2.2.3 Dióxido de enxofre ( $SO_2$ )

Assim como os óxidos de nitrogênio, o dióxido de enxofre também é resultado do processo de queima de combustíveis fósseis, tendo os veículos automotores como suas principais fontes de emissão, além das indústrias que utilizam processos de combustão para geração de energia (VALLERO, 2008). Este poluente se destaca pela formação do ácido

sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), que possui pH menor que 1, sendo bastante nocivo. A produção deste ácido ocorre pela simples reação de  $\text{SO}_2$  com água, o que acontece facilmente devido à sua alta solubilidade em temperatura ambiente. No trato respiratório, a presença desse poluente acarreta desde problemas mais simples, como coriza e catarro, danos irreversíveis aos pulmões ou, até mesmo, sendo fatal, quando inalado em doses mais altas (MACEDO, 2013).

Vários estudos chamam atenção para o elevado risco à saúde humana que o  $\text{SO}_2$  pode provocar (FREITAS *et al.*, 2004; NASCIMENTO *et al.*, 2004). No estudo conduzido por Martins *et al.* (2002), mesmo em concentrações menores que as permitidas pela legislação vigente na época (onde o padrão primário anual era equivalente a  $80\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), ainda foi possível associar esse poluente com casos de atendimentos médicos relativos a gripes e pneumonias em idosos.

No ar atmosférico, o dióxido de enxofre, assim como o  $\text{NO}_2$ , também favorece a formação da chuva ácida, mas de forma ainda mais severa, tendo em vista o alto potencial corrosivo do ácido sulfúrico, se comparado com o ácido nítrico (BRAGA *et al.*, 2001). Além disso, o dióxido de enxofre, através do ácido sulfúrico e seus sais de amônia, está fortemente relacionado à formação de partículas finas, sendo estes os seus principais constituintes (BRAGA *et al.*, 2001). Amâncio e Nascimento (2012) comprovaram a correlação entre exposição a  $\text{SO}_2$  ( $\rho=0,157$ ) e  $\text{MP}_{10}$  ( $\rho=0,128$ ) com o número de internações de crianças por agravamento de quadros asmáticos.

### **2.3 Emissões oriundas de material asfáltico**

Para o uso de ligante asfáltico em serviços de pavimentação, faz-se necessário o aquecimento deste material (a temperaturas da ordem de  $160^\circ\text{C}$ ), de modo que se obtenha a diminuição de sua viscosidade. Dessa forma, é alcançada sua trabalhabilidade, permitindo que este possa envolver, adequadamente, os agregados pétreos e formar misturas asfálticas capazes de serem aplicadas e compactadas, a fim de resultarem em estruturas que propiciem conforto para o rolamento e segurança para os veículos automotores e seus usuários (BERNUCCI *et al.*, 2010).

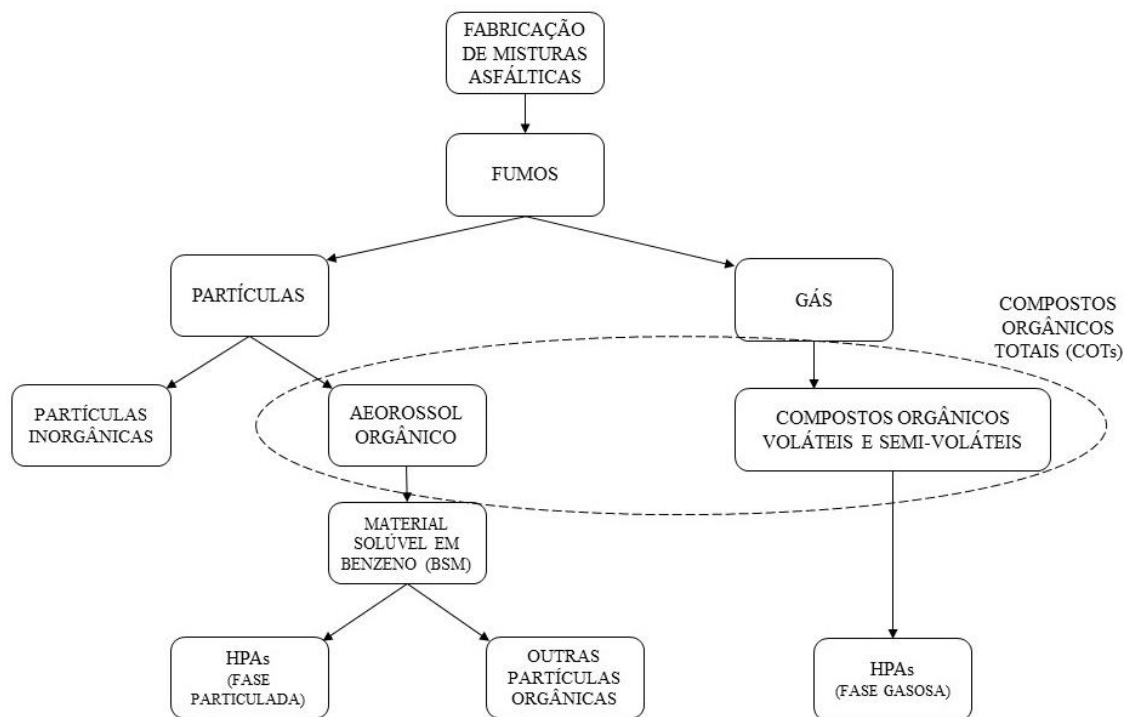
No entanto, as elevadas temperaturas às quais o ligante e as misturas asfálticas são submetidos, fazem com que alguns compostos sejam volatilizados a partir destes materiais, resultando nas emissões de asfalto. Usualmente, há um equívoco em designar as emissões de asfalto como fumos de asfalto. Os fumos de asfalto se referem à parcela volatilizada que, ao entrar em contato com o ar atmosférico, é resfriada e assim forma aerossóis (MP sólido e

vapores condensados). Além desta, as emissões de asfalto também compreendem outra parcela que, mesmo em contato com o ar mais frio, permanece em estado gasoso (NIOSH, 2000; IARC, 2013).

Devido à alta complexidade do asfalto com relação à sua composição química, seus fumos e vapores são de difícil caracterização físico e química. As composições dessas emissões podem variar com o tipo de ligante asfáltico e o petróleo que lhe deu origem, além de fatores relacionados à sua utilização em misturas asfálticas, como temperatura e velocidade ou tempo de usinagem (NIOSH, 2000). Além de serem classificadas pelo seu estado físico (fase condensada e fase gasosa), as emissões asfálticas também podem ser divididas quanto à sua natureza química: parcelas inorgânica e orgânica, sendo esta última a que deve receber maior atenção, pelo fato de conter HPAs, tanto em fase particulada como em fase gasosa (GAUDEFROY *et al.*, 2008).

Segundo Gaudefroy *et al.* (2010), os HPAs em fase gasosa estão contidos nos COVs e Compostos Orgânicos Semi-Voláteis, enquanto os HPAs, em fase particulada, estão presentes nos aerossóis orgânicos. Estas diferentes fases compõem os chamados Compostos Orgânicos Totais (COTs) de emissões asfálticas, conforme está representado pela adaptação do fluxograma proposto por Gaudefroy *et al.* (2010), na Figura 4.

Figura 4 – Classificação de emissões asfálticas quanto às suas características físico e químicas



Fonte: adaptado de Gaudefroy *et al.* (2010).

Um dos estudos pioneiros a propor a avaliação das emissões asfálticas, foi o conduzido por Brandt e Groot (1999), onde foi verificada a influência da temperatura e da volatilidade do ligante asfáltico nas emissões de MP total, MP orgânico (também chamado de material solúvel em benzeno), semi-voláteis e HPAs em fase particulada. A coleta dos fumos de asfalto foi feita em escala laboratorial, aquecendo-se o ligante em um recipiente e bombeando os fumos para um tubo adsorvente, de modo que estes fossem filtrados por um cassete, resultando em uma curva de correlação entre as variáveis e as concentrações obtidas, com o objetivo de gerar um modelo capaz de prever a exposição dos trabalhadores a esses poluentes durante os serviços de pavimentação e impermeabilização de coberturas.

Estudos seguintes, como os de Bonnet *et al.* (2000) e Brandt *et al.* (2000), focaram no desenvolvimento e na validação de equipamentos e métodos capazes de realizarem a coleta de fumos de asfalto, através de metodologias similares à proposta por Brand e Groot (1999), com o objetivo de avaliar níveis de Material Particulado Total (MPT), material orgânico particulado e HPAs. O principal argumento destes autores para continuar as coletas em escala laboratorial tinha como base o fato que as coletas em laboratório aconteciam em condições controladas, onde seria possível obter um maior isolamento de variáveis, o que não seria possível em campo. Além disso, as emissões aconteceriam como em um trecho de aplicação de mistura asfáltica: “um sistema aberto, onde os fumos gerados pelo aquecimento do ligante, volatilizados a partir de sua superfície, rapidamente resfriariam e entrariam em um falso equilíbrio com o ar ambiente” (BRANDT e GROOT, 1999).

No entanto, alguns autores passaram a coletar dados em campo, seja na usina ou em trechos de aplicação de misturas asfálticas, sob o argumento de que os estudos em laboratório não representavam o comportamento do ligante nas misturas, pois, em campo, este se encontra em forma de filme, recobrendo os agregados, e não como uma porção ocupando um recipiente em grande parte de seu volume, como os ensaios laboratoriais avaliavam até então (GAUDEFROY *et al.*, 2010). O estudo conduzido por Clark *et al.* (2011), por exemplo, corrobora para este argumento, pois conclui que as emissões geradas em laboratório não podem ser comparadas com as geradas em campo, que ocorrem em concentrações e tempos de exposição inferiores. Neste sentido, estudos como o de Lee *et al.* (2004), Jullien *et al.* (2006), Heikkilä *et al.* (2002) e Zanetti *et al.* (2014) realizaram coletas em campo, cujas conclusões serão discutidas mais à frente.

Diante das possibilidades de coleta, vários estudos, além dos já citados anteriormente, buscaram quantificar e caracterizar, principalmente, MP, COVs e HPAs oriundos de emissões asfálticas, por presumirem que estas poderiam apresentar concentrações

significativas destes compostos, além do grande prejuízo que estes podem ocasionar à saúde humana. Outro objeto de estudo para estas pesquisas foi verificar quais fatores influenciavam para o aumento ou decréscimo dos níveis de emissões poluidoras, assim como verificar os efeitos oriundos de possíveis soluções, onde as misturas mornas e semi-mornas ganharam destaque.

O estudo conduzido por Cravo *et al.* (2010), por exemplo, foi responsável por caracterizar os fumos oriundos de diferentes CAPs brasileiros, a partir de um dispositivo laboratorial semelhante a um forno, capaz de gerar e coletar as emissões asfálticas. Neste caso, o dispositivo possuía uma vantagem em relação a outros experimentos laboratoriais: ele é dotado de um prato, onde o ligante é aplicado em forma de uma fina película, simulando o seu estado em misturas asfálticas, para então ser aquecido. Com isso, foi possível identificar 11 tipos de HPAs diferentes, apesar de ter-se concluído que as concentrações dos mais perigosos (com 3 ou mais anéis benzênicos) não foram significativas para as amostras estudadas. Como exemplo, tem-se o pireno, que foi obtido apenas em 3 das 8 amostras analisadas e não ultrapassou a concentração de 0,02mg/kg, enquanto frações de menor peso molecular, como o fluoreno e o naftaleno, estiveram presentes em todas as amostras, mas não superaram concentrações de 0,06 e 0,02mg/kg, respectivamente.

Enquanto isso, Gasthauer *et al.* (2007) identificaram os principais compostos presentes nas emissões asfálticas, estudando os COVs de maneira generalizada. Os resultados revelaram, além dos HPAs, hidrocarbonetos mono aromáticos, hidrocarbonetos aromáticos oxigenados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos sulfurados. Ainda assim, concluiu-se que os hidrocarbonetos aromáticos representaram apenas 1% dos fumos analisados, cuja composição química continha 99% de hidrocarbonetos saturados.

Em campo, Lee *et al.* (2004) avaliaram a emissão de HPAs em seis usinas do tipo gravimétrica. Esses autores coletaram amostras em diferentes pontos das usinas (unidade de pré-aquecimento, misturador e calha de descarga da mistura pronta) e propuseram soluções para a redução dessas emissões nos dois sistemas de controle de emissões das usinas (o primário, de ciclone, e o secundário, composto por um conjunto de mangas). Os resultados mostraram que, apesar de a maior concentração de HPAs acontecer no misturador, provavelmente devido à combustão necessária ao processo de mistura entre ligante asfáltico e agregados, a concentração do benzo(a)pireno foi maior na calha de descarga da mistura pronta. Além disso, os autores concluíram que é mais eficiente controlar as emissões de HPAs nos filtros de mangas, apesar de este controle ser um tanto quanto limitado, já que muitos HPAs se encontram em forma gasosa.

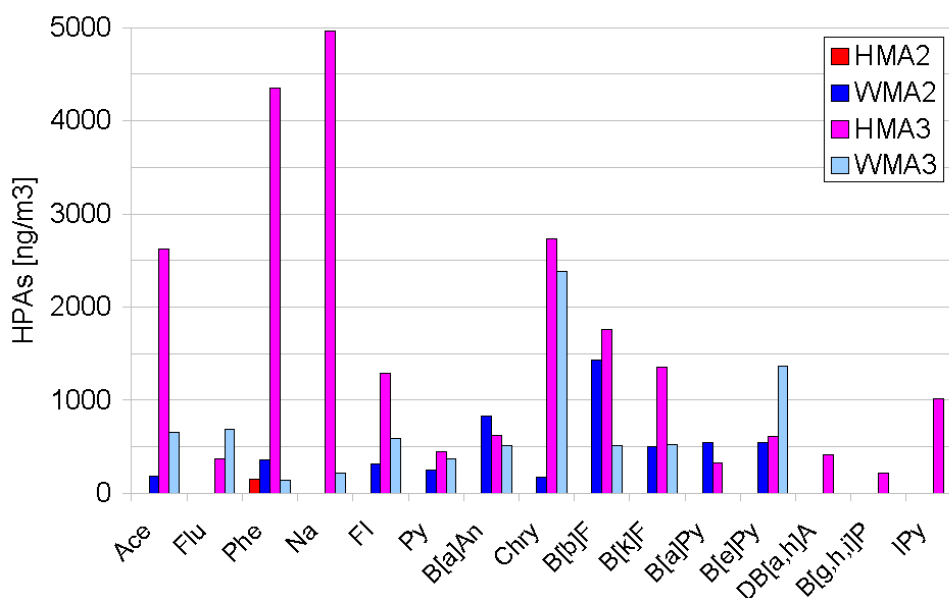


Mickelsen *et al.* (2006) avaliaram os níveis de concentração de MPT e de material solúvel em benzeno presentes em trechos de aplicação de misturas asfálticas. Além disso, os trabalhadores envolvidos foram equipados com dispositivos de controle para a redução de inalação de emissões asfálticas. Os resultados mostraram que as concentrações obtidas foram muito próximas ou abaixo dos limites estabelecidos pela *American Conference of Governmental Industrial Hygienists* (ACGIH) e pela NIOSH, que é de 0,5mg/m<sup>3</sup> para o material solúvel em benzeno e 5mg/m<sup>3</sup> para o MPT. Além disso, os dispositivos de controle se mostraram eficientes.

Acerca dos fatores que contribuem para uma maior ou menor emissão de poluentes, os estudos são conclusivos e unânimes em relação à temperatura de manuseio do CAP ou da mistura asfáltica: quanto maior for a temperatura, maiores serão os níveis de poluentes emitidos pelo material asfáltico, quer seja de MP, COVs, material solúvel em benzeno ou HPAs, o que foi mostrado tanto pelos estudos de Brand e Groot (1999), Bonnet *et al.* (2000) e Brandt *et al.* (2000), como pelos estudos de Mickelsen *et al.* (2006), Gasthauer *et al.* (2007), Cravo *et al.* (2010), Gaudefroy *et al.* (2010), Heikkilä *et al.* (2002), entre outros.

A influência da temperatura é ainda mais significativa quando se compara as misturas convencionais com misturas mornas e semi-mornas. Motta (2011), por exemplo, fez um estudo em laboratório e em campo, comparando as emissões de HPAs em fase particulada entre misturas convencionais à quente, denominadas de *Hot Mix Asphalt* (HMA), e misturas mornas, denominadas de *Warm Mix Asphalt* (WMA), onde foi possível verificar a influência da temperatura em uma porção (batelada) de 5kg de mistura, ao invés de aquecer apenas o ligante. Para essa pesquisa, a autora usou diferentes temperaturas: para as misturas convencionais, 160 e 180°C (para a HMA2 e HMA3, respectivamente), enquanto as misturas mornas foram fabricadas a 135 e 145°C (WMA2 e WMA3, respectivamente). Essa diferença de temperatura se deve à utilização de asfalto-borracha nas misturas que necessitaram de temperaturas maiores (com final 3), enquanto as temperaturas menores foram utilizadas em misturas fabricadas com um CAP convencional (final 2). Os níveis de emissões dos HPAs de cada mistura podem ser comparados na Figura 5.

Figura 5 – Comparação entre misturas convencionais e misturas mornas, quanto aos níveis de emissão de HPAs durante os seus processos de fabricação

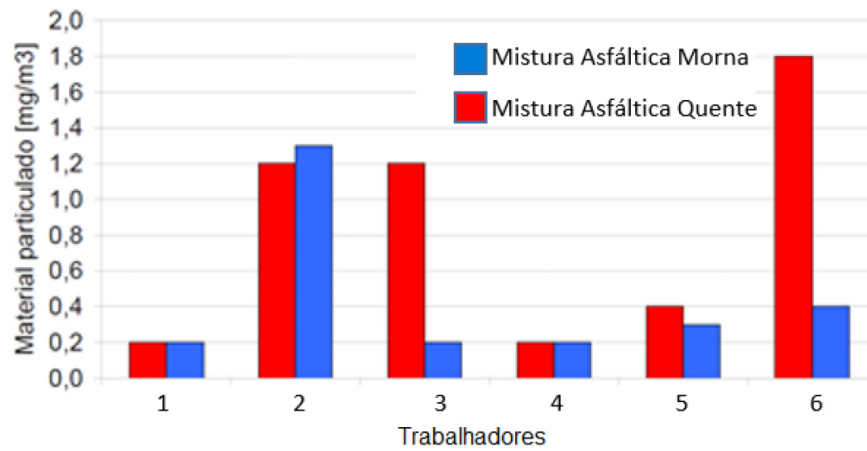


Fonte: Motta (2011).

Para a coleta, foi utilizado um sistema de bomba à vácuo contendo um filtro de fibra de quartzo, sendo feita, posteriormente, uma análise cromatográfica para a extração e a análise dos resultados. Nesse caso, Motta (2011) ressaltou que, os valores obtidos, e apresentados na Figura 5, não significam que a mistura HMA2 não emitiu HPAs, mas sim que, devido à alta temperatura (180°C), a maior parte deles volatilizou e, por isso, estes não foram detectados em fase particulada.

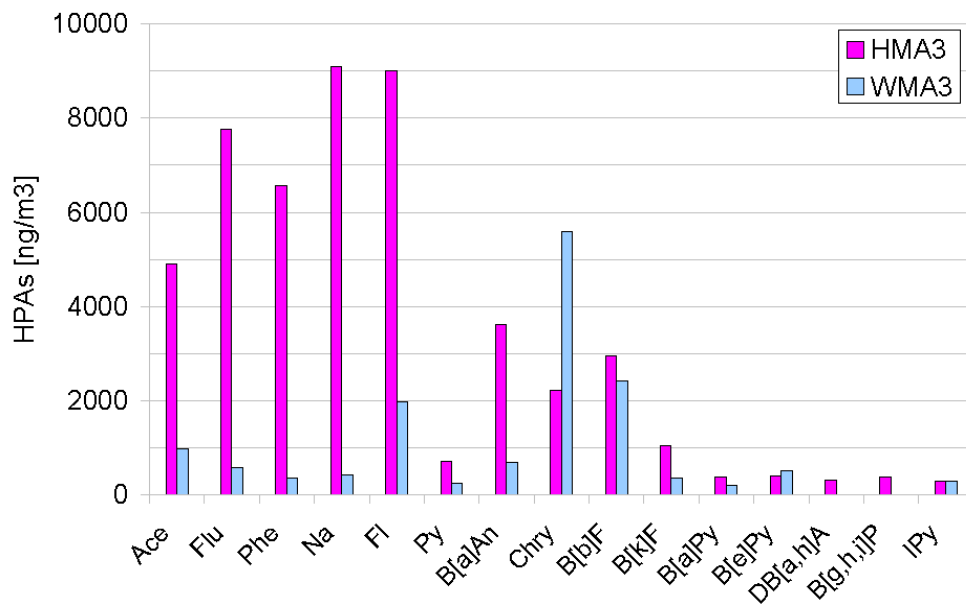
Em campo, as pesquisas sofrem com a crítica apresentada anteriormente para esses tipos de experimentos: a dificuldade de isolar variáveis e explicar resultados não lógicos. No caso do estudo de Cravo (2010), é possível verificar que as misturas mornas apresentaram níveis de MP equivalentes aos das misturas convencionais, tendo apenas um caso onde o contrário ocorreu, como pode ser visto na Figura 6. Como os valores foram obtidos para seis trabalhadores diferentes, através de equipamentos acoplados em seus EPIs, esses valores não esperados foram atribuídos ao fato de que a maior parte da contribuição desse MP foi dos equipamentos (como é o caso do trabalhador 2, operador da vibroacabadora, que se encontrava bem próximo ao escapamento da máquina). A mesma incoerência pôde ser verificada nas coletas em campo realizadas por Motta (2011), onde alguns HPAs foram identificados em concentrações superiores durante a aplicação de misturas mornas, ao invés de durante a aplicação de misturas convencionais (Figura 7).

Figura 6 – Comparação entre mistura convencional e mistura morna, quanto aos níveis de emissão de MP durante suas aplicações



Fonte: adaptado de Cravo (2010).

Figura 7 – Comparação entre mistura convencional e mistura morna, quanto aos níveis de emissão de HPAs durante suas aplicações



Fonte: Motta (2011).

No estudo realizado por Autelitano *et al.* (2017), foi investigado, em laboratório, o efeito da adição de ceras aos ligantes asfálticos convencionais, que visam permitir alcançar a viscosidade ideal a temperaturas menores, ou seja, uma outra técnica para a obtenção de misturas mornas. Foram usados dois tipos de ceras orgânicas diferentes (uma de hidrocarboneto modificado por um grupo amida e outra de hidrocarboneto parafínico), ambas empregadas em 3% em peso em 3 ligantes convencionais de penetração equivalentes, e os materiais foram

analisados por cromatografia gasosa e espectrometria de massa para avaliar a emissão de COVs. Além da identificação de COVs, com a presença de HPAs, os resultados mostraram que, não apenas a redução de 30°C inibiu as emissões, mas as estruturas moleculares das ceras interagiram com o ligante asfáltico, formando estruturas cristalinas e/ou reticulados mais pesadas, inibindo a volatilização de componentes mais leves, reduzindo a quantidade de emissões.

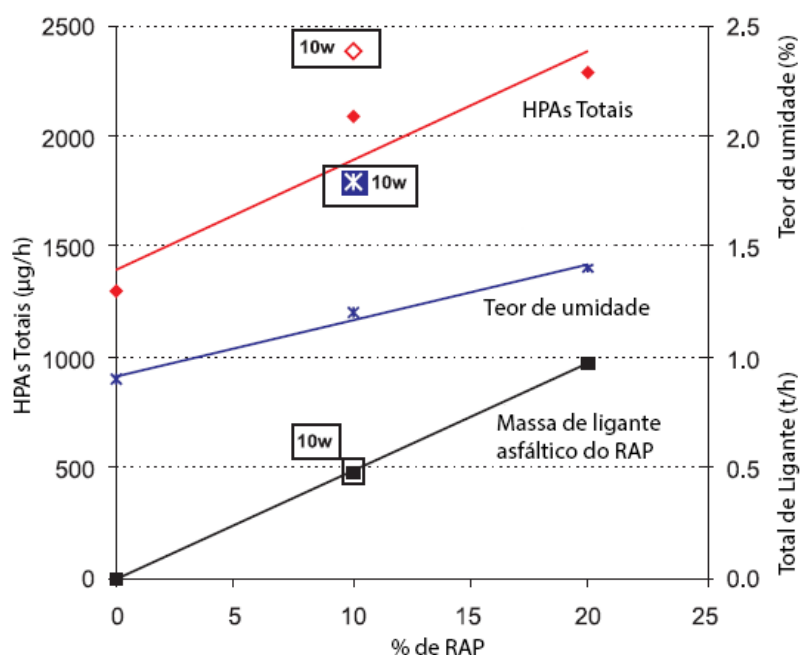
Além da contribuição da temperatura, Shiying *et al.* (2016), por exemplo, verificaram também o efeito da granulometria dos agregados da mistura na emissão de COVs, MP<sub>2,5</sub> e HPAs, em laboratório e em campo. Os autores utilizaram mastiques asfálticos, compostos por ligantes convencionais e ligantes adicionados de polímero (SBS), que compunham misturas porosas, com um Volume de vazios de até 18,8%. Apesar de as misturas contendo asfalto modificado por polímero exigirem temperaturas maiores (até 20°C a mais), a quantidade de COVs emitida pelas misturas com maior porosidade foi menor do que aquelas exigidas pelas misturas produzidas com ligante convencional (e com um Volume de vazios na ordem de 3,5%), resultando em uma redução total de, aproximadamente, 60% , em laboratório. Os autores explicaram que o polímero disperso na superfície do ligante funcionou como uma camada protetora, impedindo a emissão desses gases. Ainda assim, os resultados se mostraram inconclusivos, já que as emissões de MP<sub>2,5</sub> e HPAs variaram bastante para os diferentes tipos de mistura.

Outro componente da mistura asfáltica que tem sido avaliado em alguns estudos, é o material fresado, também conhecido pela sigla RAP (do inglês, *Reclaimed Asphalt Pavement*). O estudo de Jullien *et al.* (2006), por exemplo, buscou, a partir da ferramenta de análise de ciclo de vida, avaliar o impacto do uso de RAP na aplicação de misturas asfálticas, no que diz respeito à emissão de COVs, HPAs e odores. Os citados autores chegaram a resultados inconclusivos, visto que a concentração de poluentes aumentou com a utilização de misturas com maiores teores de RAP, enquanto era esperado uma menor concentração de poluentes nesses casos, já que a utilização de RAP implicava na diminuição do uso de ligante virgem utilizado na usinagem da mistura. Contrariando os resultados das emissões, os resultados dos níveis de odores seguiram a lógica esperada: quanto maior o teor de RAP, menor o fluxo de odores provenientes da aplicação da mistura.

Quanto ao processo de usinagem, o estudo de Ventura *et al.* (2007) fez uma análise da variação de emissões de HPAs a partir de diferentes teores de RAP utilizados. Além de misturas com 0%, 10% e 20% de teor de RAP, também foi analisada uma mistura com 10% de RAP e umidade elevada (mistura 10w). A Figura 8 mostra a variação de massa total de HPAs a

partir dessa variação, mostrando resultados condizentes com o estudo de Jullien *et al.* (2006): quanto maior o teor de RAP, maior o fluxo de massa total de HPAs. Os autores tentaram explicar este fato a partir da avaliação do que eles chamaram de “fluxo molar” de HPAs, onde foi possível verificar quais tipos de HPAs eram emitidos a partir das diferentes misturas asfálticas usinadas. Com isso, eles puderam verificar que, à medida em que o teor de RAP ou a umidade aumentava, além de o fluxo de massa total de HPAs aumentar, a quantidade de HPAs mais pesados aumentava, enquanto a de HPAs mais leves diminuía, o que deixa o “fluxo molar” praticamente constante, mas faz com que os gases se tornem mais nocivos. Esta mudança foi atribuída ao ligante mais antigo, contido no RAP, e a um processo de destilação a vapor que poderia acontecer nas misturas com reciclado, visto que a presença desse material acarreta em uma maior umidade total dos agregados utilizados na usinagem.

Figura 8 – Fluxo de massa total de HPAs e umidade em função do teor de RAP



Fonte: adaptado de Ventura *et al.* (2007).

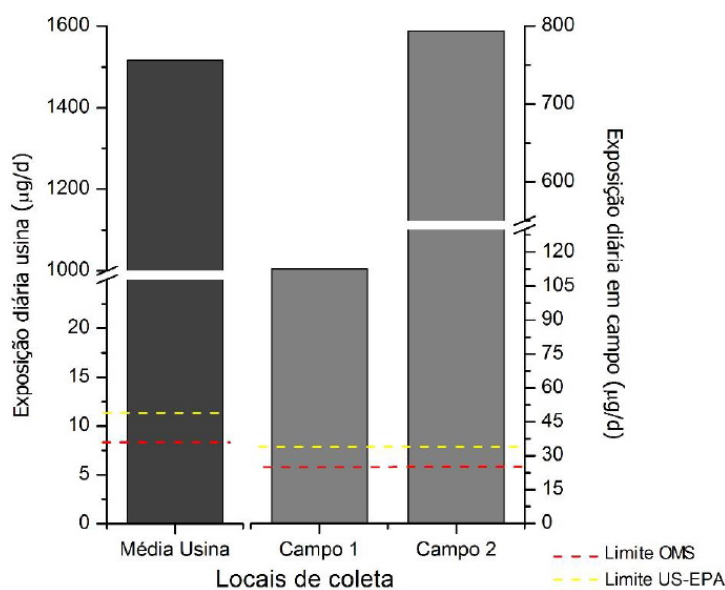
Outros estudos propõem a utilização de aditivos, no processo de usinagem de misturas asfálticas, com o objetivo de mitigar a quantidade de emissões de poluentes. Diferente da análise de Shiyong *et al.* (2016), que verificou os efeitos de um polímero do tipo SBS quanto à redução de emissões poluidoras, Rasoulzadeh *et al.* (2010) propuseram a utilização de um modificador, à base de látex reciclado (luvas usadas em laboratório), visando, principalmente, uma mistura que emitisse menos HPAs. Apesar de não ter sido feita uma coleta em campo, os resultados laboratoriais foram considerados satisfatórios: utilizando 5% do látex reciclado, a

quantidade de MPT se manteve praticamente a mesma, porém, houve uma redução de, aproximadamente, 50% na quantidade total de HPAs emitidos, se comparada a mistura proposta com uma mistura convencional. Além disso, o modificador também permitiu ganhos nas propriedades mecânicas, como o aumento da resistência à deformação permanente.

Pesquisas mais recentes possuem um nível de sofisticação ainda maior, fazendo uso de nano ou micropartículas, como o dióxido de titânio, que são incorporadas na mistura asfáltica, possuindo o objetivo de: repelir a água, garantindo ao pavimento melhor resistência aos seus efeitos; autolimpeza, contribuindo para o aumento da aderência pneu-pavimento e, conseqüentemente, para a segurança viária; além de serem capazes de degradar os poluentes atmosféricos emitidos no meio em que o pavimento se encontra, a partir de uma reação catalisada pela luz solar (ROCHA SEGUNDO *et al.*, 2017). No estudo de Cao *et al.* (2018), por exemplo, experimentos laboratoriais permitiram obter uma eficiência fotocatalítica capaz de remover 33% de monóxido de nitrogênio (NO) do meio, a partir de um composto à base de dióxido de titânio, o que poderia ser uma alternativa não apenas para as emissões veiculares, mas também uma forma de mitigar os impactos ocasionados pela própria execução do revestimento asfáltico.

Por meio dos estudos supracitados, pôde-se verificar que, em sua maioria, as coletas em campo foram realizadas ou apenas durante o processo de usinagem, ou apenas no processo de aplicação da mistura asfáltica. Uma das poucas pesquisas que abordou ambas as etapas de execução do revestimento asfáltico, foi a desenvolvida por Fontenele *et al.* (2018). Nela, apesar de ter sido coletado apenas o MP<sub>10</sub> proveniente das misturas asfálticas, foram verificadas suas concentrações na usina e em dois trechos distintos de aplicação do material na cidade de Fortaleza-CE, além de avaliar os riscos para a saúde dos trabalhadores envolvidos nesse processo. Os autores citados concluíram que os níveis de emissão de MP são maiores na usina, se comparadas aqueles obtidos durante o processo de aplicação nos trechos monitorados, alcançando valores até 33 vezes maiores. Além disso, foi verificado que a geometria das vias influenciou este processo, de modo que a coleta realizada em via de menor largura (Campo 2) apresentou maior concentração de MP. Ademais, verificou-se um alto nível de risco de câncer aos trabalhadores da usina e dos trechos de aplicação, devido às altas exposições submetidas. Na Figura 9, a variável de exposição diária é diretamente relacionada às concentrações de MP encontradas.

Figura 9 – Exposição diária dos trabalhadores ao Material Particulado Respirável (MPR)



Fonte: Fontenele *et al.* (2018).

Outro estudo que coletou amostras de MP na usina e em trechos de aplicação, realizado por Fontenele (2014), concluiu que a sua quantidade emitida durante o processo de usinagem da mistura asfáltica é mais elevada se comparada às quantidades obtidas em trechos de aplicação, resultando em exposições diárias (mg/dia) aos trabalhadores quase cinco vezes maiores e superando, na maioria das coletas, os valores limites de concentração estabelecidos pela OMS ( $25\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e pela USEPA ( $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). O único fator correlacionado pelo estudo, quanto às emissões na usina, foi a sua produção, de modo que foi possível verificar que, quanto maior a taxa de produção, maior a quantidade de MP emitida. Apesar de as concentrações coletadas em campo serem inferiores às da usina, um dos dois trechos analisados também gerou uma concentração média de  $162\mu\text{g}/\text{m}^3$ , superior aos limites estabelecidos pela OMS e USEPA. Ademais, foi possível verificar que fatores como quantidade de material aplicado, temperatura de aplicação e características da via podem impactar nas concentrações de MP em trechos de aplicação de misturas asfálticas.

Na maior parte dos estudos observados até então, a investigação quanto às emissões de compostos inorgânicos parece ser pouco abordada, enquanto muito se estuda sobre os COVs e os HPAs. Com relação a essas substâncias, Jullien *et al.* (2017) verificaram a influência de parâmetros operacionais (taxa de produção e temperatura de usinagem), em escala real e laboratorial. Os resultados dos testes conduzidos na usina mostraram que a emissão de compostos inorgânicos é influenciada, majoritariamente, pelo processo de combustão necessário ao aquecimento dos insumos. Sendo assim, o aumento da temperatura de usinagem

e da taxa de produção da mistura levam também a um aumento no fluxo de CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>, que foi associado à “intensidade” de combustão e consumo de energia. Enquanto isso, outros compostos (CO e CH<sub>4</sub>) tiveram suas concentrações influenciadas por outro parâmetro, denominado de eficiência da combustão, ou seja, variaram apenas durante ajustes feitos no queimador, para iniciar e parar a usinagem ou alterar parâmetros de operação. Os autores também chamaram atenção para o SO<sub>2</sub>, alegando que suas concentrações se correlacionam não apenas com o processo de combustão, mas com a volatilização originada do próprio aquecimento do material asfáltico, visto que estes possuem átomos de enxofre em sua composição.

Rubio *et al.* (2012) compararam misturas convencionais e misturas mornas quanto à emissão de CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>, além de verificar também a emissão de COVs e HPAs, em escala real. O estudo concluiu que, a menor temperatura necessária à fabricação de misturas mornas e, conseqüentemente, a menor quantidade de combustível empregada para o aquecimento dos materiais, resultaram em uma maior quantidade de concentrações de gases inorgânicos, assim como de MP, provenientes de misturas convencionais. As reduções foram desde 58,5%, para CO<sub>2</sub>, até 99,9%, no caso do SO<sub>2</sub>. Curiosamente, a quantidade de compostos orgânicos totais foi maior em 43,4% quando utilizada a mistura morna, fato considerado inconclusivo pelos autores e atribuído, possivelmente, à composição da emulsão empregada para a técnica de mistura morna do estudo. Ressalta-se que o valor de concentração de SO<sub>2</sub> encontrado para a mistura convencional (1025,9mg/m<sup>3</sup>) foi o único que ultrapassou o limite da legislação espanhola (850mg/m<sup>3</sup>), e que foi reduzido para 1,1mg/m<sup>3</sup> com a utilização da técnica de mistura morna, enquanto as concentrações dos demais poluentes, mesmo no uso da mistura convencional, não ultrapassaram os limites usados.

Abdullah *et al.* (2016) realizaram um experimento laboratorial visando avaliar os impactos causados por dois aditivos utilizados para a fabricação de misturas mornas. Foram comparadas misturas mornas usinadas a temperaturas de 125, 135 e 145°C, com uma mistura convencional, usinada a uma temperatura de 165°C. Além de gerarem incrementos nos parâmetros de resistência à deformação permanente e envelhecimento, os modificadores também permitiram reduções de até 50% nas concentrações de emissões inorgânicas (CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>), onde as maiores reduções foram obtidas quando foram utilizadas as menores temperaturas de usinagem, a depender da quantidade de aditivo utilizada.

Quanto à composição inorgânica do MP oriundo de misturas asfálticas, Fullová *et al.* (2017) realizaram testes laboratoriais, comparando diferentes misturas quanto às suas emissões de MP<sub>1</sub> e MP<sub>2,5</sub>, oriundos do desgaste do revestimento asfáltico induzido por um



simulador de tráfego de pequeno porte (para laboratório), usado para ensaio de deformação permanente. Para isso, foram utilizadas diferentes misturas, compostas por diferentes ligantes (convencional e modificado), além de diferentes tipos de agregados, moldadas em forma de placas e submetidas a esforços de tração pelo simulador de pequeno porte em uma câmara, onde os poluentes foram coletados. Os resultados mostraram que o MP expelido da mistura a partir do desgaste apresentou composição similar aos insumos utilizados, revelando alta presença de cálcio (oriundo dos agregados) e enxofre (oriundo do ligante), por exemplo, o que poderia ser utilizado, segundo os autores, para identificar e caracterizar componentes da mistura asfáltica. Além disso, de acordo com o comportamento mecânico apresentado pelas misturas, foi possível verificar diferentes níveis de qualidade, no que se refere a emissões de MP durante o desgaste do revestimento asfáltico.

#### **2.4 Métodos de coleta e análise de poluentes atmosféricos**

Em geral, os métodos de coleta e de análise propostos pelos estudos abordados nesta revisão seguem procedimentos semelhantes entre si, tendo como base os métodos 5042 (1998), 5506 (1998) e 5515 (1994), normatizados pela NIOSH. Quanto às coletas, pode-se dizer que estes métodos fazem uso de amostragem ativa, já que em todos os casos, uma bomba a vácuo é usada para que um fluxo de ar atmosférico seja direcionado para o interior do equipamento. Em alguns casos, as coletas foram realizadas a partir do uso de analisadores automáticos, que dispensam o procedimento de análise posterior para obtenção dos dados.

A NIOSH 5042 visa normatizar a obtenção de material particulado, especificamente para MPs oriundos de fumos de asfalto, normatizando também a coleta e análise de material solúvel em benzeno. Nesse procedimento, o ar atmosférico é succionado para o interior de um equipamento e filtrado por um filtro específico, de politetrafluoretileno (PTFE). A análise é feita de forma gravimétrica, ou seja, através de pesagens, de modo que, tendo o peso do filtro antes da coleta, sua diferença em relação ao peso deste após a coleta permite a obtenção da quantidade de MP coletado. Após a pesagem, o filtro pode ser extraído com benzeno, para que uma nova aferição permita a obtenção da quantidade de resíduo orgânico ou material solúvel em benzeno.

Mickelsen *et al.* (2006) utilizaram este método, assim como descrito na NIOSH 5042, alocando os equipamentos nos próprios trabalhadores, enquanto Heikkilä *et al.* (2002) e Fontenele *et al.* (2018) utilizaram equipamentos similares, posicionados ao longo de trechos com aplicação de misturas asfálticas ou em uma usina de asfalto. No estudo conduzido por Lee

*et al.* (2004), por exemplo, foi feito o uso de equipamentos equivalentes àqueles recomendados na NIOSH 5042, adaptados da USEPA *Method 5* (1996), distribuídos em diferentes pontos de uma usina.

Outros procedimentos semelhantes também foram desenvolvidos com o objetivo de realizar coletas em laboratório, como no caso apresentado por Brandt e Groot (1999). Neste trabalho, foi utilizado um equipamento capaz de coletar MP e material solúvel em benzeno, a partir apenas do aquecimento do ligante asfáltico, sendo este um método adaptado da CONCAWE *Report 6* (1984).

Além destes métodos, é válido ressaltar que vários estudos fizeram uso de analisadores automáticos, também chamados de medidores de poeira, capazes de “contar” as partículas em suspensão, pela incidência de luz infravermelha sobre o MP que atravessa uma parte do equipamento, ou por cargas elétricas geradas quando as partículas atingem um sensor do dispositivo, por exemplo. Desta forma, a concentração de MP no ar atmosférico é apresentada em um *display*, tornando a amostragem bastante prática. Dentre esses estudos, pode-se citar aqueles utilizados por Shiynig *et al.* (2016) e Fullová *et al.* (2017).

Quanto às análises de HPAs, os procedimentos 5506 e 5515 da NIOSH, por exemplo, estabelecem os métodos de coleta e análise a serem utilizados, utilizando cromatografia líquida e radiação ultravioleta (NIOSH 5506) ou cromatografia gasosa e infravermelho (NIOSH 5515). Para a amostragem, além da utilização de um filtro PTFE para a coleta de HPAs em fase particulada, também deve-se utilizar um tubo absorvente, conectado ao filtro, que fará a coleta de COVs e semi-voláteis a partir de uma solução específica (XAD-2). Em seguida, feita a amostragem, os HPAs deverão ser extraídos e desabsorvidos da solução com acetonitrila ou tolueno, para então serem analisados por cromatografia. Esse procedimento foi replicado por Rasoulzadeh *et al.* (2010), que utilizaram a NIOSH 5515 e obteve concentrações de HPAs a partir do aquecimento de uma porção de ligante asfáltico.

Por vezes, o procedimento com tubos absorvedores para coleta de COVs e HPAs também foi adaptado em câmaras ou fornos, com o objetivo de analisar um filme de ligante asfáltico ou, até mesmo, uma porção de mistura asfáltica espalhada, realizando-se assim, uma coleta ainda mais controlada. Este foi o caso do estudo realizado por Cravo *et al.* (2010), cujo dispositivo utilizado pode ser visto na Figura 10, que é dotado de um prato para a aplicação do ligante asfáltico em forma de filme, controle de temperatura que varia de 100 a 200°C e um sistema de ventilação que permite direcionar os gases e MP até a saída da chaminé, onde se encontra o filtro e o tubo absorvedor, para que as amostras possam ser analisadas, posteriormente, por cromatografia líquida.

Figura 10 – Forno usado para amostragem de HPAs oriundos de emissões de ligante asfáltico

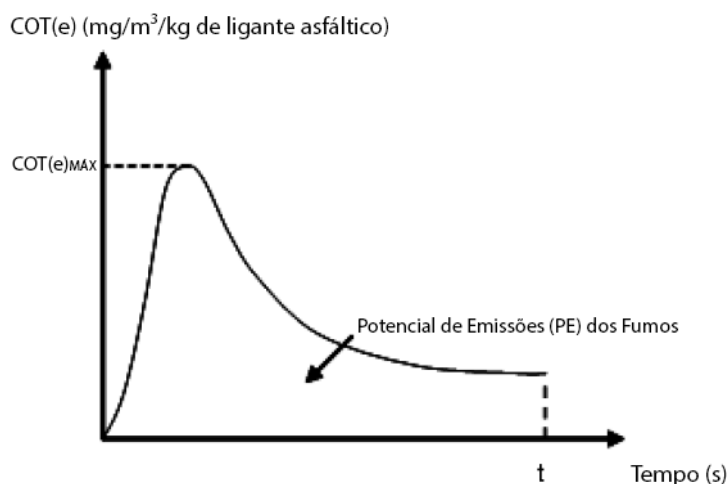


Fonte: Cravo *et al.* (2010).

Além disso, dispositivos complementares podem ser utilizados em equipamentos deste tipo para garantir ainda mais praticidade na obtenção dos dados. Na pesquisa realizada por Jullien *et al.* (2006), foi acoplado um detector por ionização de chama, capaz de apresentar os dados de COVs em tempo real, enquanto uma mistura asfáltica espalhada dentro da câmara era aquecida, além de serem coletados, em um tubo absorvedor, para uma posterior análise de cromatografia gasosa a fim de obter a concentração de HPAs.

Esse procedimento de análise automática, com os dados de COVs sendo amostrados e analisados ao mesmo tempo, também foi utilizada por Gaudefroy *et al.* (2010), mas utilizando a NF EN 13526 (legislação francesa) como referência, muito similar aos procedimentos da NIOSH. No entanto, ao invés de analisar apenas o ligante asfáltico sendo aquecido ou uma mistura asfáltica previamente usinada e espalhada sobre o equipamento, os autores propuseram a análise do processo de mistura entre agregados e ligante, simulando a coleta em uma usina de asfalto, onde o equipamento que promovia a mistura estava acoplado a uma chaminé, para onde os analitos eram direcionados por um sistema de sucção, e por um tubo absorvedor para COTs. Este tipo de coleta e análise se mostrou interessante por permitir a obtenção de uma curva de concentração por tempo, como a mostrada na Figura 11, o que pode ser utilizado para verificar o comportamento dessas emissões durante o processo de usinagem.

Figura 11 – Curva de concentração de COTs *versus* tempo de usinagem de mistura asfáltica



Fonte: adaptado de Gaudefroy *et al.* (2010).

Para os compostos inorgânicos, como NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>, grande parte das coletas são realizadas com o uso de analisadores automáticos, geralmente compostos de uma unidade que bombeia o ar de um duto para dentro de uma sonda, que passa para um sistema de condicionamento, que elimina impurezas e partículas, para então ser recebido por detectores de cada composto. Desta forma, os sinais emitidos pelos detectores são analisados e apresentados em um *display*, de maneira prática, assim como nos medidores de poeira citados anteriormente. Os trabalhos de Rubio *et al.* (2012) e Abdullah *et al.* (2016) utilizaram esses equipamentos, sendo o primeiro realizado em escala real, onde o dispositivo foi colocado na saída do exaustor (chaminé), e o segundo, em laboratório, onde o analisador amostrou os gases a partir de uma porção de mistura aquecida.

Antes dos analisadores automáticos serem amplamente usados, eram realizados procedimentos adicionais para as coletas de gases inorgânicos. Trabalhos como o de Jullien *et al.* (2017), por exemplo, propuseram uso de um dispositivo acoplado na chaminé de exaustão da usina de asfalto, que fazia a leitura a partir do gás seco (CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, O<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>), portanto, necessitando de uma unidade de condensação de água. Outros, como o de Ventura *et al.* (2007), utilizou analisadores específicos para CO<sub>2</sub> (infravermelho) e O<sub>2</sub> (paramagnético), o que restringe as possibilidades de coleta.

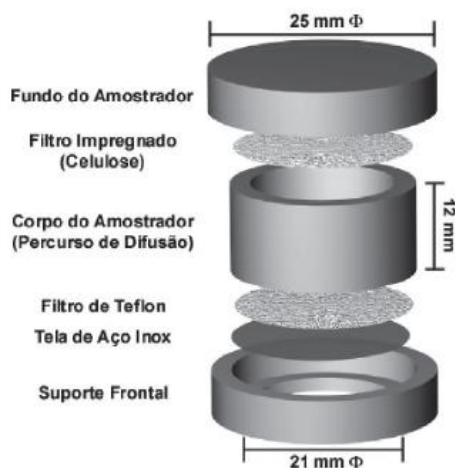
Outro método de amostragem ainda não utilizado nos estudos de emissões asfálticas, é o método de amostragem passiva. Os processos citados até aqui são, em sua maioria, exemplos de amostragem ativa, pois utilizam um sistema de bombeamento artificial para fazer com que gases e partículas sejam levados até o seu interior. Enquanto isso, a amostragem passiva ocorre de maneira espontânea, pela simples difusão do ar e de suas moléculas, que percorrem o

dispositivo até um filtro capaz de fixar a amostra de gás ou vapor (BUCCO, 2010).

Apesar de ser a técnica de monitoramento do ar atmosférico mais difundida e aplicada, a amostragem ativa é complexa e depende de energia elétrica ou do uso de baterias, para fornecer energia ao sistema de bombeamento de ar, o que pode torná-la uma alternativa mais onerosa, dispendiosa e, em alguns casos, que necessita de operadores devidamente capacitados (BUCCO, 2010). Dessa forma, a amostragem passiva surge como uma alternativa prática, de fácil manuseio e de baixo custo, que também permite a obtenção de valores de concentração em um intervalo maior de tempo (ao longo de um dia ou de semanas), ao invés de uma concentração em tempo real (SOUZA; FRANCISCO; CARDOSO, 2017).

Quanto aos objetos de estudo da amostragem passiva, muito se tem investigado quanto aos efeitos do setor industrial e do tráfego veicular. Em regiões urbanas, uma das estratégias adotadas para a coleta é a de distribuir amostradores de pequeno porte em pontos elevados, como postes, o que foi feito no estudo de Santos (2018), que obteve concentrações de  $\text{NO}_2$  em função do processo de verticalização de um bairro do município de Fortaleza-CE, assim como do tráfego veicular e das condições meteorológicas vigentes. No estudo de Marques (2017), foi verificada a contribuição de um parque industrial do estado do Ceará, quanto às concentrações de  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  e  $\text{O}_3$ , de modo que foi possível obter mapas de distribuição espacial desses poluentes e inferir os seus comportamentos ao longo da região. A Figura 12 mostra a ilustração de um amostrador passivo e seus componentes, utilizado no estudo de Campos *et al.* (2006), com a mesma finalidade de coleta de gases poluentes ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  e  $\text{O}_3$ ) em ambiente urbano.

Figura 12 – Exemplo de amostrador passivo



Fonte: Campos *et al.* (2006).

Apesar das vantagens em relação à amostragem ativa, a amostragem passiva também possui algumas limitações. Além da dificuldade ou impossibilidade de coleta de MP, já que a tendência deste material é de sedimentar, os dados obtidos para gases e vapores são de concentrações médias ao longo do tempo de coleta, não sendo possível distinguir, se houve, transições entre altas e baixas concentrações. Também se ressalta a insuficiência de normas nacionais e internacionais que permitam a utilização de um método de amostragem passiva com referência para os estudos de qualidade do ar (CRUZ e CAMPOS, 2008).

A seguir, a Tabela 1 apresenta um resumo das principais metodologias de coleta e de análise apresentadas nesta seção, em ordem cronológica, a fim de facilitar o entendimento das principais técnicas utilizadas na quantificação de poluentes atmosféricos oriundos de materiais asfálticos. Além delas, ressalta-se a utilização de outra técnica de coleta, a amostragem passiva, apresentada ao final desta seção, utilizada em estudos que visavam analisar a contribuição de outras atividades, como o tráfego veicular (CAMPOS *et al.*, 2006; MARQUES, 2017; SANTOS, 2018).

Tabela 1 – Resumo das metodologias de coleta e de análise de materiais asfálticos abordadas na seção 2.4

<b>Autores</b>	<b>Metodologia de Coleta</b>	<b>Metodologia de Análise</b>	<b>Resultados</b>
Brandt e Groot (1999)	Coletor próprio para ligante asfáltico (CONCAWE Report 6, 1984)	Gravimetria e solução em benzeno (NIOSH 5042)	MPT e Material Solúvel em Benzeno
Heikkillä <i>et al.</i> (2002)	Amostragem ativa	Gravimetria, espectrofotometria e cromatografia líquida e gasosa	MPT, SCOVs e HPAs
Lee <i>et al.</i> (2004)	Amostragem ativa (USEPA Method 5, 1996)	Cromatografia gasosa	HPAs
Mickelsen <i>et al.</i> (2006)	Amostragem ativa (NIOSH 5042)	Gravimetria e solução em benzeno (NIOSH 5042)	MPT e Material Solúvel em Benzeno
Jullien <i>et al.</i> (2006)	Coletor próprio para ligante asfáltico (câmara)	Cromatografia gasosa	COVs e HPAs
Ventura <i>et al.</i> (2007)	Analísadores automáticos (infravermelho e paramagnético)	Analísadores automáticos (infravermelho e paramagnético)	CO <sub>2</sub> e O <sub>2</sub>

Rasoulzadeh <i>et al.</i> (2010)	Amostragem ativa (NIOSH 5515)	Cromatografia gasosa (NIOSH 5515)	HPAs
Cravo <i>et al.</i> (2010)	Coletor próprio para ligante asfáltico (forno)	Cromatografia gasosa	HPAs
Gaudeferoy <i>et al.</i> (2010)	Coletor próprio para mistura asfáltica	Cromatografia gasosa	COTs
Rubio <i>et al.</i> (2012)	Analizador automático	Analizador automático	CO, NO <sub>x</sub> , O <sub>2</sub> e CO <sub>2</sub>
Shiyong <i>et al.</i> (2016)	Analizador automático	Analizador automático	COVs, MP <sub>2,5</sub> e HPAs
Abdullah <i>et al.</i> (2016)	Analizador automático (AASHTO T312)	Analizador automático (AASHTO T312)	CO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub>
Fullóva <i>et al.</i> (2017)	Analizador automático	Analizador automático e análise mineralógica	MP <sub>2,5</sub>
Jullien <i>et al.</i> (2017)	Dispositivo próprio para exaustor da usina	Absorção de infravermelho e quimiluminescência	CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub>
Fontenele <i>et al.</i> (2018)	Amostragem ativa	Gravimetria	MPR

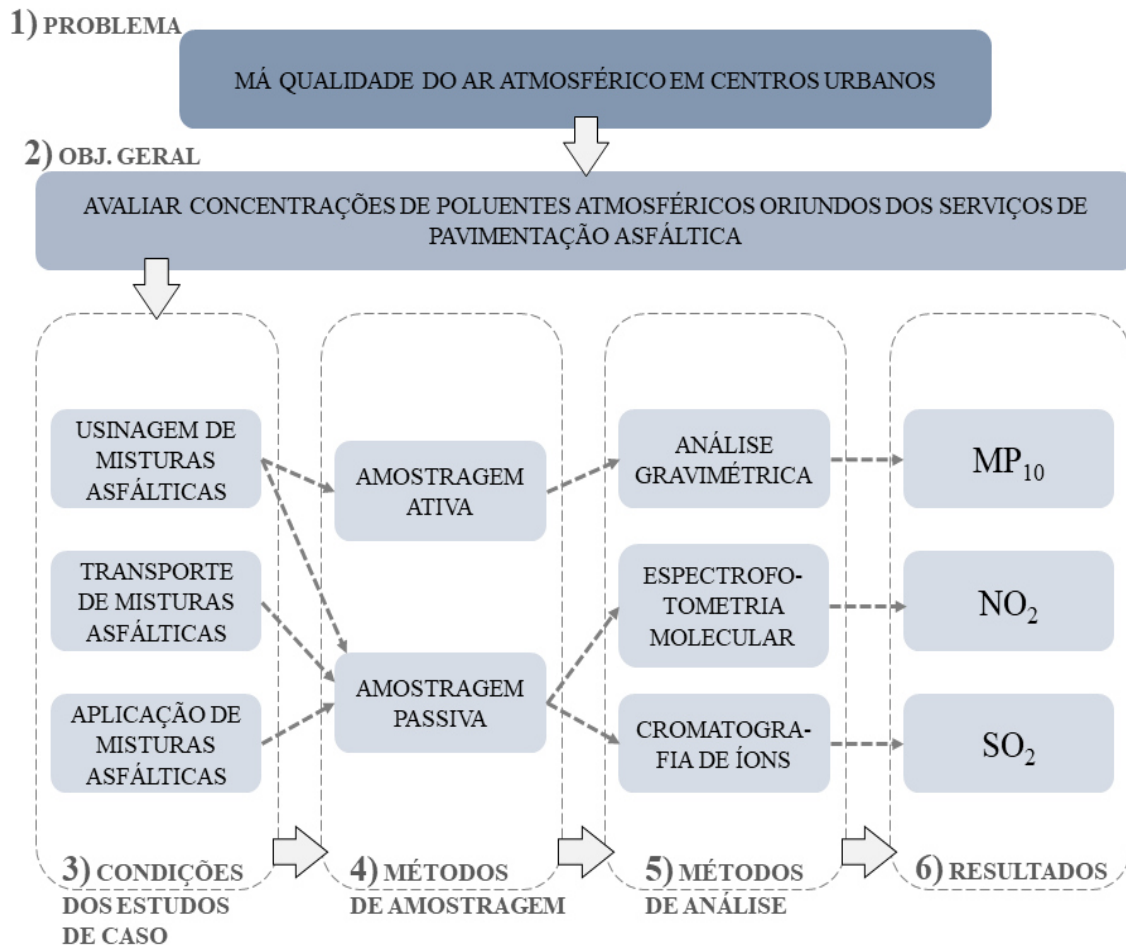
Fonte: elaborada pelo autor.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

Diante da problemática exposta, foram delimitados os objetos de estudo para esta pesquisa, de modo a alcançar os objetivos propostos. A fim de verificar a contribuição de obras de execução de revestimentos asfálticos como um todo, no que diz respeito à poluição do ar atmosférico, foram avaliadas as três etapas básicas que as definem: a usinagem, o transporte e a aplicação de misturas asfálticas. Dessa forma, além de analisar o processo integralmente, é possível identificar, compreender e propor alternativas, de maneira mais eficiente, para este problema.

Acerca das metodologias de amostragem e de análise empregadas em cada etapa do processo construtivo de um revestimento asfáltico, a Figura 13 contém um fluxograma com as etapas a serem seguidas nesta seção, para a obtenção dos resultados referentes às concentrações de cada poluente utilizado nesta análise.

Figura 13 – Fluxograma de etapas metodológicas



Fonte: elaborado pelo autor.



### 3.1 Condições dos estudos de caso

#### 3.1.1 Usinagem das misturas asfálticas

A coleta das emissões provenientes do processo de usinagem de misturas asfálticas ocorreu em uma região de grande atividade industrial da RMF, Ceará. Acompanhou-se a usinagem das misturas em duas usinas, localizadas em uma mesma indústria, cujas características mais relevantes e divergentes entre si estão na Tabela 2.

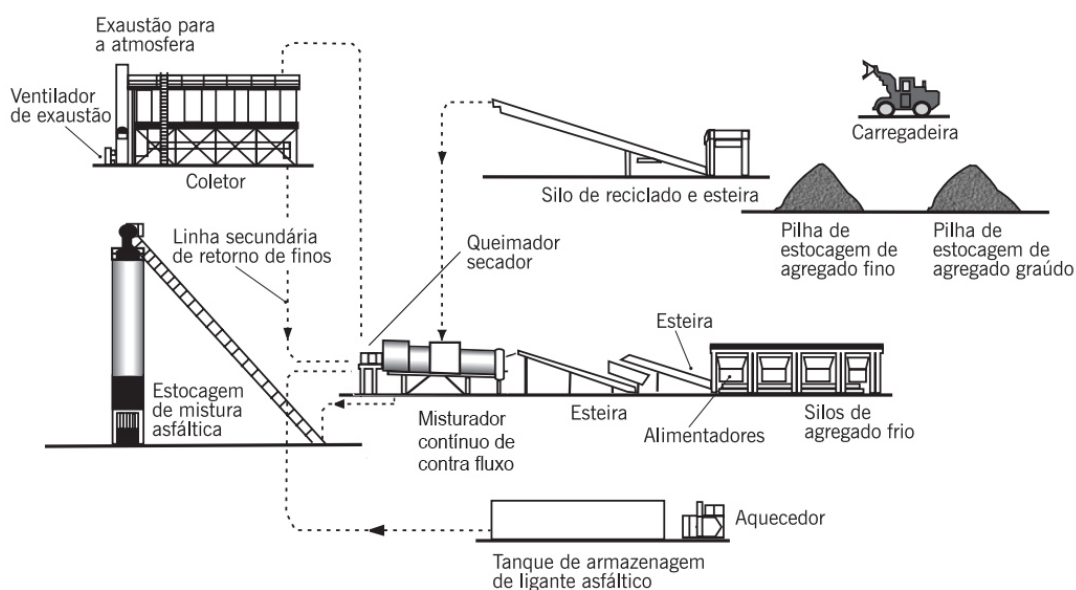
Tabela 2 – Características das usinas de asfalto utilizadas nas coletas

Usina	Tipo de combustível	Capacidade de produção (ton/h)
Usina 01	Gás natural	160,00
Usina 02	Óleo combustível de Baixo Ponto de Fluidez (BPF)	200,00

Fonte: elaborada pelo autor.

Além disso, ressalta-se que ambas as usinas de asfalto são do tipo produção contínua (*drum-mixer*) e de contrafluxo, contam com 4 silos dosadores de agregados e pelo menos um silo de estocagem de mistura asfáltica, além de serem adaptadas com um silo dosador para o uso de material fresado. As duas usinas também dispõem de um coletor de finos para retorno desse material ao tambor misturador e suas unidades filtrantes são compostas por ciclone e 608 filtros de manga para controle de emissão de partículas. A Figura 14 apresenta uma ilustração esquemática da configuração de ambas as usinas.

Figura 14 – Ilustração de uma usina de asfalto de produção contínua



Fonte: adaptado de Bernucci *et al.* (2010).

Durante os períodos de amostragem, foram observadas diferentes misturas asfálticas sendo usinadas (Tabela 3), cujas temperaturas médias de usinagem foram mantidas constantes, próximas a 165°C. No entanto, todas elas fizeram uso do mesmo ligante asfáltico (CAP 50/70), produzido na refinaria local (LUBNOR). No caso das misturas recicladas, ressalta-se que os teores de insumos virgens adotados na usinagem foram calculados com base na caracterização prévia do material fresado e adotando-se uma taxa de ativação de ligante envelhecido igual a 100%, de modo que fossem obtidos, como valores finais de composição, os que estão dispostos na Tabela 3. Os tipos de misturas usinadas foram: binder, Concreto Asfáltico Usinado a Quente (CAUQ) e Areia Asfalto Usinado a Quente (AAUQ).

Tabela 3 – Composições das misturas asfálticas avaliadas durante a usinagem

Traço	Tipo de mistura	Material Fresado (%)	Composição final da mistura asfáltica usinada			
			Teor de CAP (%)	Brita 1" (%)	Brita 1/2" (%)	Pó de pedra (%)
01	Binder	15,0	4,5	26,7	26,7	42,1
02	CAUQ	15,0	5,7	-	19,4	74,9
03	CAUQ	-	5,7	-	22,1	72,2
04	AAUQ	10,0	6,0	-	-	94,0

Fonte: elaborada pelo autor.

As campanhas de coleta foram realizadas entre abril e agosto de 2019, fase de transição entre as quadras chuvosa e seca da região. Para melhor compreender os fenômenos de concentração e dispersão dos poluentes no local, foram utilizados dados meteorológicos de uma estação do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), localizada a menos de 10km das usinas.

### 3.1.2 Transporte e aplicação das misturas asfálticas

As coletas das emissões provenientes dos processos de transporte e aplicação de misturas asfálticas ocorreram a partir de duas misturas fabricadas em uma das usinas mencionadas na seção anterior, a Usina 02. As coletas aconteceram em datas e períodos distintos: a primeira (Coleta 01) aconteceu no dia 1º de dezembro de 2017, no turno da manhã, a partir das 08 horas; e a segunda (Coleta 02) foi realizada no dia 27 de fevereiro de 2019, no turno da noite, a partir das 20 horas. As composições das misturas avaliadas nestas etapas são apresentadas na Tabela 4, onde foram verificados dois tipos das mesmas: CAUQ e Camada Porosa de Atrito (CPA). Ressalta-se que, para esta última, foi utilizada uma temperatura de

usinagem maior, igual a 180°C, assim como um ligante asfáltico modificado.

Tabela 4 – Composições das misturas asfálticas avaliadas durante o transporte e a aplicação

Coleta	Tipo de mistura	Composição da mistura			
		CAP (%)	Brita 1/2" (%)	Brita 3/8" (%)	Pó de pedra (%)
Coleta 01	CAUQ	5,4	49,2	-	45,4
Coleta 02	CPA	4,5	52,5	33,4	9,6

Fonte: elaborada pelo autor.

Após suas usinagens, as misturas asfálticas eram despejadas do silo de estocagem para caminhões do tipo basculante, com capacidade para 10m<sup>3</sup>, previamente pesados, para que se pudesse obter a quantidade, em massa, de mistura asfáltica, a partir da pesagem do veículo carregado. Nesta etapa de avaliação do transporte das misturas, foi acompanhada apenas a primeira viagem de cada trecho de aplicação, cujas características são apresentadas na Tabela 5. Para ambas as coletas, o destino estava localizado no município de Fortaleza, Ceará.

Tabela 5 – Características dos trechos percorridos durante o transporte das misturas

Coleta	Data	Período	Destino	Quantidade de mistura (ton)	Distância percorrida (km)	Duração do trajeto (min)
Coleta 01	01/12/17	Manhã	Av. Aguanambi	20,30	23	32
Coleta 02	27/02/19	Noite	Av. Santos Dumont	21,17	31	30

Fonte: elaborada pelo autor.

Ao chegar nos locais de aplicação, os veículos despejavam as misturas asfálticas em uma vibroacabadora pneumática, responsável por espalhar a mistura em uma espessura igual a 5cm para os dois trechos de aplicação. Ao passo em que era feita a aplicação, seguia-se com a compactação do revestimento asfáltico, realizada por dois rolos, um do tipo pneumático e outro do tipo tandem.

Vale ressaltar que, para ambos os casos, antes da aplicação da mistura, foi realizado o procedimento de pintura de ligação, com o uso de emulsão asfáltica do tipo RR-2C, aplicada por um caminhão espargidor a uma taxa média de 1L/m<sup>2</sup>, em revestimento asfáltico previamente existente. A seguir, a Tabela 6 apresenta as características dos trechos das vias onde as misturas foram aplicadas.

Tabela 6 – Características dos trechos onde houve aplicações de misturas asfálticas

Coleta	Qtd de faixas	Comprimento de cada faixa (m)	Largura de cada faixa (m)	Área total (m <sup>2</sup> )	Volume total (m <sup>3</sup> )	Massa total (ton)
Coleta 01	3	155,00	3,50	1.627,50	81,38	192,06
Coleta 02	1	180,00	3,75	675,00	33,75	77,09

Fonte: elaborada pelo autor.

As Figuras 15 e 16 apresentam os trechos das avenidas aonde houve as aplicações de misturas asfálticas, respectivamente para a Coleta 01 (Avenida Aguanambi) e para a Coleta 02 (Avenida Santos Dumont). A partir das imagens, pode-se verificar que as avenidas comportam grande fluxo veicular, sendo caracterizadas como vias arteriais da cidade, além de possuírem alto adensamento urbano em seu entorno, com a presença de casas e prédios de gabarito elevado.

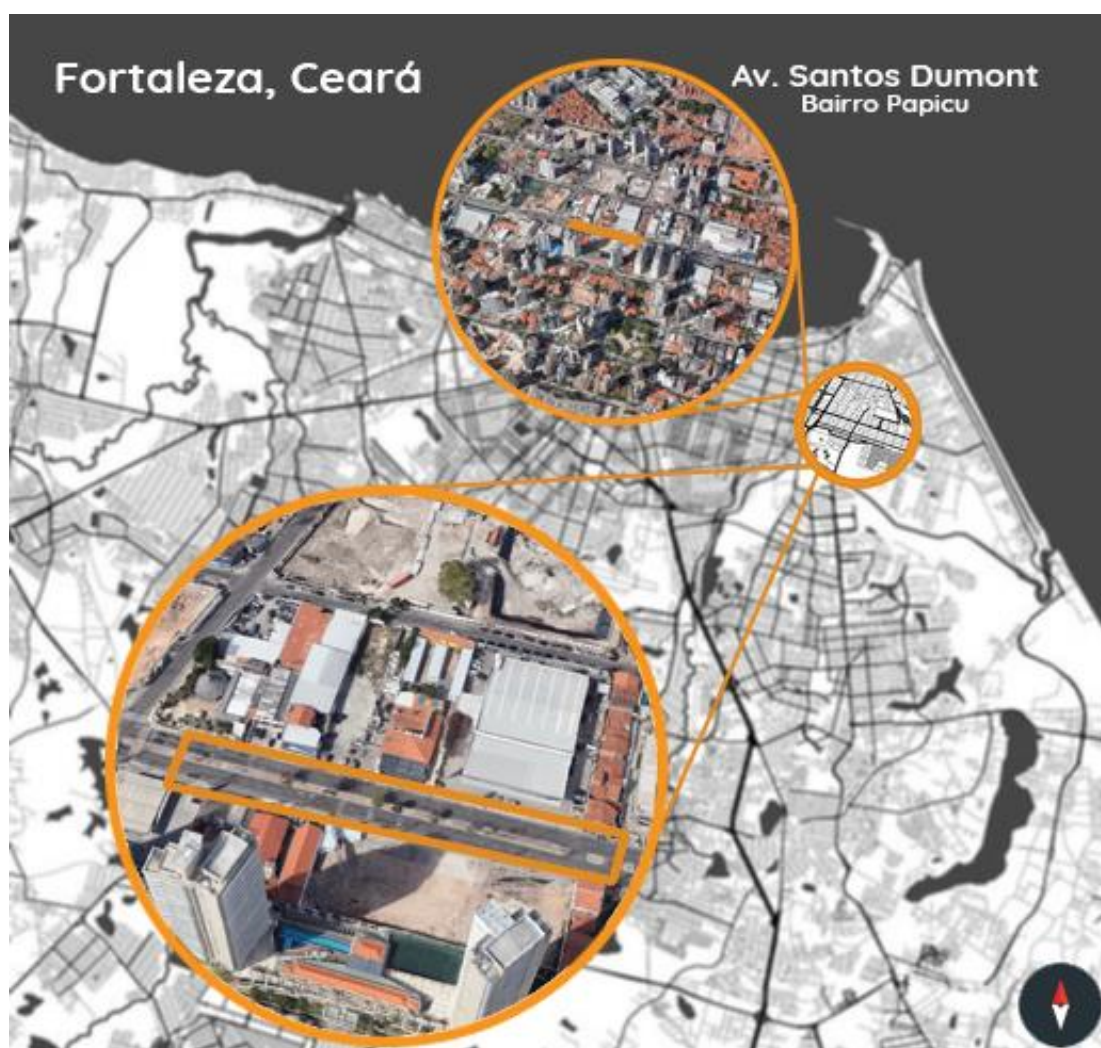
Figura 15 – Local de amostragem em trecho de aplicação de mistura asfáltica (Coleta 01)



Fonte: Google Maps (2019).



Figura 16 – Local de amostragem em trecho de aplicação de mistura asfáltica (Coleta 02)



Fonte: Google Maps (2019).

### 3.2 Métodos de amostragem

#### 3.2.1 Amostragem ativa

A amostragem ativa foi utilizada para a quantificação de MP durante o processo de usinagem de misturas asfálticas. Para este estudo, foi utilizado um amostrador de grandes volumes (Hi-Vol), modelo HIVOL 3000, da fabricante Ecotech (Figura 17), que, por se tratar de um amostrador ativo, tem o seu princípio de funcionamento baseado na sucção de ar do ambiente, feita a partir de uma bomba, para o interior do equipamento, onde está localizado o seu separador inercial, capaz de separar partículas de diâmetro igual ou inferior a  $10\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{10}$ ), também conhecidas como Material Particulado Respirável (MPR).

Figura 17 – Amostrador de grandes volumes utilizado para a coleta de MP



Fonte: Ecotech (2019).

Após passar pelo separador inercial, as partículas são coletadas em um papel filtro de celulose, medindo 20,3cm por 25,4cm, devidamente seco e pesado antes da realização da amostragem. Para cada filtro utilizado, foram realizadas 10 pesagens em uma balança analítica digital de alta precisão, resultando em valores em grama com 5 casas decimais, de modo que o peso considerado para cada filtro foi a média dos 10 resultados.

Para a amostragem realizada na usina, foi utilizado o método padronizado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) para determinação da concentração de partículas inaláveis com a utilização de amostradores de grande volume, a NBR 13412/1995. No entanto, ressalta-se a necessidade de alterar o tempo de amostragem requerido pela norma (24 horas), visto que foram observadas, nas primeiras coletas, perda de carga do equipamento e saturação dos filtros antes do período recomendado. Após a realização dessas coletas primárias, foi estabelecido o tempo de amostragem de 3 horas, onde foi possível verificar a devida coleta de MP, não havendo perda de carga do equipamento ou saturação do filtro.

Quanto à alocação do amostrador na usina, o equipamento foi distribuído em 3 posições diferentes para cada uma das usinas analisadas, como pode ser visto nas Figuras 18 e 19. Foi utilizada uma posição para cada lado da saída do tambor misturador (Posição 1 e Posição 2), além de uma posição situada logo abaixo do elevador de transporte da mistura asfáltica para o silo de estocagem (Posição 3), sendo realizadas duas amostragens por posição, em dias diferentes.

Figura 18 – Distribuição do amostrador de grandes volumes (Hi-Vol) na Usina 01



Fonte: Google Earth (2019).

Figura 19 – Distribuição do amostrador de grandes volumes (Hi-Vol) na Usina 02



Fonte: Google Earth (2019).

Além destas coletas realizadas nas usinas durante a produção das misturas asfálticas, também foram realizadas coletas com as usinas estando inativas, denominadas de “Branco”, visando excluir uma possível contribuição de outras atividades no entorno da usina quanto à emissão de MP. Para estas coletas, foram realizadas duas amostragens em uma única posição (Posição 2 para ambas as usinas) e utilizando-se o mesmo período de amostragem (3 horas).

As Tabelas 7 e 8 contêm os dias em que as amostragens foram realizadas, assim como as condições de coleta no que diz respeito ao processo de usinagem, sendo abordados os traços utilizados durante a coleta, assim como a quantidade de mistura asfáltica produzida no período de 3 horas. No total, foram utilizados 16 filtros, sendo 8 para cada usina.

Na Usina 01, o horário de coleta foi de 10:43 às 13:43, enquanto na Usina 02, as amostragens aconteciam entre 7:15 e 10:15. Esses horários foram estabelecidos conforme o horário de funcionamento das usinas e procurando-se iniciar e finalizar a coleta com a usina em pleno funcionamento, evitando que o equipamento estivesse coletando durante o procedimento de liga e/ou desliga da usina, visto que, nesses momentos, pode haver anomalias quanto à emissão de MP, como a limpeza de material de granulometria fina contida no tambor misturador.

Tabela 7 – Condições de usinagem durante a amostragem ativa na Usina 01

<b>Amostragem</b>	<b>Data</b>	<b>Total de mistura produzida durante a amostragem (ton)</b>	<b>Traços utilizados durante a amostragem</b>
Posição 01	24/04/19	130,98	02 (CAUQ)
Posição 01	25/04/19	258,70	02 (CAUQ)
Posição 02	29/04/19	265,78	02 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Posição 02	30/04/19	92,06	02 (CAUQ)
Posição 03	16/04/19	167,88	02 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Posição 03	17/04/19	132,56	02 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Branco	07/05/19	-	-
Branco	08/05/19	-	-

Fonte: elaborada pelo autor.

Tabela 8 – Condições de usinagem durante a amostragem ativa na Usina 02

<b>Amostragem</b>	<b>Data</b>	<b>Total de mistura produzida durante a amostragem (ton)</b>	<b>Traços utilizados durante a amostragem</b>
Posição 01	26/07/19	481,54	01 (Binder), 02 (CAUQ), 03 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Posição 01	01/08/19	480,68	02 (CAUQ), 03 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Posição 02	27/07/19	356,87	02 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Posição 02	30/07/19	243,51	02 (CAUQ), 03 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Posição 03	02/08/19	355,49	03 (CAUQ)



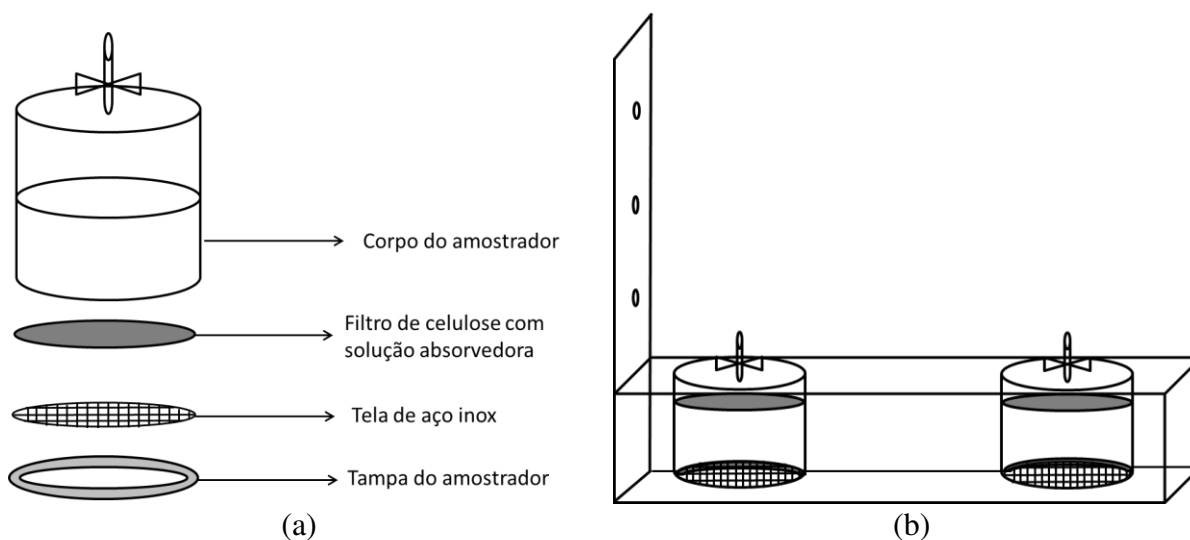
Posição 03	03/08/19	471,34	02 (CAUQ), 03 (CAUQ) e 04 (AAUQ)
Branco	28/07/19	-	-
Branco	04/08/19	-	-

Fonte: elaborada pelo autor.

### 3.2.2 Amostragem passiva

A amostragem passiva, utilizada para a coleta dos gases  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$ , pôde ser empregada nas três etapas do processo de construção de revestimentos asfálticos: usinagem, transporte e aplicação de misturas asfálticas, devido à praticidade dos amostradores, que são de pequeno porte e de fácil manuseio. A configuração dos dispositivos segue a que foi proposta por Ribeiro *et al.* (2018), conforme Figura 20, promovendo a coleta através do princípio de amostragem passiva, ou seja, a partir da simples difusão de ar.

Figura 20 – Ilustração dos amostradores passivos utilizados



Fonte: Ribeiro *et al.* (2018).

Os gases presentes na atmosfera, ao entrarem em contato com a extremidade aberta do amostrador, percorrem o seu interior, em formato de tubo cilíndrico, seguindo uma direção vertical ascendente, até alcançarem a sua extremidade fechada, onde se encontra um papel filtro, previamente impregnado com uma solução absorvedora capaz de reagir com o poluente que será coletado. A fim de impedir contaminação do filtro e choques mecânicos, a extremidade aberta é dotada de uma tampa com orifício, onde uma tela metálica fica acoplada, para evitar a entrada de partículas de tamanho maior ou igual a 1,18mm.

A primeira etapa de preparação dos amostradores foi a impregnação dos filtros de

celulose, previamente recortados em formato circular, com 25mm de diâmetro, onde cada um deles recebeu 100µL de solução absorvedora específica para cada poluente a ser coletado, conforme apresentado na Tabela 9. À medida em que eram impregnados, os filtros eram encaminhados para um dessecador à vácuo, onde permaneciam por um período de 30 minutos, para então serem inseridos no fundo de cada um dos amostradores, previamente lavados com detertec (Extran, Merk) e água deionizada. Feito isso, os amostradores eram equipados com a tela metálica em suas extremidades abertas, para então serem fechados com a tampa furada e vedados.

Tabela 9 – Soluções usadas para impregnação e eluição dos filtros dos amostradores passivos

<b>Gás poluente coletado</b>	<b>Solução absorvedora</b>	<b>Solução reagente</b>	<b>Reação química</b>
NO <sub>2</sub>	KI 0,5mol/L + KOH 0,2mol/L em metanol	NEDA (N-(1-naftil-etilenodiamina) reagente de Griess-Saltzman	$\text{NO}_2 + \text{I}^- \longrightarrow \text{NO}_2^- + \frac{1}{2} \text{I}_2$ $\text{NO}_2 + \text{O}_3 \longrightarrow \text{NO}_3^- + \text{O}_2$
SO <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> 0,01mol/L	Peróxido de Hidrogênio (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ) 30%	$\text{SO}_2 + \text{CO}_3^{2-} \longrightarrow \text{SO}_3^{2-} + \text{CO}_2$ $\text{SO}_3^{2-} + \frac{1}{2}\text{O}_2 \longrightarrow \text{O}_4^{2-}$

Fonte: elaborada pelo autor.

Após o término da preparação dos amostradores, com seus filtros devidamente instalados, os mesmos eram guardados em sacos herméticos, acondicionados à temperatura de 4°C até o dia da amostragem. Para a coleta, os amostradores eram fixados no suporte de acrílico (Figura 17b), sendo cada conjunto composto por 2 amostradores, um para cada poluente coletado. Terminadas as coletas os filtros foram novamente acondicionados até o momento da análise laboratorial.

### 3.2.2.1 Distribuição dos amostradores na usinagem

Durante as usinagens de misturas asfálticas acompanhadas neste estudo, amostradores passivos foram distribuídos no entorno imediato das usinas, em pontos elevados, tais como postes e suportes de equipamentos espalhados no canteiro, de modo a garantir a adequada difusão dos gases no interior dos amostradores. Para esta coleta, foram utilizados 11 conjuntos de amostradores por usina, ou seja, 11 filtros para cada um dos poluentes, resultando em um total de 22 filtros por usina, de modo que um filtro de cada poluente continuou mantido

nas condições de acondicionamento citadas anteriormente, sendo utilizados nas análises laboratoriais, a fim de excluir possíveis contaminações oriundas do processo de preparação dos mesmos (chamado de “branco da análise”). A Figura 21 apresenta um exemplo do conjunto instalado na Usina 01.

Figura 21 – Exemplo de conjunto de amostradores passivos instalado no entorno da Usina 01



Fonte: autor.

Além dos 44 filtros preparados até então, mais 11 conjuntos de amostradores foram montados para realizar uma coleta com a usina inativa (“Branco”) sendo distribuídos, novamente, 10 conjuntos no entorno da Usina 01, enquanto 1 filtro de cada poluente permaneceu acondicionado, sendo utilizado posteriormente como “branco da análise”. Posteriormente, cada 10 conjuntos de amostradores foram distribuídos no entorno das usinas e permaneceram no local por 72 horas, sendo este tempo determinado em função do maior período observado no qual a usina permaneceu inativa para a coleta denominada de “Branco” e, a fim de realizar a comparação entre coletas com o mesmo intervalo de tempo, o mesmo período foi utilizado para as amostragens em que as usinas estiveram em operação. Apenas na Usina 01 foi possível a realização da coleta “Branco”, pois, na Usina 02, não houve um período de 72 horas em que o equipamento estivesse fora de operação, durante as coletas deste estudo. As Figuras 22 e 23 apresentam os pontos de alocação nas Usinas 01 e 02, respectivamente.

Figura 22 – Distribuição dos amostradores passivos na Usina 01



Fonte: Google Earth (2019).

Figura 23 – Distribuição dos amostradores passivos na Usina 02



Fonte: Google Earth (2019).

Sendo assim, no total, foram preparados 66 filtros, e 60 deles foram distribuídos nas duas usinas avaliadas, sendo obtidos 30 resultados para cada um dos poluentes coletados, onde 10 destes resultados foram da coleta denominada de “Branco”. As Tabelas 10 e 11 apresentam os dados referentes às condições de coleta, no que diz respeito à usinagem das misturas asfálticas, obtidas durante o período de amostragem, para as Usinas 01 e 02, respectivamente.

Tabela 10 – Condições de usinagem durante a amostragem passiva na Usina 01

<b>Amostragem</b>	<b>Período</b>	<b>Total de mistura produzida durante a amostragem (ton)</b>	<b>Traços utilizados durante a amostragem</b>
Usina ativa	24/04 a 26/04	1.473,94	02 (CAUQ) e 06 (AAUQ)
Branco	19/04 a 21/04	-	-

Fonte: elaborada pelo autor.

Tabela 11 – Condições de usinagem durante a amostragem passiva na Usina 02

<b>Amostragem</b>	<b>Período</b>	<b>Total de mistura produzida durante a amostragem (ton)</b>	<b>Traços utilizados durante a amostragem</b>
Usina ativa	01/08 a 03/08	3.482,04	02 (CAUQ), 03 (CAUQ) e 06 (AAUQ)

Fonte: elaborada pelo autor.

### 3.2.2.2 Distribuição dos amostradores no transporte

No processo de transporte das misturas asfálticas, acompanhou-se apenas a primeira viagem de cada um dos trechos de obra analisados. Imediatamente antes do carregamento do caminhão basculante, foram acoplados os conjuntos de amostradores na carroceria do veículo, um de cada lado, de modo a ficarem um pouco acima da abertura da balsa, como pode ser visto na Figura 24.

Figura 24 – Distribuição dos amostradores passivos no caminhão basculante



Fonte: Ribeiro *et al.* (2018).

Para cada uma das coletas, foram utilizados dois filtros, um para a amostragem de  $\text{NO}_2$  e outro para a amostragem de  $\text{SO}_2$ , preparados juntamente com os demais filtros utilizados na etapa seguinte, de modo que o filtro para o “branco da análise” foi o mesmo para o transporte e aplicação. No caminhão, os conjuntos de amostradores permaneceram acoplados durante todo o transporte, sendo retirados apenas após o fim do serviço do veículo, ou seja, depois que toda a mistura asfáltica foi despejada na concha da vibroacabadora para o processo de aplicação.

### 3.2.2.3 Distribuição dos amostradores na aplicação

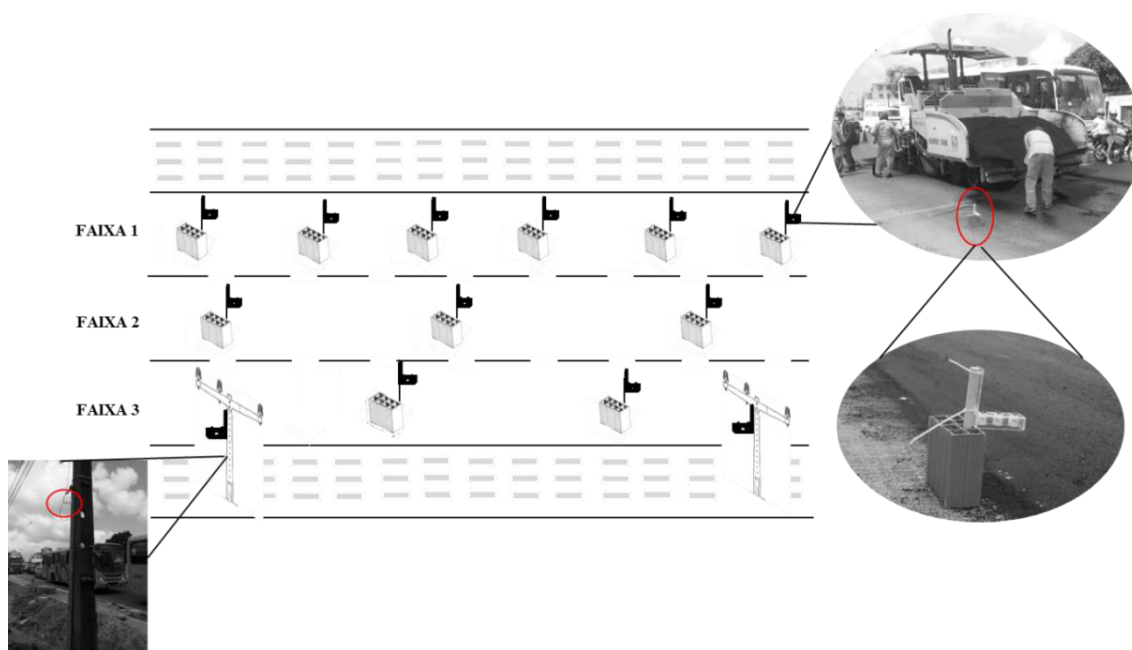
Nos trechos de aplicação de misturas asfálticas, os conjuntos de amostradores foram distribuídos ao longo das faixas de pista que estavam sendo executadas, acoplados em suportes que os deixavam próximos do revestimento asfáltico antigo. Nesta etapa, foram utilizados 13 conjuntos de amostradores na Coleta 01 e 12 conjuntos de amostradores na Coleta 02, resultando em 50 filtros para os dois poluentes analisados.

Na Coleta 01, foram executadas três faixas de pista na Avenida Aguanambi, sendo utilizados tempos diferentes para a distribuição dos amostradores, já que as faixas eram executadas sucessivamente. Na primeira faixa, os conjuntos permaneceram do início da execução desta faixa até o final da execução da terceira e última faixa (3,67 horas), enquanto os demais conjuntos permaneceram do início ao final da execução de suas respectivas faixas (1,50 hora e 1,00 hora para a segunda e terceira faixa, respectivamente).



Devido à disponibilidade de amostradores, foram utilizados: 6 conjuntos para a primeira faixa, espaçados a cada 30m; 3 conjuntos para a segunda faixa, espaçados a cada 50m; e 2 conjuntos para a terceira faixa, espaçados a cada 75m. Essa distribuição pode ser melhor compreendida na ilustração da Figura 25. Além disso, dois postes compreendidos no comprimento das faixas executadas receberam, cada, um conjunto de amostradores, que permaneceram instalados durante o tempo total de execução das faixas (3,67 horas).

Figura 25 – Modelo de distribuição dos amostradores passivos no trecho (Coleta 01)



Fonte: Ribeiro *et al.* (2018).

Na Coleta 02, a amostragem foi feita de maneira similar à anterior, com a ressalva de que apenas uma faixa de pista foi executada na Avenida Santos Dumont. Sendo assim, neste caso, foi possível distribuir 18 conjuntos de amostradores ao longo do trecho, espaçados a cada 10m, permanecendo nos locais durante o tempo de execução do trecho de 180m, que foi de, aproximadamente, uma hora. Assim como na Coleta 01, dois conjuntos foram distribuídos em dois postes compreendidos ao longo do trecho, que permaneceram durante todo o tempo de aplicação de mistura asfáltica no trecho.

Além disso, para a Coleta 02, a disponibilidade de amostradores permitiu que fossem instalados, no dia anterior, dois conjuntos nos mesmos postes utilizados nas coletas realizadas durante a aplicação da mistura asfáltica, um conjunto em cada um dos postes. Dessa forma, foi possível realizar o mesmo procedimento adotado no processo de usinagem, a coleta denominada de “Branco”, com o objetivo de verificar a contribuição de outras atividades

poluidoras presentes na via e em seu entorno, com destaque para o elevado fluxo de veículos na região.

### 3.3 Métodos de análise laboratorial

#### 3.3.1 Análise gravimétrica para MP<sub>10</sub>

Para a quantificação da concentração de MP<sub>10</sub>, os filtros eram levados para o laboratório, à medida em que eram retirados do Hi-Vol, após a coleta, para nova pesagem na balança digital analítica utilizada previamente. Assim como foi feito para a obtenção do peso inicial, foram realizadas 10 pesagens de cada filtro, cuja média foi denominada de “peso final”, sendo utilizada na Equação 1 para a obtenção da concentração de MP<sub>10</sub>. Na equação, foi utilizado o “peso inicial”, resultante da média dos pesos encontrados para o filtro antes da coleta, e o volume de ar amostrado, controlado pelo equipamento e igual a 67m<sup>3</sup> para o intervalo de tempo utilizado nas coletas.

$$C = \frac{(Pf - Pi) \times 10^6}{V} \quad (1)$$

Onde:

*C* é a concentração de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>);

*Pf* é o peso final do filtro (g);

*Pi* é o peso inicial do filtro (g);

*V* é o volume de ar amostrado (m<sup>3</sup>).

#### 3.3.2 Espectrofotometria de absorção molecular para NO<sub>2</sub>

A quantificação da concentração de NO<sub>2</sub> foi realizada a partir do método Griess-Saltzman (SALTZMAN, 1954) modificado, onde é utilizada a espectrofotometria de absorção molecular. Para isso, cada um dos filtros utilizados nas coletas era transferido para um tubo de Falcon de 15mL, onde eram adicionados 6mL da solução reagente (Tabela 9). Após uma espera de 15 minutos, tempo necessário para a completa dessorção do filtro e estabilização da mistura, as amostras dessorvidas eram analisadas no espectrofotômetro de absorção molecular UV-Vis de 540nm, da marca Shimadzu.

As concentrações de NO<sub>2</sub>, foram determinadas através do cruzamento dos valores



de absorvância fornecidos pelo equipamento e da curva de calibração proposta por Saltzman (1954), que utiliza padrões analíticos de nitrito de sódio. Por fim, estes resultados foram convertidos para valores de massa, a partir do volume de 6mL de reagente utilizado na dessorção, para então serem utilizados na Lei de Difusão de Fick (Equação 2), e serem obtidas as concentrações finais de NO<sub>2</sub>.

$$C = \frac{m.L}{D.A.t} \quad (2)$$

Onde:

$C$  é a concentração externa de NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>);

$m$  é a massa total coletada sobre o filtro (g);

$L$  é o comprimento do percurso difusivo (altura do amostrador) (m);

$D$  é o coeficiente de difusão do NO<sub>2</sub>, corrigido para a temperatura média externa;

$A$  é a área da seção transversal do percurso difusivo (seção do amostrador) (m<sup>2</sup>);

$t$  é o tempo total de amostragem (h).

### 3.3.3 Cromatografia de íons para SO<sub>2</sub>

O procedimento de análise das concentrações de SO<sub>2</sub> foi realizado por cromatografia iônica. Cada um dos filtros, inicialmente colocados em um tubo de Falcon de 15mL e adicionado de 6mL da solução reagente (Tabela 9), aguardaram 15 minutos de espera para completa dessorção dos mesmos e estabilização da mistura. Posteriormente, procedeu-se com a análise dos filtros através dos serviços do Núcleo de Tecnologia Industrial do Ceará (NUTEC), que utilizou um cromatógrafo de íons modelo 883 Basic IC Plus, da Metrohm.

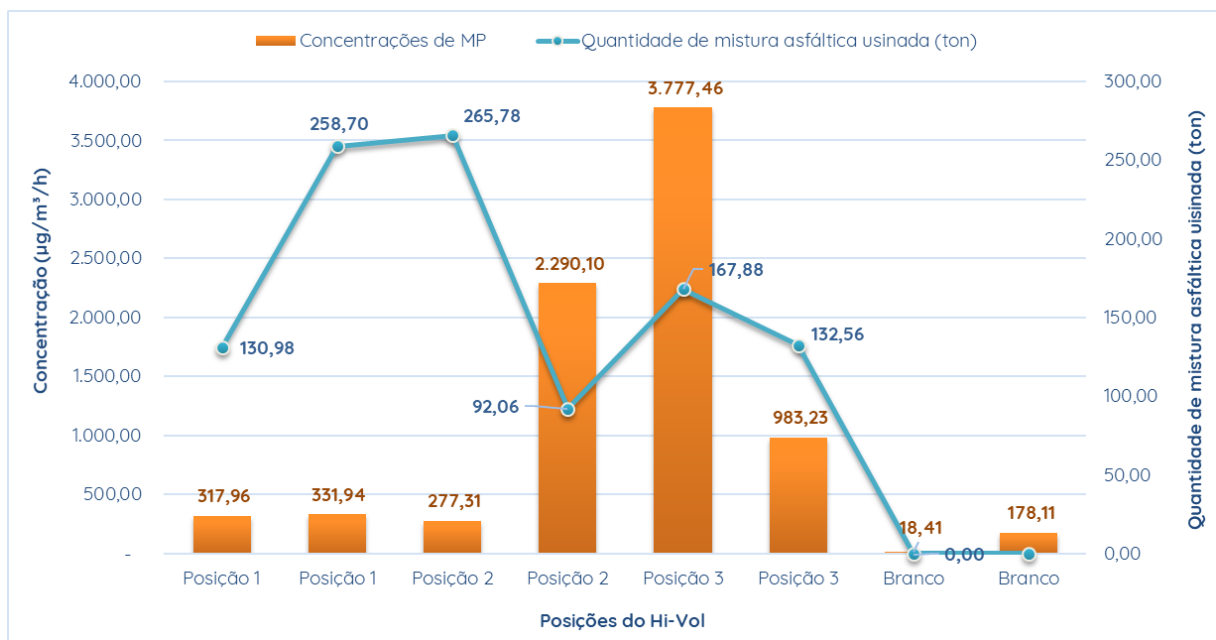
O órgão forneceu as condições cromatográficas, sendo elas: 3,2mM de carbonato de sódio e 1,0mM de Bicarbonato de sódio, como fase móvel; 500mM de ácido sulfúrico, como solução supressora; vazão de 0,70mL/min; volume de injeção igual a 100uL; e tempo de corrida igual a 20 minutos. Além disso, foram disponibilizadas as curvas de calibração e as áreas de pico lidas no equipamento, o que permitiu a obtenção dos valores de concentração em ug/mL. Assim como foi feito para o NO<sub>2</sub>, esse valor foi multiplicado pelo volume de solução reagente (6mL) e o resultado foi aplicado da Equação 2, para a obtenção os valores finais de concentração de SO<sub>2</sub>.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Material Particulado (MP<sub>10</sub>)

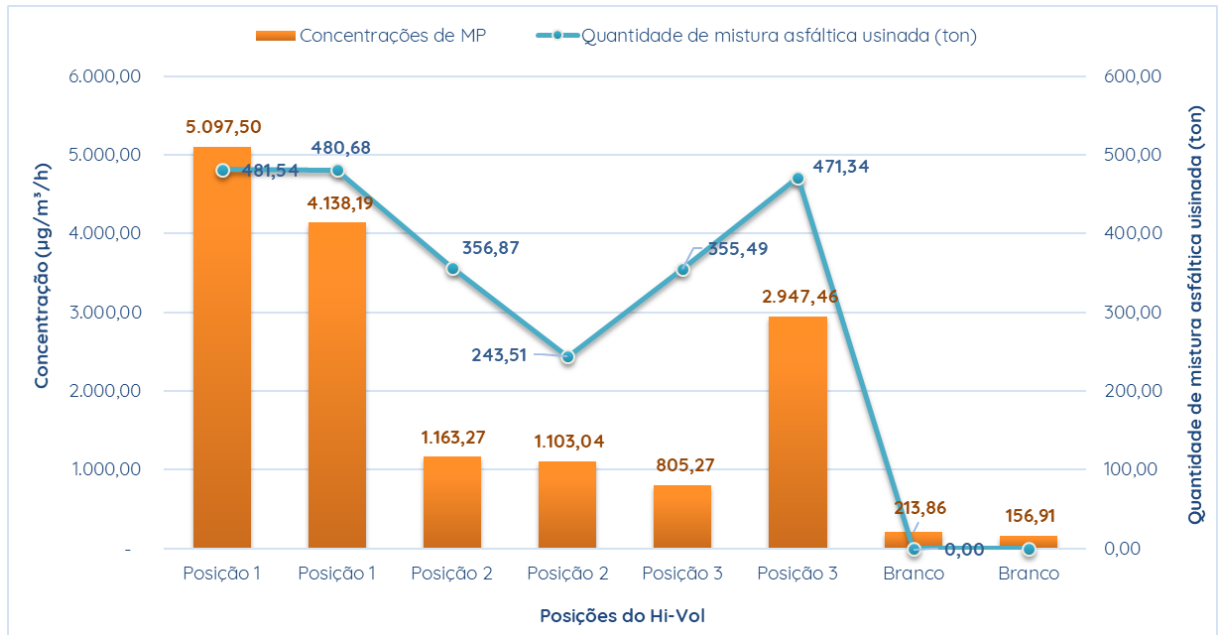
Após as campanhas de coleta na usinagem de misturas asfálticas, através da amostragem ativa, novas pesagens foram realizadas e, a partir da aplicação da Equação 1, foram obtidos os dados de concentração de MP<sub>10</sub>. Em seguida, esses valores foram divididos pelo período de amostragem (3 horas), de modo a torna-los comparativos com outros estudos e com a legislação vigente, que adotam a unidade em concentração por hora. Os resultados são apresentados na Figura 26 (Usina 01) e na Figura 27 (Usina 02), juntamente com as quantidades de misturas asfálticas produzidas durante o período de amostragem, retiradas das Tabelas 7 e 8, respectivamente. As Figuras 28 e 29 apresentam os valores médios obtidos para cada posição do Hi-Vol, para as Usinas 01 e 02, respectivamente, além de valores médios para todas as coletas com a usina em atividade (em todas as posições) e para as coletas denominadas de “Branco”.

Figura 26 – Valores de concentração de MP<sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 01



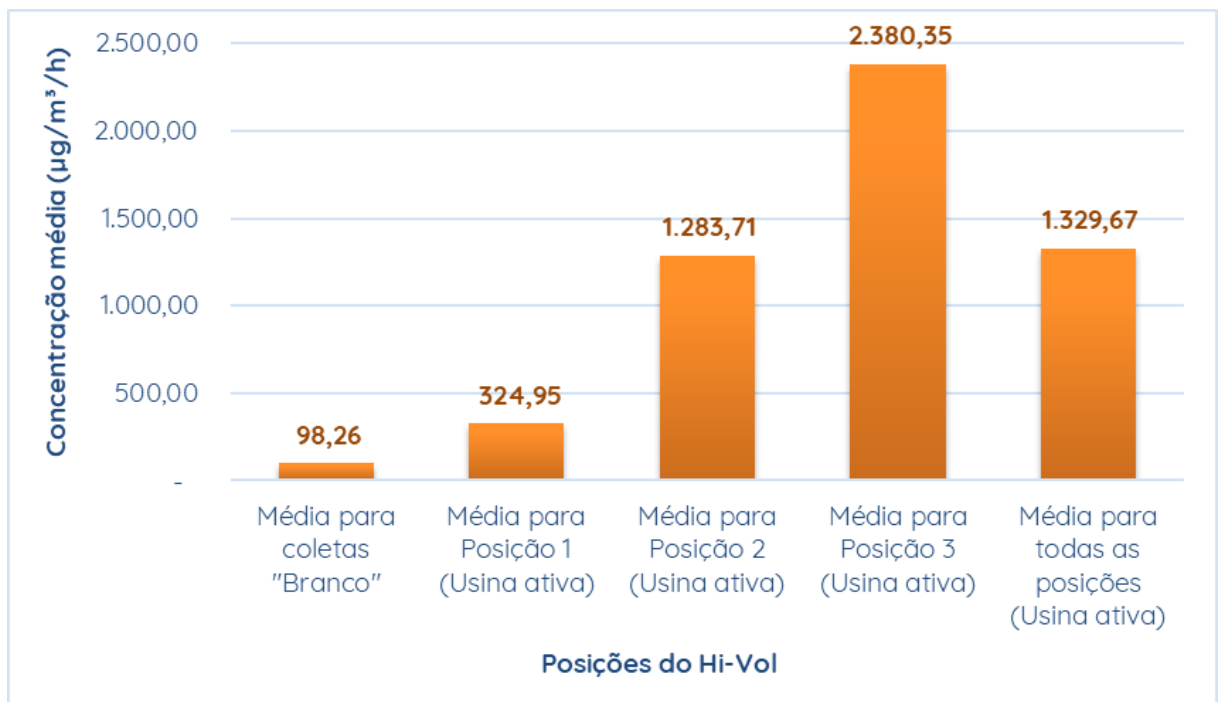
Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 27 – Valores de concentração de MP<sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 02

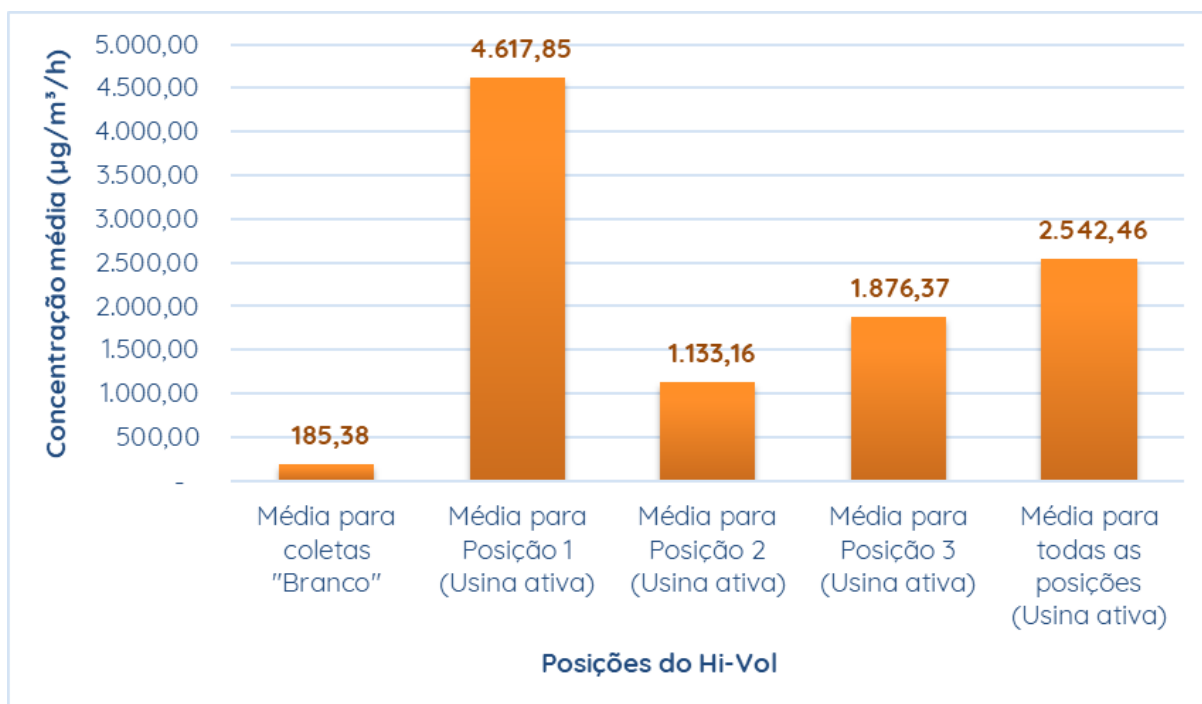


Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 28 – Valores médios de concentração de MP<sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 01



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 29 – Valores médios de concentração de MP<sub>10</sub> obtidos da coleta na Usina 02

Fonte: elaborado pelo autor.

É possível verificar que os valores encontrados possuem elevada variação entre si, alcançando um desvio padrão de 1.425,52µg/m<sup>3</sup>/h para todas as coletas realizadas com a Usina 01 em atividade, e um valor de 1.801,69µg/m<sup>3</sup>/h para todas as coletas realizadas com a Usina 02 em operação (excetuando-se os valores da coleta "Branco" em ambos os casos). Mesmo sendo mantida a posição e havendo produção similar de mistura asfáltica, como pode ser verificado nas amostragens dos dias 26/07/19 e 01/08/19 (Posição 01), para a Usina 02, os valores de concentração diferem entre si em 959,31µg/m<sup>3</sup>/h. Na Usina 01, percebe-se claramente que não há correlação direta entre a quantidade de mistura asfáltica e a quantidade de emissão de MP, quando se verifica os resultados obtidos para os dias 29 e 30/04/19 (Posição 2), em que a concentração de MP aumenta em 2.012,79µg/m<sup>3</sup>/h, apesar do decréscimo de 173,72 toneladas de mistura asfáltica produzida.

Ribeiro *et al.* (2018), que utilizaram um medidor de poeira automático para quantificar PTS em uma usina de asfalto, obtiveram valores instantâneos entre 72 e 848µg/m<sup>3</sup>, enquanto Fontenele *et al.* (2018), que utilizaram uma amostragem ativa para coleta de MP<sub>2,5</sub> para dois processos de usinagem realizados em uma mesma usina, obtiveram concentrações de 195,0 e 176,7µg/m<sup>3</sup>/h. Tendo em vista que os valores encontrados por Ribeiro *et al.* (2018) contemplam partículas de todos os tamanhos e que os encontrados por Fontenele *et al.* (2018) contemplam apenas as de tamanho igual ou inferior a 2,5µg, pode-se dizer que a ordem de

grandeza desses valores com os resultados desta pesquisa são similares.

No estudo de Rubio *et al.* (2012), os valores encontrados para concentração de PTS, a partir da coleta em um amostrador ativo de grandes volumes, foi estimado em  $5.725,4\mu\text{g}/\text{m}^3$  para um período de 24 horas, o que resultaria em valor de  $238,56\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ , valor próximo a alguns apresentados na Figura 27, mas que, para Usina 02, corresponderia somente a um dos valores obtidos na coleta com a usina inativa (Figura 28). Neste caso, fica difícil a comparação, já que Rubio *et al.* (2012) estimaram essa concentração a partir de uma coleta que durou apenas 3,15 minutos, além de não informar a quantidade ou o volume de mistura asfáltica produzida, apesar de a temperatura de usinagem ser equivalente ( $160^\circ\text{C}$ ).

Levando-se em conta que, para alguns resultados deste estudo, o volume de material produzido não pôde ser correlacionado diretamente com às concentrações obtidas de MP, apesar de, no geral, as concentrações na Usina 02 terem sido superiores às obtidas nas coletas na Usina 01, apenas a capacidade de produção da usina não deve ser considerada como fator majoritário para a interferência na qualidade do ar dos ambientes avaliados. Além disso, a temperatura de usinagem, outro fator apontado como crucial para a emissão de MP (BRAND e GROOT, 1999; BONNET *et al.*, 2000; MICKELSEN *et al.*, 2006; GAUDEFROY *et al.*, 2010; HEIKKILÄ *et al.*, 2002), foi a mesma, igual a  $165^\circ$ , em todos os dias de amostragem, em ambas as usinas avaliadas.

Um dos fatores mais usuais, e até essenciais, para explicar valores de concentração de poluentes atmosféricos em ambientes urbanos, são as variáveis meteorológicas, que possuem grande relevância no fenômeno de dispersão de gases e MP. No entanto, verificou-se, na seção de Revisão Bibliográfica deste estudo, que essas variáveis praticamente não são obtidas ou avaliadas em trabalhos que avaliaram a emissão de poluentes a partir dos serviços de pavimentação.

Sendo assim, na tentativa de entender os resultados de concentração de  $\text{MP}_{10}$  obtidos neste estudo e suas variações, foram utilizados dados meteorológicos obtidos de uma estação automática do INMET, localizada a menos de 10km da usina avaliada no presente estudo, capaz de fornecer valores integrados a cada minuto, apresentados para cada hora, ao longo do dia. No entanto, pelo fato de os dados da estação automática estarem disponíveis apenas a partir do dia 13/05/19, foram utilizados os dados de uma estação convencional para o período das coletas realizadas na Usina 01, também localizada na mesma sede do INMET em que está a estação automática. Dentre as variáveis disponíveis, foram utilizadas: temperatura ambiente, umidade, precipitação, velocidade do vento e direção do vento.

Sendo assim, para a Usina 02, foi utilizada a média dos quatro valores que

compreendem as três horas em que as amostragens foram feitas (07:00, 08:00, 09:00 e 10:00 para a Usina 02). Para a coleta na Usina 01, porém, a estação convencional é limitada às variáveis de temperatura ambiente, precipitação e umidade, fornecendo apenas valores médios ao longo do dia e valores instantâneos nos horários de 00:00, 12:00 e 18:00. Sendo assim, foram utilizados os valores médios diários de precipitação e os valores correspondentes ao horário de 12:00 para as variáveis de temperatura e umidade, tendo em vista que a amostragem aconteceu próxima a esse horário. Quanto à velocidade e direção do vento, para a coleta realizada na Usina 01, foram usados os dados da estação automática referentes ao mês de maio, compreendidos entre os dias 13 e 31 deste citado mês.

As Tabelas 12 e 13 apresentam os valores encontrados para as datas das coletas, juntamente com as concentrações de MP, para a Usina 01 e Usina 02, respectivamente. Os valores de direção e velocidade do vento, foram usados como *input* no *software* WRPLOT View 7.0, que permitiu a obtenção de uma rosa dos ventos para o período entre 13/05/19 e 31/05/2019 (Figura 30). Para o período da coleta realizada na Usina 02, a Figura 31 apresenta a rosa dos ventos, com os valores disponíveis entre os dias 26/07/2019 e 04/08/2019, gerada pelo mesmo *software*, excetuando-se os dias em que não houve coletas. Para essas variáveis, foram utilizados os dados referentes a todas as horas ao longo dos dias supracitados.

Tabela 12 – Variáveis meteorológicas durante as amostragens ativas realizadas na Usina 01

Amostragem	Data	Concentração de MP <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> /h)	Temperatura ambiente (°C)	Umidade (%)	Precipitação (mm)
Posição 01	24/04/19	317,96	26,0	93,0	5,4
Posição 01	25/04/19	331,94	24,7	98,0	49,2
Posição 02	29/04/19	277,31	28,7	84,0	72,2
Posição 02	30/04/19	2.290,10	26,0	98,0	5,4
Posição 03	16/04/19	3.777,46	26,8	95,0	0,2
Posição 03	17/04/19	983,23	28,0	63,0	7,4
Branco	07/05/19	18,41	27,0	74,0	0,0
Branco	08/05/19	178,11	27,0	92,0	9,4

Fonte: elaborada pelo autor.

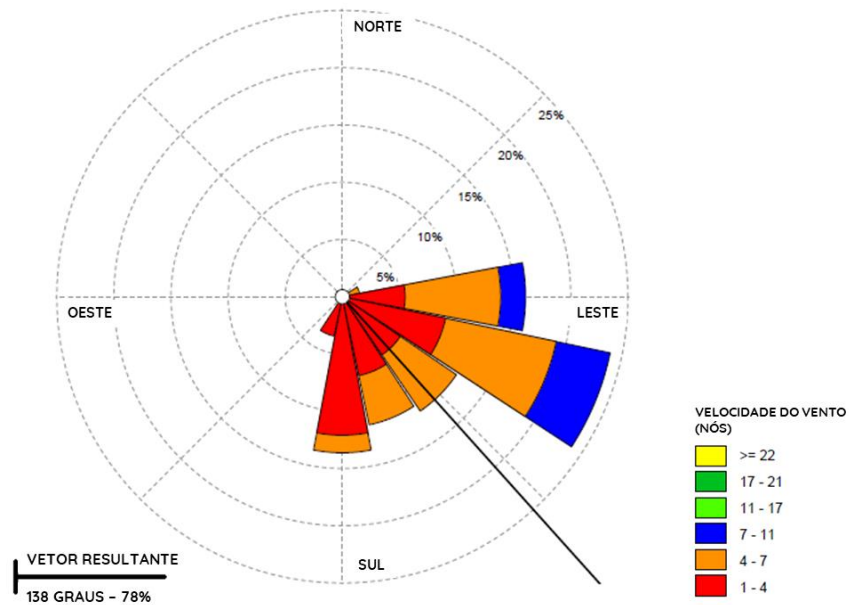
Tabela 13 – Variáveis meteorológicas durante as amostragens ativas realizadas na Usina 02

Amostragem	Data	Concentração de MP <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> /h)	Temperatura ambiente (°C)	Umidade (%)	Precipitação (mm)
Posição 01	26/07/19	5.097,50	22,8	81,0	0,0
Posição 01	01/08/19	4.138,19	24,0	84,5	0,0
Posição 02	27/07/19	1.163,27	24,3	80,0	0,0
Posição 02	30/07/19	1.103,04	23,8	82,0	0,0

Posição 03	02/08/19	805,27	24,0	86,5	3,4
Posição 03	03/08/19	2.947,46	24,1	79,0	0,0
Branco	28/07/19	213,86	24,1	85,0	0,0
Branco	04/08/19	156,91	24,4	84,0	0,1

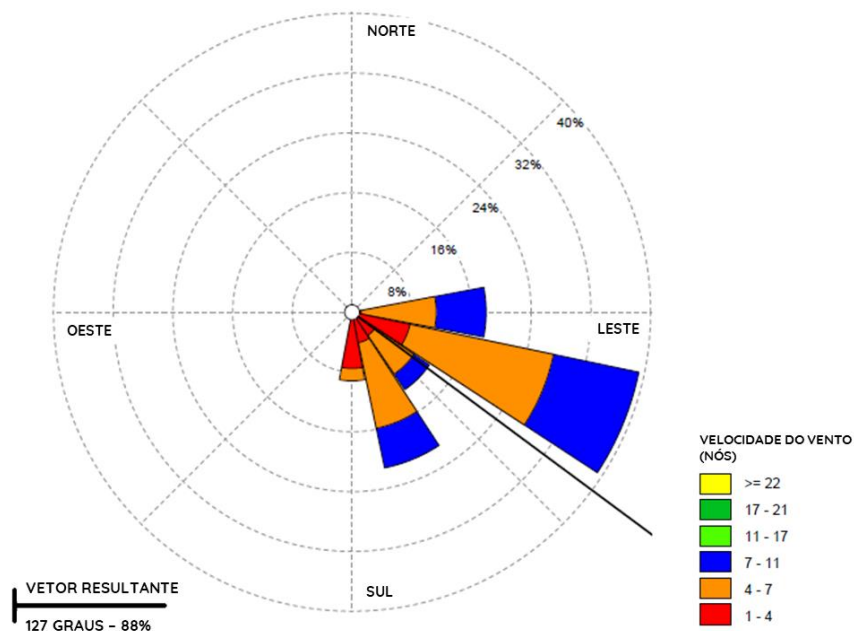
Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 30 – Rosa dos ventos durante o período de amostragem realizada na Usina 01 (Maio/19)



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 31 – Rosa dos ventos durante o período de amostragem realizada na Usina 02



Fonte: elaborado pelo autor.

Comparando os valores de precipitação durante a coleta realizada na Usina 01, período de chuvas do Estado, com aqueles obtidos para o período onde foi realizada a coleta na Usina 02, momento de transição para a quadra seca da região, percebe-se o comportamento esperado diante da variação deste fator. A precipitação pode contribuir com uma lavagem da atmosfera, de modo a carrear os poluentes dispersos no ar e evitar concentrações mais elevadas. A umidade também pode corroborar com esse processo, visto que a água em estado de vapor pode ser capaz de incorporar massa às partículas dispersas e aumentar o seu peso, facilitando sua deposição (SANTOS *et al.*, 2019). Além disso, outro fator, a temperatura ambiente, também pode interferir na concentração de poluentes na atmosfera, visto que, maiores valores dessa variável podem favorecer a dispersão de MP, de maneira vertical ascendente (LOPES *et al.*, 2017), o que pode ser verificado ao comparar os valores obtidos para as coletas na Usina 01, onde as temperaturas foram maiores e as concentrações menores, em relação às coletas na Usina 02, com temperaturas menores e concentrações mais elevadas.

Além de ajudar a explicar as divergências encontradas para alguns valores obtidos para as duas usinas, os fatores meteorológicos podem justificar alguns dados obtidos em diferentes amostragens em uma mesma usina, como o elevado aumento da concentração entre as coletas realizadas nos dias 29 e 30 de abril (Tabela 12), que pode ter sido influenciado pelos menores valores de precipitação e temperatura. O contrário também pôde ser verificado: foram obtidas concentrações semelhantes quando, praticamente, não houve variações meteorológicas, nas coletas realizadas nos dias 27 e 30 de julho (Tabela 13).

Além desses fatores, o vento possui relevância quanto ao arraste dos poluentes dispersos na atmosfera. No caso deste estudo, sua ação pode ter canalizado o MP presente no ar para o interior do equipamento, favorecendo a obtenção de concentrações elevadas deste material. Como o sentido predominante dos ventos na região é leste e sudeste, conforme apresentado nas Figuras 30 e 31, é possível verificar o sentido da pluma de MP a partir da sua emissão, oriunda, principalmente, da saída de mistura asfáltica do silo de estocagem e do tambor misturador, o que acarretaria em concentrações mais elevadas nas Posições 2 e 3 na Usina 01 (Figura 18) e nas Posições 1 e 3 na Usina 02 (Figura 19), o que apresenta concordância com os dados obtidos. Além disso, ventos de intensidades maiores, presentes no período das coletas na Usina 02, podem ter sido relevantes para a obtenção de concentrações mais elevadas no Hi-Vol.

Outro fator que pode ter sido responsável pelo aumento exagerado nas concentrações obtidas de MP, mesmo não mudando a posição do equipamento ou estando as variáveis meteorológicas semelhantes entre as duas coletas, é o próprio manuseio de insumos e



outros materiais na usina. Procedimentos usuais, como o transporte de agregados e *filler* em caminhões basculantes e pás carregadeiras, que tenham acontecido próximo ao Hi-Vol ou o acúmulo dos mesmos em um local onde o vento arrastasse esses materiais em direção ao equipamento podem ter afetado os valores de concentração relatados. Além disso, o ato em si de desligar e religar a usina pode ter influenciado, consideravelmente, nos resultados, tendo em vista que, para isso, o equipamento faz com que os finos depositados no fundo do tambor misturador sejam dispersos.

Também se ressalta o fato de a Usina 01 utilizar gás natural como combustível, o que pode ser favorável para a emissão de menores quantidades de MP<sub>10</sub> em relação ao óleo BPF, utilizado como combustível na Usina 02. Segundo Gionda (2018), a queima de combustível como o gás liquefeito de petróleo, é responsável por concentrações de MP<sub>10</sub> até duas vezes maiores em relação ao uso de gás natural ou eletricidade em processos de cocção.

Com o objetivo de analisar os valores obtidos neste estudo, foram comparados os valores médios, obtidos nas Figuras 28 e 29, com os padrões de qualidade do ar para a concentração de MP<sub>10</sub> na atmosfera. Os limites adotados, foram os atualmente vigentes na legislação nacional (CONAMA 491/2018), sendo este valor equivalente aos valores adotados atualmente pela OMS (2006) e pela EEA (2017). No entanto, como a EEA estabelece apenas um limite anual, será utilizado apenas o valor horário (para um período de 24 horas) do CONAMA (2018) e da OMS (2006), igual a 50µg/m<sup>3</sup>, ou seja, 2,08µg/m<sup>3</sup>/h. Para todos os casos, a comparação mostra que os valores obtidos neste estudo ultrapassam severamente os limites adotados pelos órgãos supracitados. Mesmo se comparados ao valor mínimo obtido, igual a 18,41µg/m<sup>3</sup>/h, referente a uma coleta com a Usina 01 inativa, o limite adotado ainda é ultrapassado em quase nove vezes.

## **4.2 Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>)**

### **4.2.1 Usinagem das misturas asfálticas**

A seguir, as Tabelas 14 e 15 apresentam os resultados obtidos, para as concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>, nas Usinas 01 e 02, respectivamente. São apresentados os valores enquanto as usinas produziam mistura asfáltica, assim como os valores encontrados na coleta denominada de “Branco”, com a Usina 01 inativa. Assim como foi feito para as concentrações de MP, os valores expostos são referentes a concentração por hora, obtidos pela divisão da concentração encontrada na análise laboratorial pelo período total de amostragem (72 horas).

Tabela 14 – Concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> obtidas na Usina 01

<b>Pontos</b>	<b>Concentração de NO<sub>2</sub> com Usina 01 Ativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentração de NO<sub>2</sub> com Usina 01 Inativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentração de SO<sub>2</sub> com Usina 01 Ativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentração de SO<sub>2</sub> com Usina 01 Inativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>
Ponto 1	18,20	12,80	11,90	5,53
Ponto 2	15,15	10,54	6,83	6,47
Ponto 3	30,47	16,46	6,24	4,11
Ponto 4	26,21	14,19	4,11	4,82
Ponto 5	21,51	11,14	2,93	7,53
Ponto 6	31,52	17,59	24,87	5,41
Ponto 7	15,41	16,11	20,27	5,17
Ponto 8	11,67	2,87	3,29	2,93
Ponto 9	22,72	14,28	5,53	10,24
Ponto 10	32,65	10,71	5,29	3,64
Média	22,55	12,67	9,12	5,59
Desvio Padrão	7,47	4,24	7,59	2,11

Fonte: elaborada pelo autor.

Tabela 15 – Concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> obtidas na Usina 02

<b>Pontos</b>	<b>Concentração de NO<sub>2</sub> com Usina 02 Ativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentração de NO<sub>2</sub> com Usina 01 Inativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentração de SO<sub>2</sub> com Usina 02 Ativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Concentração de SO<sub>2</sub> com Usina 01 Inativa (µg/m<sup>3</sup>/h)</b>
Ponto 1	142,18	12,80	184,76	5,53
Ponto 2	149,84	10,54	33,00	6,47
Ponto 3	92,47	16,46	141,49	4,11
Ponto 4	78,27	14,19	313,29	4,82
Ponto 5	92,99	11,14	375,20	7,53
Ponto 6	60,34	17,59	428,14	5,41
Ponto 7	53,28	16,11	8,00	5,17
Ponto 8	51,28	2,87	189,83	2,93
Ponto 9	42,31	14,28	28,17	10,24
Ponto 10	71,57	10,71	659,15	3,64
Média	83,45	12,67	236,10	5,59
Desvio Padrão	37,07	4,24	208,54	2,11

Fonte: elaborada pelo autor.

Mais uma vez, há considerável diferença entre os valores de concentração de poluentes quando os dados da Usina 01 são comparados com aqueles obtidos para a Usina 02, provavelmente em decorrência da utilização de gás natural, como combustível na Usina 01, em contrapartida ao óleo BPF, utilizado na Usina 02. Enquanto que, na Usina 01, os valores obtidos de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> passaram de 12,67 e 5,59 µg/m<sup>3</sup>/h para 22,55 e 9,12 µg/m<sup>3</sup>/h, respectivamente, da

coleta “Branco” para a coleta com a usina em operação, na Usina 02, os valores alcançaram  $83,45\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$  para  $\text{NO}_2$  e  $236,10\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$  para o  $\text{SO}_2$  durante a produção de misturas asfálticas.

Essa diferença entre as emissões quando diferentes combustíveis foram utilizados foi também observada por Gionda (2018), em processos de cocção, onde o gás liquefeito de petróleo foi responsável por uma emissão de 14,57ppb de  $\text{NO}_2$ , enquanto o gás natural emitia entre 12 e 15ppb. Uma diferença mais considerável foi obtida por Moreira (2011), que comparou emissões provenientes de uma chaminé de uma caldeira, o que seria mais próximo ao processo observado em uma usina de asfalto, a partir da utilização de gás natural e de um óleo BPF. Este autor obteve, para o óleo BPF, valores de 310,2ppm para NO e 0,3ppm para  $\text{NO}_2$ , enquanto a caldeira, que utilizou gás natural, emitiu 22,5ppm de NO e 0,1ppm de  $\text{NO}_2$ , o que revela a influência do combustível utilizado em processos de queima para aquecimento de materiais.

A diferença entre os dois combustíveis utilizados é ainda mais considerável para o  $\text{SO}_2$ , tendo em vista que o gás natural não contém átomos de enxofre em sua composição principal. Apesar de ser uma mistura de moléculas e estar suscetíveis a impurezas, um gás natural geralmente não possui quantidades consideráveis de enxofre. Em alguns casos, ele pode ser acrescido de odorantes que contém essa substância, com o objetivo de facilitar a detecção de vazamentos, mas ainda assim, os teores são baixos (USEPA, 1998).

Além dos diferentes combustíveis utilizados, também é válido ressaltar a quantidade de mistura asfáltica produzida em cada usina durante os períodos de amostragem. O aumento considerável em pouco mais de 2.000 toneladas entre a coleta na Usina 01 e na Usina 02 pode ter sido fator preponderante para gerar as maiores concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$  no local, o que foi apontado anteriormente (NIOSH, 2000), a partir da relação diretamente proporcional entre velocidade de usinagem (superior na Usina 02, que possui capacidade de 200ton/h) e emissão de poluentes durante este processo.

Acerca da influência das variáveis meteorológicas nas concentrações resultantes nesta etapa, acredita-se que os mesmos fatores que influenciaram as concentrações de MP tenham também exercido influência nas concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$ . A seguir, a Tabela 16 apresenta as variáveis de temperatura ambiente, umidade e precipitação, sendo estas reportadas como os valores médios obtidos para os referidos períodos de amostragem. Assim como na análise anterior, as variáveis da primeira coleta (Usina 01) foram obtidas a partir de uma estação convencional (valores médios diários de precipitação e valores referentes ao horário de 12:00 para temperatura e umidade), enquanto que na segunda coleta (Usina 02), os dados foram obtidos de uma estação automática, que gera valores a cada hora ao longo do dia. Além disso,

são apresentadas as médias de concentrações, para NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>, dos 10 pontos avaliados em cada usina.

Tabela 16 – Variáveis meteorológicas durante as amostragens passivas realizadas nas Usinas 01 e 02

Coletas	Data	Média de [NO <sub>2</sub> ] (µg/m <sup>3</sup> /h)	Média de [SO <sub>2</sub> ] (µg/m <sup>3</sup> /h)	Temp. ambiente (°C)	Umidade (%)	Precipit. (mm)
Usina 01 (Ativa)	24/04/19 a 26/04/19	22,55	4,26	25,4	95,0	18,3
Usina 02 (Ativa)	01/08/19 a 03/08/19	83,45	312,62	24,0	83,0	1,1
Usina 01 (Branco)	19/04/19 a 21/04/19	12,67	1,43	26,2	96,0	6,3

Fonte: elaborada pelo autor.

Assim como foi verificado para a análise de MP, os valores de concentração de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> variam, a partir das variáveis meteorológicas, conforme o esperado. Valores maiores de precipitação, que podem contribuir para uma lavagem no ar atmosférico, estão associados às coletas realizadas na Usina 01, que resultaram em concentrações menores para os poluentes gasosos. Além disso, a precipitação quase três vezes maior da coleta realizada com a Usina 01 em atividade, em comparação à coleta realizada com a Usina 01 inativa, pode explicar o fato de não haver um incremento maior nas concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> frente à produção de misturas asfálticas. Apesar de os gases poluentes serem menos suscetíveis a essa lavagem, quando comparados ao MP, o cenário chuvoso ainda é mais favorável à dispersão de poluentes gasosos, principalmente se associado a valores elevados de umidade, que correspondem à maior quantidade de vapor d'água no ar atmosférico, capazes de dissolver os poluentes.

O comportamento da temperatura ambiente, diante das concentrações obtidas, também é o esperado. O valor mais ameno, como pôde ser observado no período seco da região, está associado a concentrações mais elevadas de poluentes dispersos na atmosfera, enquanto temperaturas mais elevadas na proximidade da superfície terrestre fazem com que o ar se expanda e ascenda através do ar frio, geralmente presentes nas camadas superiores. Dessa forma, o ar mais frio desce e é aquecido em contato com a superfície, o que gera correntes de ar, que facilitam a dispersão dos poluentes, resultando em concentrações menores, conforme mostram os resultados referentes às coletas realizadas no período de amostragem na Usina 01, onde as temperaturas ambientes são superiores.

Por fim, as direções e intensidades dos ventos na região, apresentadas anteriormente

nas Figuras 30 e 31, são capazes de explicar a variabilidade dos dados, principalmente para a coleta realizada na Usina 02. Assim, como na análise de MP, será usada a rosa dos ventos da Figura 30, referente ao período de 13/05/19 a 31/05/19, para avaliar as coletas realizadas na Usina 01 (com a usina em operação e com a usina inativa), enquanto a Figura 31, referente ao período de 26/07/2019 a 04/08/2019, será usada para a análise da coleta realizada na Usina 02.

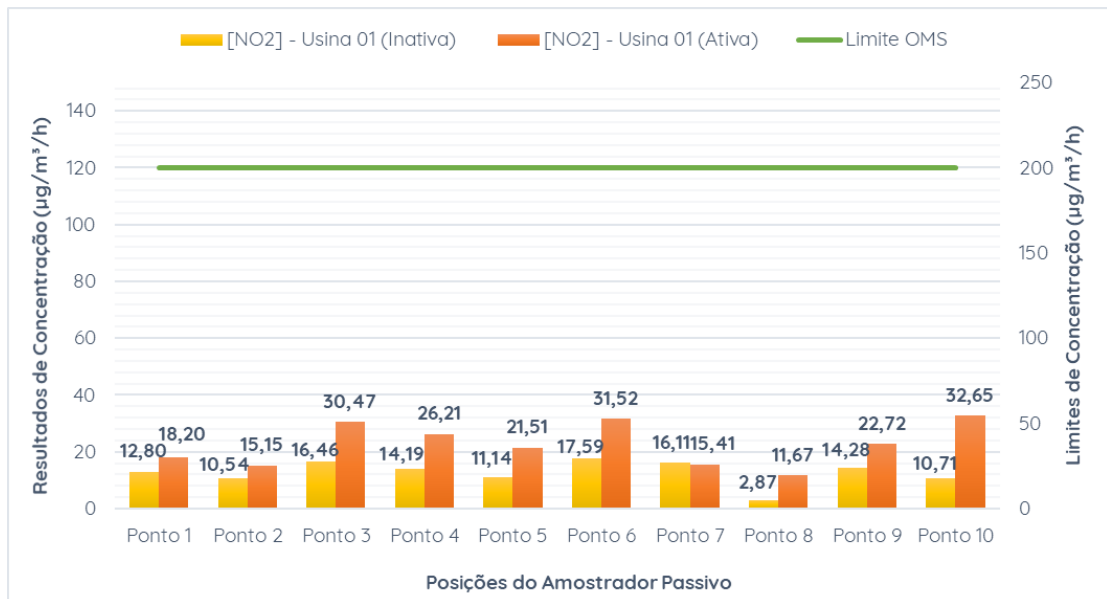
Para a Usina 01, o vento predominante nos sentidos leste e sudeste fazem com que as emissões oriundas das saídas do silo de estocagem, do tambor misturador e do exaustor sejam direcionadas para o amostrador alocado no ponto 6 e, em menor intensidade, devido à maior distância em relação à usina, para os amostradores alocados nos pontos 3, 4 e 5. De fato, nestes pontos, são encontrados os maiores valores de concentração de  $\text{NO}_2$ , mas o mesmo não ocorre para o  $\text{SO}_2$ , onde apenas o amostrador localizado no ponto 6 absorveu uma grande quantidade deste poluente e os demais resultaram em concentração inferiores ao limite de detecção do cromatógrafo. Além disso, ressalta-se que os amostradores localizados mais próximos da usina (pontos 8 e 9) não geraram concentrações tão elevadas, levando-se em conta a menor distância dos mesmos em relação à fonte poluidora, e que os pontos 1 e 10, localizados no sentido contrário à direção do vento, geraram concentrações semelhantes aos dos pontos tiveram as concentrações mais elevadas devido a esta ação, provavelmente devido à contribuição de outras indústrias localizadas nas proximidades da usina de asfalto.

Na Usina 02, a predominância dos sentidos leste e sudeste dos ventos na região faz com que as emissões oriundas dos pontos da usina onde são geradas plumas de poluentes sejam canalizadas, principalmente, para os amostradores alocados nos pontos 1 e 2 e, em menor intensidade (devido à distância em relação à usina), para aqueles localizados nos pontos 3, 4 e 5, o que é confirmado pelas concentrações de  $\text{NO}_2$ . No entanto, para os valores de concentração de  $\text{SO}_2$ , essa dispersão não é válida, já que foram obtidas concentrações superiores para os pontos 4, 5 e 6, em comparação com aquelas obtidas para os pontos 1, 2 e 3. Novamente, os pontos mais próximos à usina não geraram resultados tão expressivos como os dos pontos 4, 5 e 6, com exceção da concentração de  $\text{SO}_2$  resultante no ponto 10 ( $659,15\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ ), sendo este o maior valor obtido na coleta. Assim, como foi verificado nos resultados obtidos para a outra usina, valores de concentração consideráveis em pontos localizados contra à direção do vento, como a alta concentração de  $\text{SO}_2$  no ponto 6, podem ter sido influenciados pelo alto índice de atividade industrial na região.

Quanto aos limites estabelecidos para padrão de qualidade do ar, mais uma vez foram utilizados os da CONAMA 491 (2018), da OMS (2006) e da EEA (2017), que adotam os mesmos limites para  $\text{NO}_2$ , igual a  $200\mu\text{g}/\text{m}^3$  para o período de uma hora. Em relação ao  $\text{SO}_2$ , a

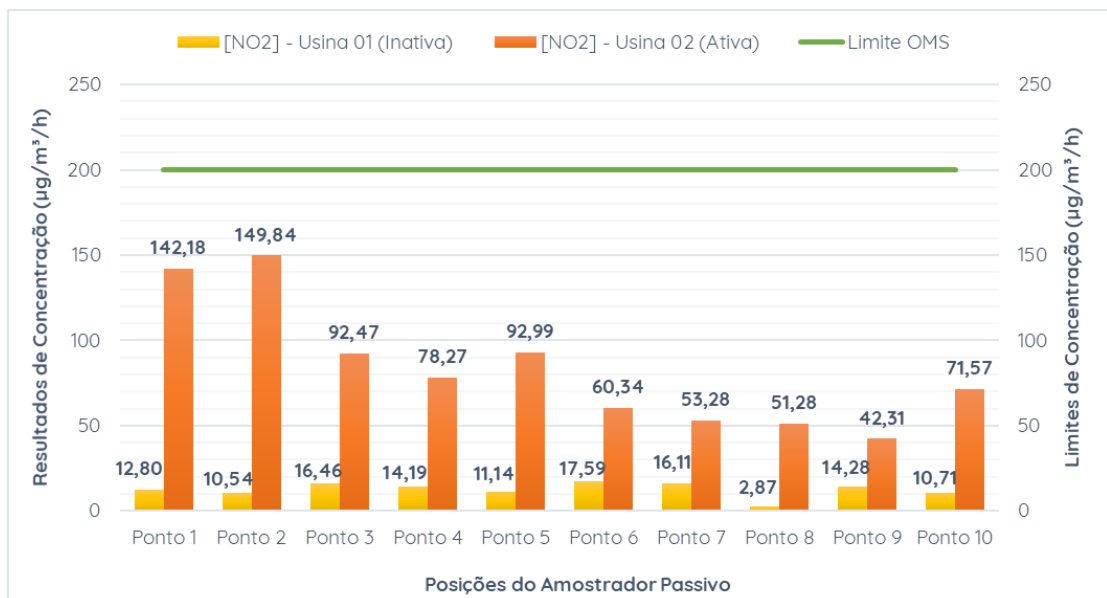
EEA (2017) não faz menção ao limite deste poluente, enquanto a CONAMA 491 (2018) e a OMS (2006) estabelecem a concentração máxima igual a  $20\mu\text{g}/\text{m}^3$  para um período de 24 horas, ou seja,  $0,83\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ . As Figuras 32, 33, 34 e 35 apresentam os valores obtidos de concentração de  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$  em relação aos limites supracitados, mas devido à diferença entre as concentrações de  $\text{SO}_2$  em relação ao limite adotado, este valor não pôde ser observado no gráfico, estando todos os valores de concentração acima do mesmo.

Figura 32 – Concentrações de  $\text{NO}_2$  obtidas na coleta realizada na Usina 01

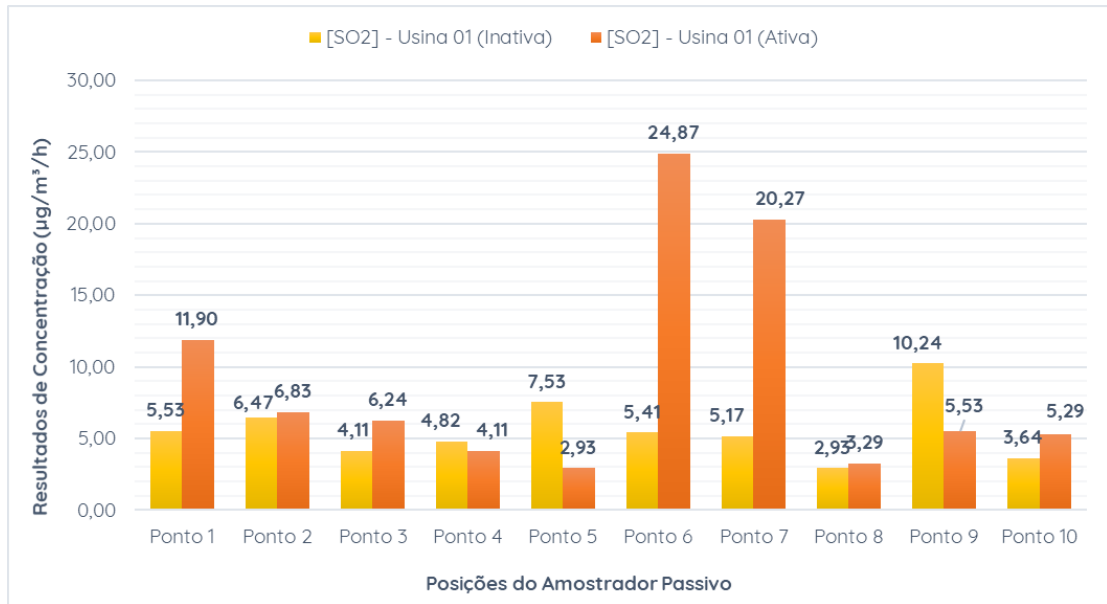


Fonte: elaborado pelo autor.

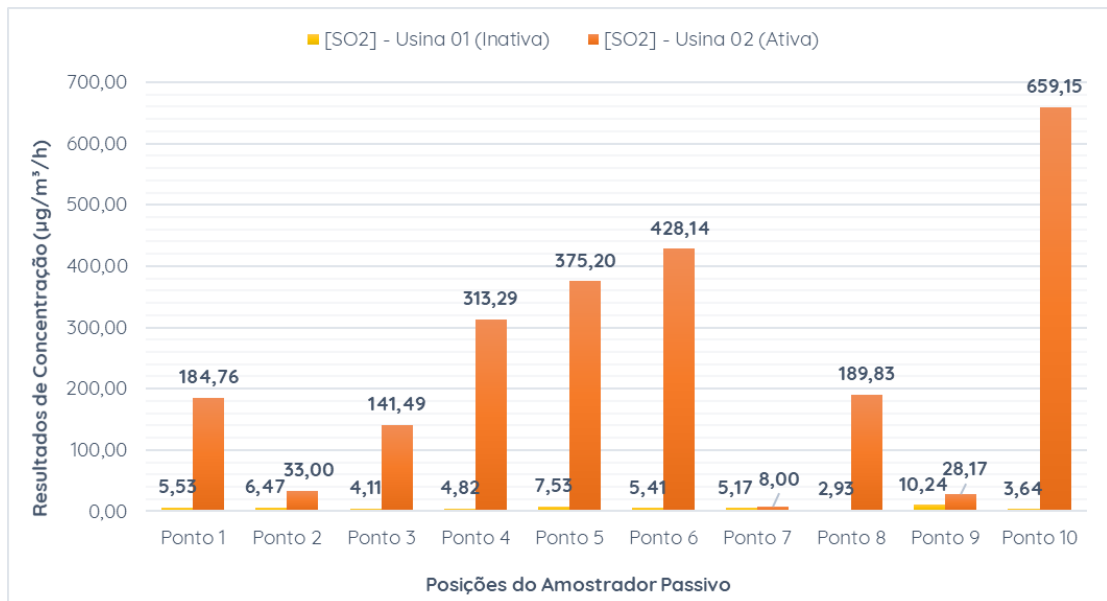
Figura 33 – Concentrações de  $\text{NO}_2$  obtidas na coleta realizada na Usina 02



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 34 – Concentrações de SO<sub>2</sub> obtidas na coleta realizada na Usina 01

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 35 – Concentrações de SO<sub>2</sub> obtidas na coleta realizada na Usina 02

Fonte: elaborado pelo autor.

Ao contrário do que foi observado na análise de MP, todos os resultados de concentração de NO<sub>2</sub> permaneceram abaixo do limite adotado. Apesar deste ser um parecer positivo, quanto a esse poluente, destaca-se a existência de pontos críticos no entorno da usina, que podem comprometer a qualidade do ar no ambiente.

Quanto ao SO<sub>2</sub>, os limites da CONAMA 491 (2018) e da OMS (2006) foram ultrapassados em todos os pontos, alcançando concentrações de até 659,12µg/m<sup>3</sup>/h, quase 800

vezes superior ao máximo tolerado. Além disso, os valores de concentração encontrados na análise cromatográfica possuem um elevado desvio padrão, principalmente na Usina 02, igual a 208,54 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ , o que também dificulta a comparação da média dos resultados com o limite considerado.

#### 4.2.2 Transporte e aplicação das misturas asfálticas

Para os processos de transporte e aplicação das misturas asfálticas, nas duas coletas realizadas neste estudo, as Tabelas 17, 18 e 19 apresentam os valores de concentração em  $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ . Para obtê-los nesta unidade, assim como foi feito nas etapas anteriores, as concentrações diárias foram divididas pelos respectivos tempos de amostragem, apresentados nas seções 3.1 e 3.2. A Tabela 20 traz os resultados de concentração dos poluentes obtidos a partir dos amostradores posicionados nos postes previamente durante um período de 24 horas (“Branco”), para a Coleta 02, juntamente com os valores obtidos durante a aplicação da mistura asfáltica no trecho, para todo o período de execução do serviço.

Tabela 17 – Concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$  obtidas no transporte das Coletas 01 e 02

Pontos	[ $\text{NO}_2$ ] na Coleta 01 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ )	[ $\text{NO}_2$ ] na Coleta 02 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ )	[ $\text{SO}_2$ ] na Coleta 01 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ )	[ $\text{SO}_2$ ] na Coleta 02 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ )
Ponto 1	611,59	501,51	856,22	4.667,43
Ponto 2	658,64	551,66	1.506,12	1.322,34
Média	635,12	526,59	1.181,17	2.994,89

Fonte: elaborada pelo autor.

Tabela 18 – Concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{SO}_2$  obtidas na aplicação da Coleta 01

Pontos	Concentração de $\text{NO}_2$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ )	Concentração de $\text{SO}_2$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ )
Ponto 1 (Primeira faixa)	191,52	247,47
Ponto 2 (Primeira faixa)	182,97	295,47
Ponto 3 (Primeira faixa)	312,93	88,49
Ponto 4 (Primeira faixa)	131,67	136,48
Ponto 5 (Primeira faixa)	176,13	71,99
Ponto 6 (Primeira faixa)	143,64	92,99
Ponto 7 (Segunda faixa)	267,47	311,57
Ponto 8 (Segunda faixa)	280,01	172,28
Ponto 9 (Segunda faixa)	158,81	329,90
Ponto 10 (Terceira faixa)	50,15	654,31
Ponto 11 (Terceira faixa)	68,96	593,82
Poste 1	63,27	331,46
Poste 2	78,66	122,99
Média	162,01	265,32



Desvio Padrão	85,86	185,96
---------------	-------	--------

Fonte: elaborada pelo autor.

Tabela 19 – Concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> obtidas na aplicação da Coleta 02

Pontos	Concentração de NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> /h)	Concentração de SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> /h)
Ponto 1	269,56	635,70
Ponto 2	257,02	1.552,63
Ponto 3	169,26	678,15
Ponto 4	156,72	406,47
Ponto 5	238,22	1.476,22
Ponto 6	244,48	1.136,61
Ponto 7	150,45	1.739,41
Ponto 8	307,17	474,39
Ponto 9	206,87	1.145,10
Ponto 10	235,51	1.009,26
Poste 1	188,06	1.968,64
Poste 2	227,33	296,09
Média	223,36	1.043,22
Desvio Padrão	49,03	555,54

Fonte: elaborada pelo autor.

Tabela 20 – Concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> obtidas nos postes em 1h e 24h (Coleta 02)

Pontos	[NO <sub>2</sub> ] no período de 1h (µg/m <sup>3</sup> /h)	[NO <sub>2</sub> ] no período de 24h (µg/m <sup>3</sup> /h)	[SO <sub>2</sub> ] no período de 1h (µg/m <sup>3</sup> /h)	[SO <sub>2</sub> ] no período de 24h (µg/m <sup>3</sup> /h)
Poste 1	188,06	61,90	1.968,64	771,54
Poste 2	227,33	57,20	296,09	482,88
Média	207,70	59,55	1.132,37	627,21

Fonte: elaborada pelo autor.

Comparando as etapas de transporte e aplicação, percebe-se que os amostradores acoplados nas carrocerias do caminhões basculantes durante o transporte das misturas asfálticas, para as duas coletas, geraram concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> consideravelmente superiores em relação à etapa seguinte, alcançando valor médio de NO<sub>2</sub> quase 4 vezes maior (Coleta 01) e valor médio de SO<sub>2</sub> 11 vezes superior. Ressalta-se a alta variabilidade dos valores de SO<sub>2</sub> em função apenas do lado (posicionamento) em que o amostrador foi acoplado ao caminhão.

A elevada concentração desses poluentes nesta etapa, em relação à aplicação da mistura asfáltica, pode ter sido obtida devido ao extenso período de exposição dos amostradores a um grande volume de material. Durante a aplicação do mesmo, a faixa é executada rapidamente, de modo que a distância entre a vibroacabadora e o suporte do amostrador é crescente ao longo do tempo de amostragem, enquanto que, apesar de a coleta durante o

transporte durar apenas 30 minutos, o amostrador está a uma pequena distância de um grande volume de mistura asfáltica durante todo este tempo.

Também é válido ressaltar que o material se encontra confinado na balsa do caminhão, através de uma lona plástica, o que pode dificultar a dispersão dos poluentes em outros sentidos, com exceção do sentido contrário ao movimento do veículo, que pode ter favorecido a canalização dos poluentes para o interior dos amostradores. Além disso, pode ter havido contribuição do próprio motor do caminhão para a elevada concentração de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> nesta etapa de transporte, tendo em vista que a queima de combustível é um dos principais agentes responsáveis pela emissão desses poluentes. De maneira geral, os valores inferiores aos observados na etapa de transporte da mistura asfáltica também podem ser decorrentes do fato de que as temperaturas de aplicação chegam a ser entre 5 e 15° menores que as temperaturas observadas no momento em que o material deixa a usina. A temperatura é um fator relevante para a volatilização de componentes da mistura asfáltica (GASTHAUER *et al.*, 2008; CRAVO, 2010; MOTTA, 2011).

No que diz respeito à aplicação da mistura asfáltica, destaca-se a elevada variação nos resultados, principalmente nos valores de concentração de SO<sub>2</sub>, que, na Coleta 02, apresentaram uma variação superior a 2.000µg/m<sup>3</sup>/h para os postes que receberam amostradores durante o período de execução da faixa de rolamento avaliada, já que o resultado para um dos postes não foi passível de detecção pelo cromatógrafo. Quanto às condições de aplicação, ressalta-se que, ao contrário do que foi observado por Fontenele (2014) quanto à influência do horário do dia na emissão de MP durante a aplicação de misturas asfálticas, os resultados obtidos neste estudo mostraram que valores superiores de concentração de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> foram encontrados na Coleta 02, que aconteceu no período da noite, com destaque para o SO<sub>2</sub>, cuja concentração média aumentou em quase quatro vezes se comparada a quantidade obtida para a Coleta 01.

Mas além deste fator, deve-se analisar a composição da mistura asfáltica, assim como as diferentes temperaturas de usinagem observadas. Enquanto a Coleta 01 aconteceu em uma aplicação de CAUQ convencional, com 5,4% de CAP, usinado a uma temperatura média de 165°C, a Coleta 02 foi realizada com a utilização de uma mistura do tipo CPA, com 4,5% de CAP modificado, cuja temperatura média de usinagem foi de 180°C. Apesar de a quantidade de ligante asfáltico ser comumente associado à quantidade de poluentes emitidos, o tipo de ligante pode influenciar ainda mais esses valores (NIOSH, 2000), o que pode ter sido relevante durante a execução do CPA na Coleta 02, já que esta mistura utiliza um ligante asfáltico modificado em sua composição. Além disso, a temperatura, como citado anteriormente, pode ter sido fator

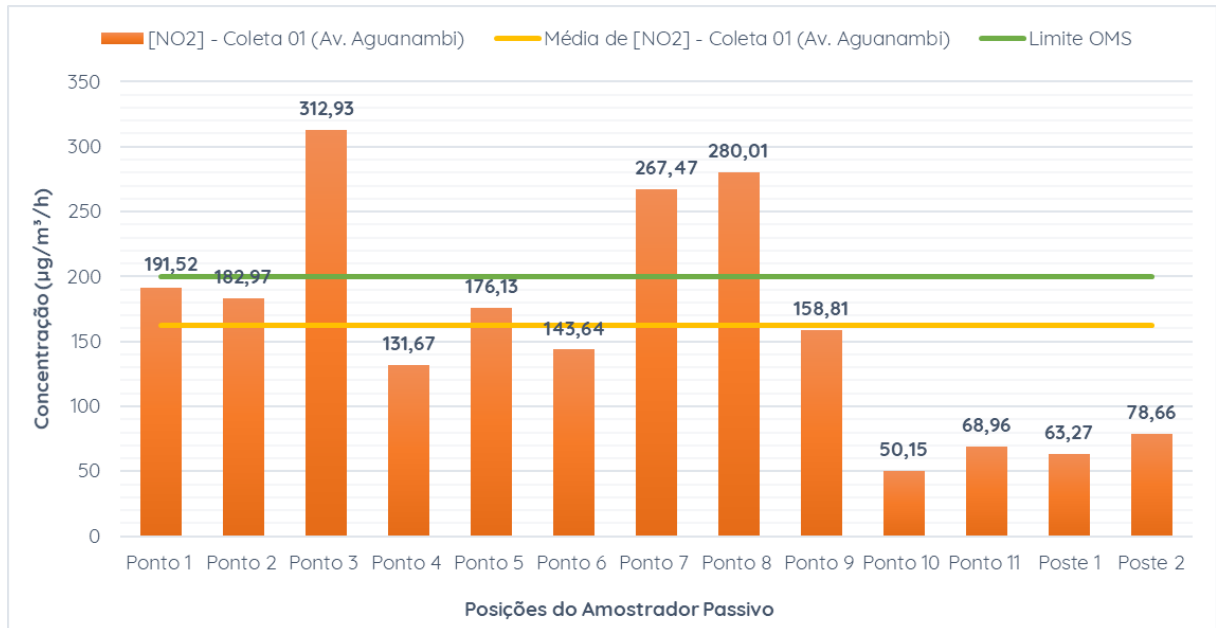
preponderante na obtenção de concentrações mais elevadas de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>.

A Tabela 20 permite estimar o impacto do serviço de aplicação de mistura asfáltica, comparando os resultados obtidos durante esta atividade em relação a concentrações típicas, com a influência de apenas demais atividades presentes na região, como fluxo veicular, por exemplo. No caso do NO<sub>2</sub>, a concentração aumentou em quase 3,5 vezes, onde houve um incremento de 59,55 µg/m<sup>3</sup>/h para 207,70 µg/m<sup>3</sup>/h. Para o SO<sub>2</sub>, a situação foi parecida: um aumento de quase duas vezes, comparando o valor sem a atividade de aplicação (627,21 µg/m<sup>3</sup>/h), com o resultado obtido durante o serviço (1.132,37 µg/m<sup>3</sup>/h).

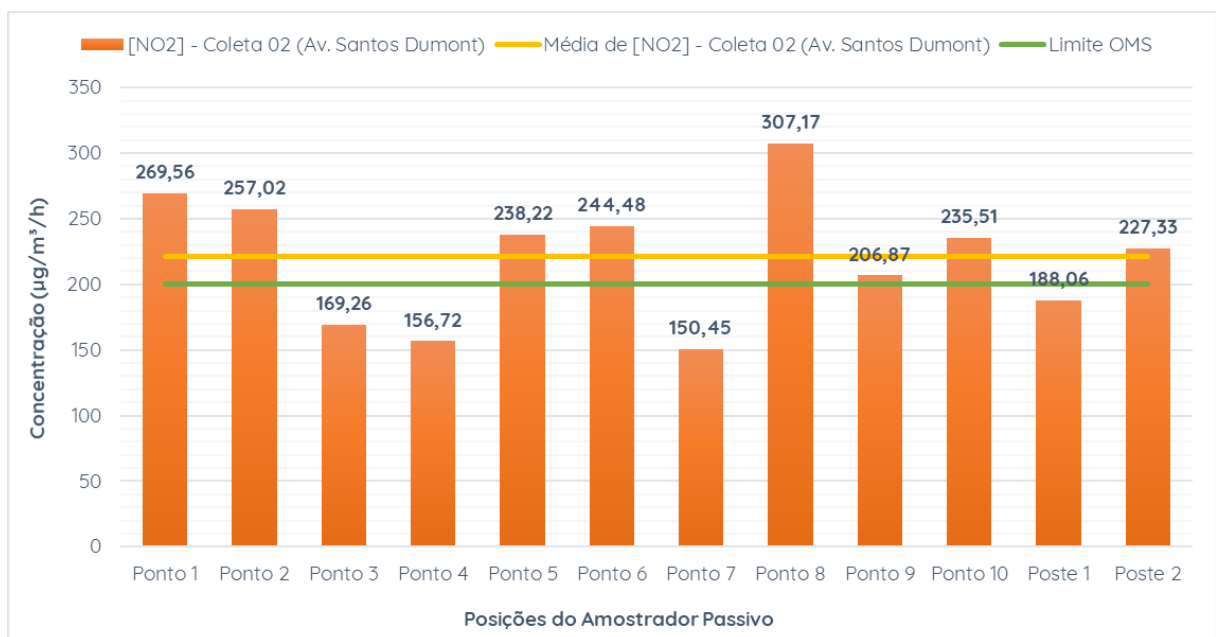
Por fim, é válido considerar as condições da região de aplicação, no que diz respeito às características dos trechos de aplicação, das vias e dos seus entornos. Apesar de o volume de material aplicado ter sido consideravelmente superior na Coleta 01, o que corroboraria para concentrações mais acentuadas nesta amostragem, o trecho da Avenida Aguanambi contemplado com a aplicação da mistura asfáltica dispõe de 4 faixas por sentido, além de um canteiro central de grandes proporções. Em contrapartida, o trecho da Avenida Santos Dumont que recebeu a obra de pavimentação é composto de duas faixas por sentido (que se tornam três logo após o fim do trecho), sem canteiro central. Além disso, a região do trecho da Coleta 01 possui edificações de gabaritos variados, mas, em grande parte, de edificações com pé direito simples ou duplo, enquanto que a região do trecho da Coleta 02 apresenta uma maior predominância de edificações de gabaritos elevados (prédios), como pode ser observado a partir das Figuras 15 e 16.

Segundo Cavalcante *et al.* (2016), Aguiar *et al.* (2017) e Rocha *et al.* (2017), a relação entre altura das edificações do entorno da via e sua largura, que pode dar origem aos chamados *cânions* urbanos, é relevante para o fenômeno de dispersão de poluentes atmosféricos. Quanto maior o seu valor, menor a influência do vento nos corredores urbanos, fazendo com que os poluentes permaneçam concentrados nesses locais por mais tempo, o que pode ter resultado nos valores de concentração de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> maiores durante a Coleta 02, em comparação com os valores obtidos para a Coleta 01.

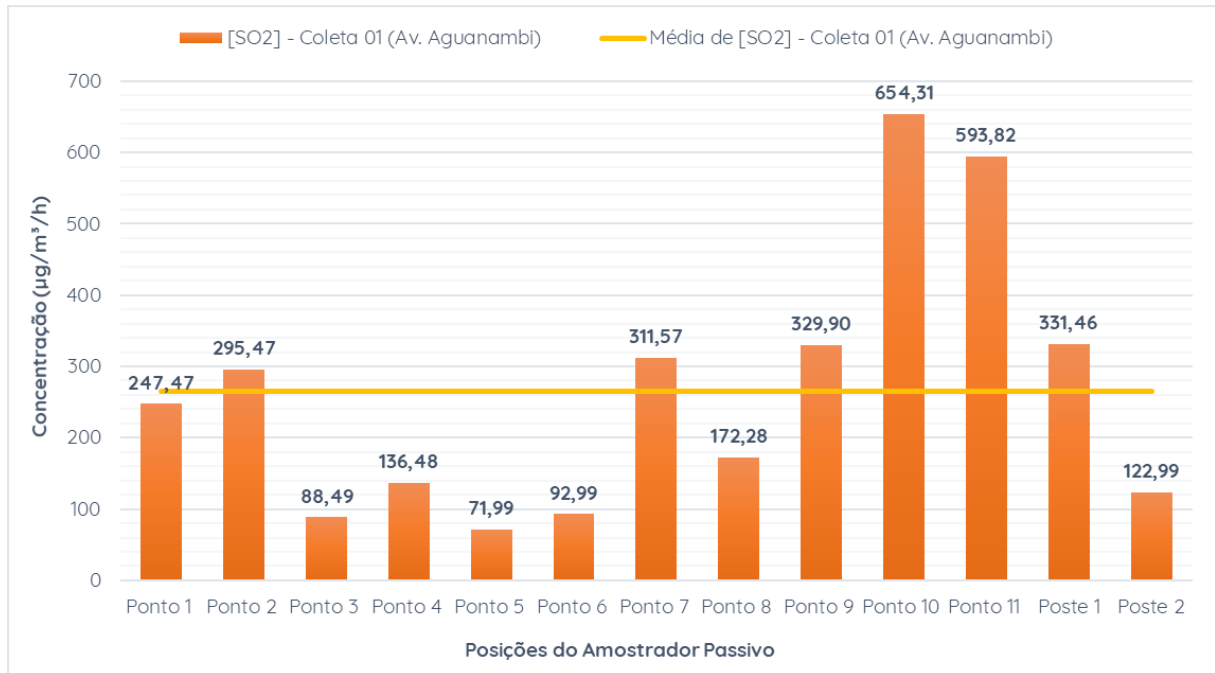
Por fim, os valores obtidos nesta etapa foram novamente comparados com os limites já citados anteriormente, a fim de verificar a contribuição das concentrações oriundas da etapa de aplicação de misturas asfálticas para a qualidade do ar urbano. As Figuras 36, 37, 38 e 39 apresentam os valores graficamente, destacando o limite adotado na seção anterior. Mais uma vez, não é possível visualizar o limite de SO<sub>2</sub>, em virtude da grande discrepância em relação às concentrações obtidas, visto que estes valores chegaram até a 1.968,64 µg/m<sup>3</sup>/h.

Figura 36 – Concentrações de NO<sub>2</sub> obtidas na Coleta 01

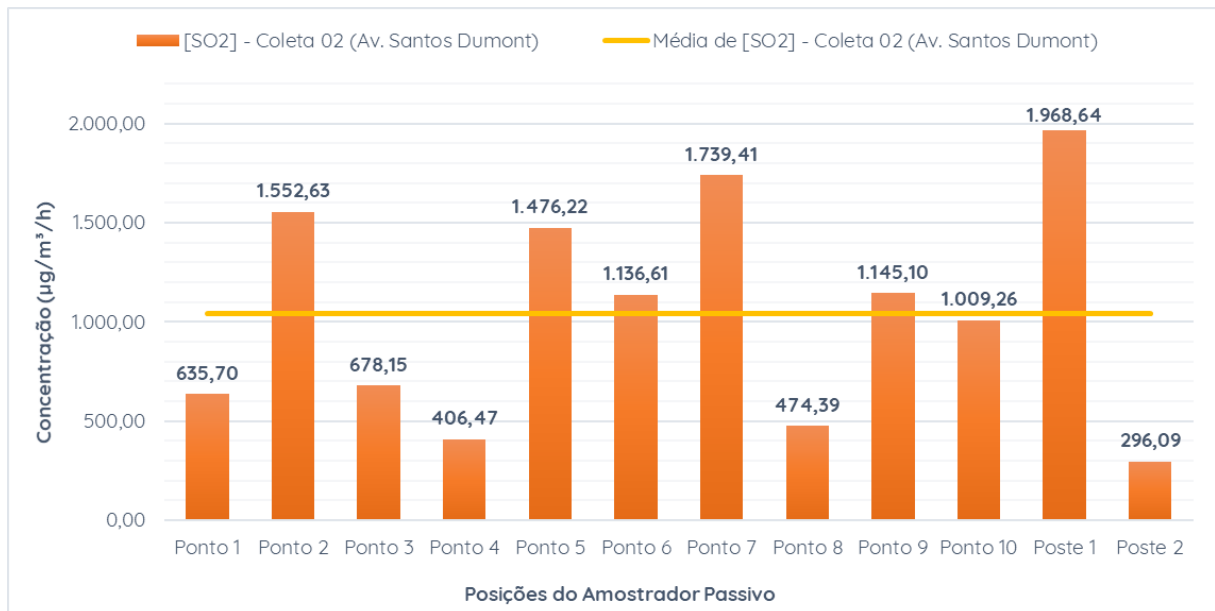
Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 37 – Concentrações de NO<sub>2</sub> obtidas na Coleta 02

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 38 – Concentrações de SO<sub>2</sub> obtidas na Coleta 01

Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 39 – Concentrações de SO<sub>2</sub> obtidas na Coleta 02

Fonte: elaborado pelo autor.

Em comparação com a etapa de usinagem, as concentrações de NO<sub>2</sub> obtidas na etapa de aplicação da mistura asfáltica demonstraram-se mais perigosas. Na Coleta 01, apenas três valores superaram o limite da CONAMA 491 (2018) e da OMS (2006), de modo que a média dos resultados ficou abaixo deste valor. Na Coleta 02, os valores são mais severos, com

apenas três valores ficando abaixo do limite utilizado, o que resultou em uma média de concentrações acima deste valor. Quanto às concentrações de SO<sub>2</sub>, assim como nas etapas anteriores, o limite é facilmente superado, estando todos os valores de concentração acima do mesmo, principalmente na Coleta 02, como pode ser observado nos valores resultantes nos pontos 2, 5, 6, 7, 9, 10 e em um dos postes. Isto pode ser um sinal de que este poluente representa um grave perigo aos padrões de qualidade do ar quando se trata de serviços de pavimentação em ambiente urbano.

## 5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Ao término da discussão dos resultados obtidos, destaca-se as concentrações de  $MP_{10}$  e  $SO_2$  obtidas, que em todas as coletas realizadas, superaram os limites da CONAMA 491 (2018) e da OMS (2006). Quanto ao  $NO_2$ , foi observado que todas as concentrações resultantes das coletas realizadas nas usinas de asfalto ficaram abaixo do limite, mas, no processo de transporte, as concentrações superaram este valor e, por fim, na etapa de aplicação, foram obtidas concentrações intermediárias, ultrapassando o limite adotado em alguns pontos de amostragem. É válido ressaltar a alta variabilidade dos resultados, em decorrência de fatores diversos, como as condições do entorno dos canteiros observados ou das variáveis meteorológicas, revelando que a dispersão dos poluentes é um fenômeno complexo e suas concentrações em pontos diversos é de difícil previsão.

Quanto ao processo de usinagem, foi verificado que, de maneira geral, as coletas realizadas na Usina 02 resultaram em concentrações de poluentes superiores aos das coletas promovidas na Usina 01. Neste caso, chamou-se atenção para as variáveis meteorológicas, que forneceram condições de maior dispersão dos poluentes durante as amostragens realizadas na Usina 01, devido a maior incidência de chuvas, responsáveis por “lavar” a atmosfera, assim como temperaturas e umidades elevadas, que geram correntes verticais de ar e facilitam a deposição dos poluentes, respectivamente. Enquanto isso, durante o período de amostragens na Usina 02, o menor volume de precipitação, assim como as temperaturas mais amenas, pode ter dificultado uma dispersão eficiente dos poluentes, resultando em concentrações maiores. Chamou-se atenção também para os diferentes tipos de combustíveis utilizados: o óleo BPF, utilizado na Usina 02, tende a emitir mais poluentes, se comparado ao gás natural utilizado na Usina 01.

No transporte e na aplicação de misturas asfálticas, foram observados valores semelhantes de  $NO_2$  entre as duas coletas, havendo divergências consideráveis quanto aos valores de  $SO_2$  observados. Para a etapa de transporte, fatores como: proximidade do amostrador em relação ao grande volume de material armazenado por tempo prolongado, confinamento devido à lona plástica que cobre o veículo e temperatura acima da necessária para aplicação e compactação, podem ter sido preponderantes para a obtenção de concentrações mais elevadas.

No que diz respeito à aplicação de misturas asfálticas, foram observadas diferenças significativas entre as coletas realizadas, o que pode ter sido atribuído às condições geométricas dos trechos de via que receberam o serviço, assim como dos seus entornos. Enquanto a Coleta

01 foi realizada em um trecho da Avenida Aguanambi com uma largura de via maior e entorno preenchido por edificações de gabarito reduzido, o trecho da Avenida Santos Dumont em que foi realizada a Coleta 02 apresenta uma largura de via menor e prédios maiores em seu entorno, dificultando a dispersão dos poluentes amostrados. Além disso, ressalta-se o tipo de mistura utilizado: na Coleta 01, enquanto foi utilizado um CAP convencional, a Coleta 02 foi realizada a partir do transporte e da aplicação de uma mistura do tipo CPA, com ligante modificado e temperatura de usinagem maior.

Sendo assim, além de buscar a redução das temperaturas de usinagem, recomenda-se levar em consideração as quantidades e características das misturas asfálticas, assim como as condições meteorológicas e geométricas dos ambientes em que elas serão usinadas, transportadas e aplicadas. A identificação de pontos críticos, por exemplo, na etapa de usinagem, devido à ação do vento, também pode ser utilizada como forma de adotar soluções específicas, para que esses pontos não sofram com concentrações excessivas destes poluentes atmosféricos.

Sendo assim, é possível concluir que as concentrações dos poluentes estudados neste trabalho merecem atenção, sendo necessários controles mais rigorosos quanto à quantificação e à avaliação destes valores, visando a obtenção de processos construtivos mais sustentáveis em relação ao uso de misturas asfálticas nos serviços de pavimentação. Medidas devem ser adotadas em todas as etapas do processo, desde a usinagem do material, até a sua aplicação em um trecho de obra viária.

Além disso, ressalta-se a necessidade de legislações direcionadas para as emissões atmosféricas provenientes dos serviços de pavimentação. A comparação realizada neste estudo foi feita a partir de padrões de qualidade do ar, voltados para a avaliação do ambiente urbano quanto a emissões de fontes veiculares e outras atividades mais comuns neste meio, o que dificulta o entendimento dos reais prejuízos decorrentes das emissões estudadas na presente pesquisa.

Por fim, visando dar continuidade aos estudos de emissões de poluentes atmosféricos a partir da utilização de misturas asfálticas, sugere-se para trabalhos futuros:

- a) Aumentar o banco de dados, com coletas nas etapas de usinagem, transporte e aplicação de misturas asfálticas em condições diversas;
- b) Utilizar um método de amostragem ativa, para determinação de MP, também nas etapas de transporte e aplicação.
- c) Avaliar diferentes tamanhos de MP, assim como sua composição química e mineralógica;



- d) Investigar outros poluentes, como COVs, HPAs, além de outros poluentes inorgânicos, como o ozônio ( $O_3$ ), em todas as etapas citadas anteriormente;
- e) Utilizar estação meteorológica durante as coletas, a fim de obter resultados mais precisos para valores de precipitação e direção do vento, por exemplo;
- f) Estabelecer um planejamento experimental capaz de isolar variáveis durante as amostragens.

## REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, M. E.; HAININ, M. R.; YUSOFF, N. I. M.; ZAMHARI, K. A.; HASSAN, N. Laboratory evaluation on the characteristics and pollutant emissions fo nanoclay and chemical warm mix Asphalt modified binders. **Construction and Building Materials**. Elsevier. v. 113, p. 488-497, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.03.068>>. Acesso em 26 ago. 2017.
- AGUIAR, L. M.; SILVA, M. V.; GANDU, A. W.; ROCHA, C. A.; CAVALCANTE, R. M. Caracterização de cânions urbanos e seus efeitos climáticos em área com intenso processo de verticalização na cidade de Fortaleza-CE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, PE, v. 10, n. 4, p. 1046-1058, 2017.
- AUTELITANO, F.; BIANCHI, F.; GIULIANI, F. Airborne emissions of Asphalt/wax blends for warm mix Asphalt production. **Cleaner Production**. Elsevier. v. 164, p. 749-756, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.247>> Acesso em 26 ago. 2017.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**, 2. ed., Bookman: Porto Alegre, 2002.
- BERNUCCI, L. B.; MOTTA, L. M. G.; CERATTI, J. A. P.; SOARES, J. B. **Pavimentação Asfáltica – Formação Básica para Engenheiros**. Rio de Janeiro: Petrobrás/ABEDA, 2008.
- BONNET, P.; BINET, S.; BRANDT, H.; KRIECH A. J.; LAFONTAINE, M.; NUNGE, H.; GROOT, P.; MORELE, Y.; WISSEL, H.; CASTEGNARO, M. Inhalation study on exposure to bitumen fumes – part 1: development and validation of the equipment. **British Occupational Hygiene Society**. Elsevier Science v. 44, p. 31-41, 2000.
- BRAGA, A.; BÖHM, G. M.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**. São Paulo, n. 51, p. 58-71, 2001.
- BRANDT, H. C. A.; GROOT, P. C. A laboratory rig for studying aspectos of worker exposure to bitumen fumes. **American Industrial Hygiene Associatioin Journal**. v. 60:2, p. 182-190, 1999.
- BRANDT, H.; LAFONTAINE, M.; KRIECH, A. J.; GROOT P.; BONNET, P.; BINET, S.; WISSEL, H.; MORELE, Y.; NUNGE, H.; CASTEGNARO, M. Inhalation study on exposure to bitumen fumes – part 2: analytical results at two exposure levels. **British Occupational Hygiene Society**. Elsevier Science v. 44, p. 31-41, 2000.
- BUCCO, Magali Vieira Santiago. **Construção e testes de validação de amostradores passivos para dióxido de nitrogênio e ozônio**. 2010. Dissertação (Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial/Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.
- CAMPOS, V. P.; CRUZ, L. P. S.; ALVES, E. M.; SANTOS, T. de S.; SILVA, A. D.; SANTOS, A. C. C.; LIMA, Â. M. V.; PAIXÃO, C. S.; SANTOS, D. C. M. B.; BRANDÃO, D. S.; ANDRADE, E. J. S.; JÚNIOR, J. I. M.; CONCEIÇÃO, K. C. S.; RAMOS, M. S.; PONTES, M. C. G.; AMARAL, M. F.; MATTOS, R. R. Monitoramento atmosférico passivo de SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub> em áreas urbanas e de influência industrial como prática de química

ambiental para alunos de graduação. **Química Nova**, São Paulo, SP, v. 29, n. 4, p.872-875, 2006.

CAO, X.; YANG, X.; LI, H.; HUANG, W.; LIU, X. Investigation of Ce-TiO<sub>2</sub> photocatalyst and its application in asphalt-based specimens for NO degradation. **Construction and Building Materials**. v. 148, n. 1, p. 824-832, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.05.095>> Acesso em 12 dez. 2017.

CAVALCANTE, R. M.; ROCHA, C. A.; SANTIAGO, Í. S.; SILVA, T. F. A; THIERS, P. R. L. Influence of Urbanization on Air Quality Based on the Occurrence of Particle-Associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Tropical Semiarid Area (Fortaleza-CE, Brazil). **Air Qual Atmos Health**. p. 437-445, 2016.

CESAR, G. C. A.; NASCIMENTO, C. F. L.; CARVALHO, A. J. Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. **Revista de Saúde Pública**, v. 47, n. 6, p. 1209-1212, 2013.

CLARK, C. R.; BURNETT, D. M.; PARKER, C. M.; ARP, E. W.; SWANSON, M. S.; MINSAVAGE, G. D.; KRIECH, A. J.; OSBORN, L. V.; FREEMAN, J. J.; BARTER, R. A.; NEWTON, P. E.; BEAZLEY, S. L.; STEWART, C. W. Asphalt fume dermal carcinogenicity potential: I. dermal carcinogenicity evaluation of Asphalt (bitumen) fume condensates. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, Elsevier. v. 61, p. 9-16, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2011.04.003>> Acesso em 01 mar. 2018.

COÊLHO, Micheline de Sousa Zanotti Stagliorio. **Uma análise estatística com vistas a previsibilidade de internações por doenças respiratórias em função de condições meteorotrópicas na cidade de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2007.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n° 491 de 19.11.2018**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 30 abr. 2019.

CRAVO, M. C. C. Estudos relacionados aos fumos de asfalto. In: Conferência proferida durante o 3° WORKSHOP EM SMS – COMISSÃO DE ASFALTO DO IBP, 2010, São Paulo. **Anais...** Rio de Janeiro: IBP, 2010.

CRAVO, M. C. C.; LEITE, L. F. M.; MARTINS, A. T.; MONTEIRO, R. J. C.; AZEVEDO, R. A.; BOHRER, D.; NASCIMENTO, P. Toxicological studies from brazilian asphalt fumes. **Society of Petroleum Engineers (SPE)**, p. 12-14, 2010.

CRUZ, L. P. S.; CAMPOS, V. P. Métodos de amostragem e análise para compostos reduzidos de enxofre atmosférico. **Química Nova**, São Paulo, SP, v. 31, p. 1180-1189, 2008.

D'ANGELO, J.; HARM, E.; BARTOSZEK, J.; BAUMGARDNER, G.; CORRIGAN, M.; COWSERT, J.; HARMAN, T.; JAMSHIDI, M.; JONES, W.; NEWCOMB, D.; PROWELL, B.; SINES, R.; YEATON, B. **Warm-mix asphalt: European practice**. **International Technology Scanning Program**. Virginia: Federal Highway Administration, 2008.

FERNANDES, Paulo Roberto Nunes. **Caracterização de Ligante Asfáltico Brasileiro e Avaliação da Presença de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)**. 2007.

Dissertação (Mestrado em Química Inorgânica) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

FONTENELE, Paulo Victor Gomes. **Avaliação da exposição ao material particulado respirável em serviços de pavimentação na região metropolitana de Fortaleza.** 2015. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

FONTENELE, P.V.G.; CASTELO BRANCO, V.T.F.; CAVALCANTE, R. C.; FERREIRA, W.L.G.; ROCHA, C.A. Avaliação da exposição e risco de câncer em trabalhadores da pavimentação: um estudo baseado nos níveis de partículas respiráveis presentes nos fumos de asfalto. **Revista Transportes**, v. 26, n. 2, p. 55-69, 2018.

FREITAS, Clarice U.; BREMMER, Stephen A.; GOUVEIA, Nelson; PEREIRA, Luiz A. A.; SALDIVA, Paulo H. N. Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo, 1993 a 1997. **Revista Saúde Pública**, v. 38, n. 6, p. 751-7, 2004.

FULLOVÁ, D.; ĎURČANSKÁ, D.; HEGROVÁ, J. Impact of asphalt mixture composition on particulate matter production. **Procedia Engineering**. Elsevier, v. 192, p. 201-206, 2017.

GASTHAUER, E.; MAZÉ, M.; MARCHAND, J. P.; AMOUROUX, J. Characterization of asphalt fume composition by GC/MS and effect of temperature. **Fuel**, Elsevier, v. 87, p. 1428-1434, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2007.06.025>>. Acesso em: 09 abr. 2019.

GAUDEFROY, V.; VIRANAİKEN, V.; PARANHOS, R. Laboratory identification of fumes during manufacturing of hydrocarbon mixtures. In: INTERNATIONAL SOCIETY FOR ASPHALT PAVEMENTS, 2008, Zürich. **Anais...** Lino Lakes: ISAP, 2008.

GAUDEFROY, V.; VIRANAİKEN, V.; PARANHOS, R.; JULIEN, A.; LA ROCHE, C. Laboratory Assessment of Fumes Generated by Bituminous Mixtures and Bitumen. **Road Materials and Pavement Design**. v. 11, p. 83-100, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/14680629.2010.9690261>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

GIODA, A. Comparação dos níveis de poluentes emitidos pelos diferentes combustíveis utilizados para cocção e sua influência no aquecimento global. **Química Nova**, São Paulo, v. 41, n. 8, p. 839-848, 2018.

GUIMARÃES, J. R. P. de F. Riscos para a saúde de trabalhadores de pavimentação de ruas: as emissões tóxicas do asfalto. **Cipa Publicações**. São Paulo, SP, v. 26, n. 304, p. 54-56, 2004.

HEIKKILÄ, P.; RIALA, R.; HÄMEILÄ, M.; NYKYRI, E.; PFÄFFLI, P. Occupational Exposure to Bitumen During Road Paving. **American Industrial Hygiene Association**, v. 63, p. 156-165, 2002.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **Bitumens and bitumens emissions, and some N- and S-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons**. v. 103, Lyon, França, 2013.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **1º Diagnóstico das redes de**

**monitoramento da qualidade do ar.** Brasília, 2014.

JULLIEN, A.; MONÉRON, P.; QUARANTA, G.; GAILLARD, D. Air emissions from Pavement layers composed of varying rates of Reclaimed Asphalt. **Resorces Consevation and Recycling**. Elsevier. v. 47, p. 356-374, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.09.004>> Acesso em 26 ago. 2017.

JULLIEN, A.; GAUDEFROY, V.; VENTURA, A.; ROCHE, C.; PARANHOS, R.; MONÉRON, P. Airborne emissions assessment of hot Asphalt mixing. **Road Materials and Pavement Design**. v. 11, p. 149-169, 2017.

KITTO, A. M.; PIRBAZARI, M.; BADRIYHA, B. N.; RAVINDRAN, V.; TYNER, R.; SYNOLAKIS, C. E. Emissions of volatile and semi-volatile organic compounds and particulate matter from hot asphalts. *environmental technology*, **Environmental Technology**. v. 18:2, p. 121-138, 1996. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593331808616520>> Acesso em: 01 mar. 2019.

LEE W.; CHAO, W.; SHIH, M.; TSAI, C.; JENG-HO, T.; TSAI P. Emissions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Batch Hot Mix Asphalt Plants. **Environmental Science and Technology**, v. 38, p. 20, 2004. Disponível em: <[10.1021/es035455d030](https://doi.org/10.1021/es035455d030)> Acesso em: 01 mar. 2019.

LOPES, T. S. A.; SILVA, A. O.; MIRANDA, C. B.; SANTOS, I. V.; ARAÚJO, N. C. Influência das condições meteorológicas da cidade de natal-rn na dispersão de poluentes atmosféricos. In: IX SBEA, 2017, Belo Horizonte. **Anais ...** Belo Horizonte: SBEA, 2017.

MACEDO, L. V. Problemas Ambientais Urbanos Causados pelo Trânsito na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). In: CUNHA, S. B; GUERRA, A. J. T. **Impactos Ambientais Urbanos no Brasil**. 10. ed. Rio de Janeiro: Bertand Brasil, 2013.

MARQUES, Elissandra Viana. **Avaliação da qualidade do ar através da dispersão espacial de NO<sub>2</sub> SO<sub>2</sub> e NO no município de São Gonçalo do Amarante (CE)**. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

MARTINS, L. C.; LATORRE, M. do R. D. de O.; CARDOSO, M. R. A.; GONÇALVES, F. L. T.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 1, p. 88-94, 2002.

MICKELSEN, R. L.; SHULMAN, S. A.; KRIECH, A. J.; OSBORN, L. V.; REDMAN, A. P. Status of Worker Exposure to Asphalt Paving Fumes with the Use of Engineering Controls. **Environmental Science and Technology**. American Chemical Society, v. 40, p. 18, 2006.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Avaliação do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores**. Brasília. 2006.

MOREIRA, L. C. O. Comparação entre os poluentes atmosféricos emitidos por uma caldeira flamotubular movida a gás natural e a óleo combustível BPF 2A. **Interações (Campo**

**Grande**). 2012, vol.13, n.1, pp.49-57. ISSN 1518-7012. Disponível em:  
<<http://dx.doi.org/10.1590/S1518-70122012000100005>> Acesso em: 21 set. 2019.

MOTTA, Rosângela dos Santos. **Estudo de misturas asfálticas mornas em revestimentos de pavimentos para redução de emissão de poluentes e de consumo energético**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia de Transportes) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

NASCIMENTO, L. F. C.; MÓDOLO, C. C. M.; JUNIOR, C. A. J. Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil: um estudo ecológico no Vale do Paraíba. **Revista Brasileira de Saúde Materna e Infantil**. Recife, PE, v. 4, n. 4, p. 367-74, 2004.

NASCIMENTO, J. H. O.; PEREIRA, P.; FREITAS, E.; FERNANDES, F. Development and characterization of a superhydrophobic and anti-ice asphaltic nanostructured material for road Pavements. **7th International Conference on Maintenance and Rehabilitation of Pavements and Technological Control (MAIREPAV)**. Auckland, Nova Zelândia, 2012.

NATIONAL INSTITUTE FOR OCCUPATIONAL SAFETY AND HEALTH (NIOSH). **Health Effects of Occupational Exposure to Asphalt: Hazard Review**. Ohio, Estados Unidos, 2000.

NIOSH 5042. **Benzene-soluble fraction and total particulate (asphalt fume)**. Atlanta, Estados Unidos, 1998.

NIOSH 5506. **Polynuclear aromatic hydrocarbons by HPLC**. Atlanta, Estados Unidos, 1998.

NIOSH 5515. **Polynuclear aromatic hydrocarbons by GC**. Atlanta, Estados Unidos, 1994.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide**. Geneva, 2006.

PROWELL, B. D.; HURLEY, G. C. **Warm-Mix Asphalt: Best Practices**. Quality Improvement Series 125. Lanham: National Asphalt Pavement Association, 2007.

RASOULZADEH, Y.; MORTAZAVI, S. B.; YOUSEFI, A. A.; KHAVANIN, A. Decreasing polycyclic aromatic hydrocarbons emission from bitumen using alternative bitumen production process. **Journal of Hazardous Materials**. Elsevier. v. 185, p. 1156-1161, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.026>> Acesso em: 12 dez. 2017.

ROCHA SEGUNDO, I.; FERREIRA, C.; FREITAS, E. F.; CARNEIRO, J. A. O.; FERNANDES, F.; LANDI, S. Functionalized Asphalt Mixtures: Photocatalytic, Superhydrophobic and Self-cleaning Properties, In: 2ND DOCTORAL CONGRESS IN ENGINEERING (DCE), SYMPOSIUM ON CIVIL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 2017, Porto. **Anais...** Porto: DCE, 2017.

RUBIO, M. C.; MORENO, F.; MARTÍNEZ-ECHEVARRÍA, M. J.; MARTÍNEZ, G.; VÁZQUEZ, J. M. Comparative analysis of emissions from the manufacture and use of hot and half-warm mix Asphalt. **Cleaner Production**. Elsevier. v. 41, p. 1-6, 2012. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.09.036> > Acesso em: 26 ago. 2017.

SALTZMAN, B. E. Colorimetric microdetermination of nitrogen dioxide in the atmosphere. **Analytical Chemistry**, v. 26, n. 12, p. 1949–1955, 1954.

SANTOS, Rafael Pereira dos. **Influência dos cânions urbanos, tráfego veicular e variáveis meteorológicas na concentração de NO<sub>2</sub> em área com intenso processo de verticalização (Fortaleza - CE)**. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

SANTOS, F. S.; PINTO, J. A.; MACIEL, F. M.; HORTA, F. S.; ALBUQUERQUE, T. T. A.; ANDRADE, M. F. Avaliação da influência das condições meteorológicas na concentração de material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>) em Belo Horizonte, MG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 24, n. 2, p. 371-381, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019174045>> Acesso em: 21 set. 2019.

SEINFELD J. H.; PANDIS S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution climate change**. 2 Ed, AWiley-interscience publication, New York, 1998.

SHELL BITUMEN. **The Shell Bitumen Handbook**. 6th ed. Londres: Thomas Telford Ltd, 2015.

SHIYING, L.; WINGTAT, H.; ZHEN, L. Air pollutant emissions and acoustic performance of hot mix asphalts. **Construction and Building Materials**. Elsevier. v. 129, p. 1-10, 2016. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.11.013> > Acesso em: 01 mar. 2018.

SOUZA, P. A. F.; FRANCISCO, K. C. A.; CARDOSO, A. A. Desenvolvimento de amostrador passivo sensível para monitoramento de poluição atmosférica por dióxido de nitrogênio. **Química Nova**, São Paulo, v. 40, n. 10, p. 1233-1237, 2017.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 5 - Determination of particulate matter emissions from stationary sources**. Washington, DC, 1996.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Air pollution standards**. Washington, DC, 2007.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **National Ambient Air Quality Standards**. Washington, DC, 2015.

VALLERO, D. **Fundamentals of air pollution**. Elsevier, 2008

VENTURA, A.; JULLIEN, A.; MONÉRON, P. Polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from a hot-mix drum, Asphalt plant: study of the influence from use of recycled bitumen. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 6, p. 727-734, 2007.

YANAGI, Y.; ASSUNÇÃO, V. J.; BARROZO, V. L. Influência do material particulado atmosférico na incidência e mortalidade por câncer no Município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 28, n. 9, p. 1737-48, 2012.

ZANETTI, M. C.; FIORE, S.; RUFFINO, B.; SANTAGATA, E.; LANOTTE, M. Assessment of gaseous emissions produced on site by bituminous mixtures containing crumb rubber. **Construction and Building Materials**. Elsevier. v. 67, p. 291-296, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.03.030>> Acesso em: 12 abr. 2019.