



CENTRO UNIVERSITÁRIO SENAI CIMATEC

Programa de Pós-Graduação em Modelagem Computacional e Tecnologia Industrial

**ILAN SOUSA FIGUEIRÊDO**

**SIMULAÇÃO DE DEPOSIÇÃO PULMONAR DE PARTÍCULAS FINAS E ULTRAFINAS: UMA AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO À SAÚDE HUMANA EM DIFERENTES AMBIENTES**

**SALVADOR**

**2018**

**ILAN SOUSA FIGUEIRÊDO**

**SIMULAÇÃO DE DEPOSIÇÃO PULMONAR DE PARTÍCULAS  
FINAS E ULTRAFINAS: UMA AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO À  
SAÚDE HUMANA EM DIFERENTES AMBIENTES**

Defesa de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação de Modelagem Computacional e Tecnologia Industrial, Curso de Mestrado em Modelagem Computacional e Tecnologia Industrial do Centro Universitário SENAI CIMATEC, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Modelagem Computacional e Tecnologia Industrial.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Lílian Lefol Nani Guarieiro.

Coorientadora: Dr.<sup>a</sup> Aline Lefol Nani Guarieiro

**SALVADOR**

**2018**

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do Centro Universitário SENAI CIMATEC

F475s Figueirêdo, Ilan Sousa

Simulação de deposição pulmonar de partículas finas e ultrafinas: uma avaliação da exposição à saúde humana em diferentes ambientes / Ilan Sousa Figueirêdo. – Salvador, 2018.

116 f. . il. color.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Lílian Lefol Nani Guarieiro.

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Aline Lefol Nani Guarieiro.

Dissertação (Mestrado em Modelagem Computacional e Tecnologia Industrial) – Programa de Pós-Graduação, Centro Universitário SENAI CIMATEC, Salvador, 2018.

Inclui referências.

1. Material particulado. 2. Emissão veicular. 3. Deposição pulmonar. 4. Multiple-path particle model. I. Centro Universitário SENAI CIMATEC. II. Guarieiro, Lílian Lefol Nani. III. Guarieiro, Aline Lefol Nani. IV. Título.

CDD: 620.00113

ILAN SOUSA FIGUEIRÊDO

SIMULAÇÃO DE DEPOSIÇÃO PULMONAR DE PARTÍCULAS  
FINAS E ULTRAFINAS: UMA AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO À  
SAÚDE HUMANA EM DIFERENTES AMBIENTES

Defesa apresentada como requisito final para a obtenção do título de Mestre  
em Modelagem Computacional e Tecnologia Industrial, Centro Universitário  
SENAI CIMATEC.

Banca Examinadora

Professora Dr.<sup>a</sup> Lílian Lefol Nani Guarieiro – Orientadora  
Doutora em 2010 em Química pela Universidade Federal da Bahia, Salvador,  
Brasil  
Centro Universitário SENAI CIMATEC

Dr.<sup>a</sup> Aline Lefol Nani Guarieiro - Coorientadora  
Doutora em 2011 em Química pela Universidade Federal da Bahia, Salvador,  
Brasil  
Centro Universitário SENAI CIMATEC

Professor Dr. Davidson Martins Moreira - Membro interno da Banca  
Doutor em 2000 em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul, Brasil  
Centro Universitário SENAI CIMATEC

Professor Dr. Alex Álisson Bandeira Santos - Suplente interno da Banca  
Doutor em 2010 em Energia e Ambiente pela Universidade Federal da Bahia,  
Brasil  
Centro Universitário SENAI CIMATEC

Professor Dr. Jailson Bittencourt de Andrade – Membro Interno da Banca  
Doutor em 1986 em Química pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de  
Janeiro, Brasil  
Centro Universitário SENAI CIMATEC

Professora Dr.<sup>a</sup> Gisele Olímpio da Rocha – Membro Externo da Banca  
Doutor em 2003 em Química pela Universidade Estadual Paulista Júlio de  
Mesquita Filho – UNESP  
Universidade Federal da Bahia

“Lutar e lutar, até que cordeiros se transformem em leões...” (Robin Hood).

## AGRADECIMENTOS

Nesta caminhada foram muitas pessoas fundamentais que me deram apoio para a minha formação de mestre, portanto, confesso aqui a minha gratidão para todas elas.

Primeiramente, agradeço a meus pais, não apenas pelo financiamento do curso (essencial), mas pelo maior motivo de todos, a educação com amor passada de pais para filho, com certeza sem eles o caminho teria sido mais árduo ou até mesmo impossível.

Segundamente, agradeço a todos os meus familiares, amigos e, especialmente a minha namorada Dr.<sup>a</sup> Gabriela Gama, por sempre me motivarem nos estudos e me apoiarem durante os momentos íngremes.

Sou eternamente grato a confiança depositada da professora Dr.<sup>a</sup> Lílian Lefol Nani Guarieiro em minha pessoa, e também pela grande orientação dada durante todo o mestrado: sempre presente e exigente nos estudos e trabalhos acadêmicos.

Gostaria também de destacar a coorientação concedida pela Dr.<sup>a</sup> Aline Lefol Nani Guarieiro, sempre disponível e presente na sinergia da pesquisa.

Agradeço ao grupo coordenado pelo professor Dr. Jailson Bittencourt de Andrade do Laboratório de Pesquisa Aplicada em Química da UFBA e ao INCT de Energia e Ambiente pelo fornecimento de materiais e equipamentos para execução da pesquisa.

Sou grato aos membros da banca: Prof. Dr. Davidson Martins Moreira, Prof. Dr. Jailson Bittencourt de Andrade e Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Gisele Olímpio da Rocha, por se disponibilizarem para colaborar na construção deste trabalho.

Meus agradecimentos também para os meus colegas de mestrado, turma de alto nível que me motivava estudar rotineiramente, e também por terem tornado a minha caminhada mais suave.

Agradeço também a todo o corpo docente do PPG MCTI que contribuíram vastamente nos meus conhecimentos em Sistemas Complexos.

Agradeço aos colegas do Laboratório Integrado e Aplicado em Química (LIPAQ), pela cumplicidade diária dentro do Centro Universitário SENAI CIMATEC.

Enfim, agradeço a Deus, pois sei que sem ele não chegaria até aqui.

## RESUMO

Os poluentes atmosféricos são uma mistura complexa de gases tóxicos e material particulado (MP), quando inalados os compostos orgânicos e as espécies metálicas associadas ao MP podem causar sérios danos à saúde humana. Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa foi simular a deposição pulmonar de partículas finas e ultrafinas oriundas de diferentes fontes de poluição atmosférica. Foram selecionados 4 diferentes sítios para avaliar a deposição pulmonar das partículas geradas nos ambientes. Em três sítios, a distribuição de tamanho e número das partículas (no intervalo de diâmetro aerodinâmico de 10 a 289 nm) foram obtidas ao ar livre durante três períodos de amostragem (9h, 13h e 17h). Em um quarto sítio, a coleta foi realizada na faixa de 10 a 420 nm de diâmetro aerodinâmico em ambiente um controlado (exaustão de motor diesel montado sobre dinamômetro de bancada). A simulação da exposição de indivíduos ao MP foi realizada através do modelo computacional *Multiple-Path Particle Model* que utiliza algoritmos para calcular a deposição e a eliminação de aerossóis monodispersos e polidispersos no trato respiratório de animais ou de seres humanos. Foi possível observar que o sítio com alto fluxo de veículos pesados apontou a maior concentração de partículas entre os diâmetros de 85 a 103 nm. A simulação computacional da deposição pulmonar possibilitou indicar os principais diâmetros aerodinâmicos capazes de alcançar regiões onde ocorrem a hematose pulmonar. Em seguida, o trabalho simulou a deposição pulmonar de indivíduos adultos expostos à cada diferente tipo de ambiente durante 10 anos. Os resultados da simulação mostraram uma deposição no trato respiratório humano de 20 vezes maior para o diâmetro de 85 nm e de 28 vezes maior para o diâmetro 113 nm em relação ao sítio mais poluente (ambiente confinado com alta circulação de veículos diesel) com os menos poluentes (ambientes abertos com baixa circulação de veículos). Portanto, o experimento mostra uma relevante dissimilaridade na inalação/deposição de partículas finas e ultrafinas entre indivíduos de cada sítio e aponta o porquê desses poluentes serem tão danosos à saúde humana.

**Palavras-chave:** Material Particulado, Emissão Veicular; Deposição Pulmonar; Multiple-path Particle Model.

## ABSTRACT

Air pollutants are a complex mixture of toxic gases and particulate matter (PM), when inhaled organic compounds and metal species associated with PM can cause serious damage to human health. In this context, the objective of this research was to simulate the pulmonary deposition of fine and ultrafine particles from different sources of air pollution. Four different sites were selected to evaluate the pulmonary deposition of the particles generated in the environments. At three sites, the particle size and number distribution (in the aerodynamic diameter range from 10 to 289 nm) were obtained outdoors during three sampling periods (9h, 13h, and 17h). In a fourth site, the collection was performed in the range of 10 to 420 nm aerodynamic diameter in a controlled environment (diesel engine exhaust mounted on bench dynamometer). The simulation of the exposure of individuals to PM was performed using the Multiple-Path Particle Model computational model that uses algorithms to calculate the deposition and elimination of monodisperse and polydisperse aerosols in the respiratory tract of animals or humans. It was possible to observe that the site with high flow of heavy vehicles indicated the highest concentration of particles between the diameters of 85 to 103 nm. The computational simulation of pulmonary deposition made it possible to indicate the main aerodynamic diameters capable of reaching regions where pulmonary hematose occurs. The study then simulated lung deposition of adult individuals exposed to each different type of environment for 10 years. The simulation results showed a 20-fold greater deposition in the human respiratory tract for the diameter of 85 nm and 28-fold greater for the diameter 113 nm in relation to the most polluting site (confined environment with high circulation of diesel vehicles) with less pollutants (open environments with low vehicle traffic). Therefore, the experiment shows a relevant dissimilarity in the inhalation / deposition of fine and ultrafine particles between individuals of each site and points out the reason why these pollutants are so harmful to human health.

**Keywords:** Particulate matter, Vehicle emission; Alveolar deposition; Multiple-path Particle Model.



## LISTA DE TABELAS

TABELA 1. PADRÕES DE QUALIDADE DO AR BRASILEIRO .....	29
TABELA 2. NÍVEIS DE ATENÇÃO, ALERTA E EMERGÊNCIA PARA POLUENTES E SUAS CONCENTRAÇÕES.....	30
TABELA 3. ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR.....	31
TABELA 4. PADRÕES NACIONAIS DE QUALIDADE DO AR AMBIENTE DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA .....	32
TABELA 5. NORMAS DA QUALIDADE DO AR DA UNIÃO EUROPEIA E AS DIRETRIZES DA OMS.....	33
TABELA 6. PADRÕES DE QUALIDADE AMBIENTAL NO JAPÃO.....	34
TABELA 7. PADRÕES DE QUALIDADE DO AR DO BRASIL, EUA, UE E JAPÃO. ....	35
TABELA 8. LIMITES MÁXIMOS DE EMISSÕES DE POLUENTES PARA VEÍCULOS LEVES DE PASSAGEIROS. ....	39
TABELA 9. LIMITES MÁXIMOS DE EMISSÕES DE POLUENTES PARA VEÍCULOS LEVES COMERCIAIS.....	40
TABELA 10 LIMITES MÁXIMOS DE EMISSÃO DE POLUENTES CORPORATIVO PARA VEÍCULOS DA FASE PROCONVE L-8 .....	41
TABELA 11. LIMITES MÁXIMOS DE EMISSÃO DE POLUENTES CORPORATIVO PARA VEÍCULOS DA FASE PROCONVE L-8 .....	42
TABELA 12. LIMITES DE EMISSÕES PARA VEÍCULOS PESADOS.....	43
TABELA 13. LIMITE DE EMISSÕES PARA VEÍCULOS PESADOS EURO VI.....	44
TABELA 14. LIMITES MÁXIMOS DE EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS RUIDOS TOLERADOS PARA O GRUPO MOTOGERADORES UTILIZADOS POR EDIFICAÇÕES PÚBLICAS E PRIVADAS NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO .....	46
TABELA 15. VALORES DOS COEFICIENTES DA EQUAÇÃO 3.....	58
TABELA 16. FONTES COMUNS E INTERVALOS DE TAMANHO DE PARTÍCULAS.....	64
TABELA 17. CARACTERÍSTICAS DE POSSÍVEIS FONTES DE POLUIÇÃO DE MP NOS SÍTIOS DE PESQUISA .....	68
TABELA 18 ESPECIFICAÇÕES DO MOTOR DIESEL E DO DINAMÔMETRO.....	73
TABELA 19. DIESEL COMERCIAL E MISTURAS COMBUSTÍVEIS PREPARADAS UTILIZADAS NO ENSAIO.....	73
TABELA 20. VALORES DE ENTRADA PARA O MODELO MPPD.....	75
TABELA 21. CONCENTRAÇÃO DE NÚMERO DE PARTÍCULAS EMITIDAS PELO SÍTIO EL, PB E BN.....	78
TABELA 22. ÍNDICES DE CORRELAÇÃO PARA AMOSTRAGEM DE MP NO MEIO DE SEMANA E AOS FINAIS DE SEMANA DE CADA SÍTIO. ....	81
TABELA 23. CONCENTRAÇÃO DE NÚMERO DE PARTÍCULAS EMITIDAS NA COMBUSTÃO INCOMPLETA DAS MISTURAS B10, B20, B30, B40 E B50. ....	84
TABELA 24. EMISSÃO DE MP <i>VERSUS</i> LIMITES DE EMISSÃO PARA AS MISTURAS DIESEL/BIODIESEL, SEGUNDO NOVA FASE P-8 DO PROCONVE.....	85
TABELA 25.COMPARAÇÃO DE EMISSÃO DE MP NA ATMOSFERA DAS MISTURAS B20, B30, B40 E B50 EM RELAÇÃO AO B10. ....	86

## LISTAS DE FIGURAS

FIGURA 1. DISTRIBUIÇÃO MULTIMODAL DA FORMAÇÃO DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS .....	20
FIGURA 2. ESQUEMA DO PROCESSO DE FORMAÇÃO DE PARTÍCULAS.....	25
FIGURA 3. HISTÓRICO DE LEGISLAÇÃO DE EMISSÕES BRASILEIRAS PARA VEÍCULOS PESADOS .....	45
FIGURA 4. REPRESENTAÇÃO DE ÁREAS ONDE O MP DE PROCESSOS DE COMBUSTÃO INCOMPLETOS É DEPOSITADO NO CORPO .....	50
FIGURA 5. CORRELAÇÃO DA GERAÇÃO COM O POSICIONAMENTO DA PARTÍCULA NO TRATO RESPIRATÓRIO.....	51
FIGURA 6. MODELOS DISPONÍVEIS NO MPPD 3.04 .....	60
FIGURA 7. FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA APLICADA NO TRABALHO .....	67
FIGURA 8. LOCALIZAÇÃO DA CIDADE SALVADOR. ....	69
FIGURA 9. MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DA LAPA. ....	69
FIGURA 10. MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA BASE NAVAL DE ARATU E DA ILHA DE MARÉ. ....	71
FIGURA 11. ESQUEMA ILUSTRATIVO DA COLETA DE MP NO SÍTIO MD. ....	72
FIGURA 12. DISTRIBUIÇÃO DE NÚMERO E TAMANHO DE PARTÍCULAS PARA (A) EL MEIO DE SEMANA, (B) EL FINAL DE SEMANA, (C) PB MEIO DE SEMANA, (D) PB FINAL DE SEMANA, (E) BN MEIO DE SEMANA E (F) BN FINAL DE SEMANA.....	79
FIGURA 13. MÉDIA DIÁRIA PARA A DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHO E NÚMERO DE MP PARA CADA SÍTIO.....	82
FIGURA 14. DISTRIBUIÇÃO DE NÚMERO E TAMANHO DE PARTÍCULAS EMITIDAS NA QUEIMA DAS MISTURAS B10, B20, B30, B40 E B50 NO MD.....	83
FIGURA 15. ESQUEMA ILUSTRATIVO DOS LÓBULOS PULMONARES HUMANO.....	87
FIGURA 16. FRAÇÃO DE DEPOSIÇÃO DE MP NOS LÓBULOS DO PULMÃO PARA O SÍTIO EL. ....	88
FIGURA 17. FRAÇÃO DE DEPOSIÇÃO DAS PARTÍCULAS DA EL POR NÚMERO DE GERAÇÃO PARA CADA DIÂMETRO AERODINÂMICO DE PARTÍCULA .....	89
FIGURA 18. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR AO LONGO DE 10 ANOS PARA PARTÍCULAS COM 85 NM E 113 NM DE DIÂMETRO PARA O SÍTIO EL .....	90
FIGURA 19. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR DOS SÍTIOS PB E BN, AO LONGO DE 10 ANOS, PARA PARTÍCULAS COM 85 NM E 113 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO .....	91
FIGURA 20. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR DO SÍTIO EL, AO LONGO DE 10 ANOS, PARA PARTÍCULAS COM 10 E 20 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO.....	92
FIGURA 21. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR DOS SÍTIOS PB E BN, AO LONGO DE 10 ANOS, PARA PARTÍCULAS COM 20 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO.....	93
FIGURA 22. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR DOS SÍTIOS PB E BN, AO LONGO DE 10 ANOS, PARA PARTÍCULAS DE 10 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO. ....	93
FIGURA 23. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR AO LONGO DE 10 ANOS PARA PARTÍCULAS COM 113 OU 116 NM E 85 OU 86 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO.....	94

FIGURA 24. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR AO LONGO DE 10 ANOS PARA PARTÍCULAS COM 10 OU 12 NM E 20 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO.....	95
FIGURA 25. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR DO SÍTIO MD PARA PARTÍCULAS COM 115 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO.....	96
FIGURA 26. DEPOSIÇÃO ALVEOLAR DO SÍTIO MD PARA PARTÍCULAS COM 86 NM DE DIÂMETRO AERODINÂMICO.....	97

## LISTAS DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APS	Dimensionador de Partículas Aerodinâmico
ARA	<i>Applied Research Associates</i>
BN	Base Naval de Aratu
CCN	Núcleos de condensação de nuvens
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CFD	Dinâmica dos Fluidos Computacional
CIA	Centro Industrial de Aratu
CM	Concentração Mássica
CN	Concentração Numérica
CNPE	Conselho Nacional de Política Energética
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPC	Condensation Particle Counter
Dp	Diâmetro Aerodinâmico
EL	Estação da Lapa
EPA	Environmental Protection Agency
EUA	Estados Unidos da América
FRC	Capacidade Respiratória Funcional
GEE	Gases de Efeito Estufa
GNV	Gás Natural Veicular
GTR	Regulamento Técnico Global
HPA	Hidrocarboneto Policíclico Aromático
I/M	Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso
IARC	<i>International Agency For Research On Cancer</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICRP	Comissão Internacional de Proteção Radiológica
IQAR	Índice de Qualidade do Ar
LUDEP	<i>Lung Dose Evaluation Program</i>
NAAQS	<i>National Ambient Air Quality Standards</i>
MD	Motor Diesel
MP	Material Particulado
MPPD	<i>Multiple-Path Particle Dosimetry</i>
NCRP	<i>National Council On Radiation Protection &amp; Measurements</i>
NMHC	Hidrocarbonetos Não Metano
OGR	Óleos e gorduras residuais
OMS	Organização Mundial da Saúde
PB	Praia de Botelho
PCPV	Planos de Controle de Poluição Veicular

PROCONVE	Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial
PRONACOP	Programa Nacional de Avaliação Da Qualidade Do Ar
PRONAR	Programa Nacional de Controle E Qualidade Do Ar
PTS	Partículas Totais em Suspensão
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
RSL	Revisão Sistemática de Literatura
SCR	Redução por Catálise Seletiva
SEMA	Secretaria do Meio Ambiente
SIP	<i>State Implementation Plan</i>
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SMPS	<i>Scanning Mobility Particle Sizer</i>
TB	Traqueobrônquica
UCS	Union of Concerned Scientists
UNECE	Comissão Econômica das Nações Unidas
URT	Trato Respiratório Superior

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>18</b>
2.1. OBJETIVO GERAL.....	18
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>19</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DE MP ATMOSFÉRICO .....	19
3.1.1 <i>Partículas Biogênicas</i> .....	21
3.1.2 <i>Partículas Antrópicas</i> .....	22
3.2 EMISSÕES VEICULARES .....	24
3.3 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NACIONAL E INTERNACIONAL DA QUALIDADE DO AR ....	27
3.4 IMPACTO DE MP NA SAÚDE .....	47
3.5 DEPOSIÇÃO PULMONAR DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS NO TRATO RESPIRATÓRIO .....	48
3.5.1 <i>Mecanismos Físicos da Deposição Pulmonar</i> .....	51
3.6 MODELAGEM PULMONAR.....	53
3.7 ESTADO DA ARTE.....	61
3.7.1 <i>Estudos Recentes de Modelagem de Deposição Pulmonar de Partículas</i> .....	62
<b>4. METODOLOGIA</b> .....	<b>67</b>
4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM.....	67
4.1.1 <i>Estação da Lapa - EL</i> .....	68
4.1.2 <i>Praia de Botelho - PB</i> .....	70
4.1.3 <i>Base Naval – BN</i> .....	71
4.1.4 <i>Motor diesel – MD</i> .....	72
4.2 AMOSTRAGEM E INSTRUMENTAÇÃO .....	74
4.2 SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL DA DEPOSIÇÃO PULMONAR UTILIZANDO MPPD	75
4.3 CONVERSÃO DE CONCENTRAÇÃO DE NÚMERO DE PARTÍCULAS PARA CONCENTRAÇÃO DE MASSA DE PARTÍCULAS .....	76
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>78</b>
5.1 AVALIAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHO E NÚMERO DE PARTÍCULAS NOS AMBIENTES DE ESTUDO .....	78
5.2 SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL DA DEPOSIÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO NO TRATO RESPIRATÓRIO .....	86
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	<b>98</b>
<b>7. REFERÊNCIAS</b> .....	<b>101</b>
<b>ANEXO A – DIVULGAÇÃO DA PESQUISA</b> .....	<b>114</b>
<b>ANEXO B – RELATÓRIO DE ENSAIO DO BIODIESEL B100</b> .....	<b>115</b>

## 1. Introdução

De acordo com o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), são poluentes atmosféricos qualquer forma de matéria em quantidade, concentração, tempo ou outras características, que tornem ou possam tornar o ar impróprio ou nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade ou às atividades normais da comunidade (MMA, 2018).

A Agência de Proteção ao Meio Ambiente norte americana (Environmental Protection Agency – EPA) conceitua o Material Particulado (MP) como uma mistura de partículas sólidas e líquidas que se encontram suspensas na atmosfera. O poluente é apontado na literatura como causador de impactos negativos ao meio ambiente e à saúde humana (HUSSEIN et al., 2013).

A Agência Internacional de Pesquisa Sobre Câncer (no inglês, International Agency for Research on Cancer – IARC) em 2015, considerou o MP como uma das principais causas de óbito por câncer, e também o principal cancerígeno para os seres humanos - classificado no grupo I<sup>1</sup> - (IARC, 2015). Pois, a exposição de indivíduos ao MP pode afetar intensamente os lóbulos pulmonares e o coração, principalmente as de diâmetro aerodinâmico inferiores à 0,1 micrometros, pois, possuem a capacidade de atingir os ácinos alveolares do trato respiratório.

Os principais impactos ambientais do MP relatados são as propriedades de alterar a qualidade do ar, dos alimentos, das águas e do clima, como por exemplo: redução da visibilidade da atmosfera, acidez de lagos e riachos, adulteração de nutrientes em bacias hidrográficas, poluição em plantações agrícolas e contribuição para os efeitos da chuva ácida (NIE et al., 2018).

O MP consiste em milhares de compostos orgânicos e inorgânicos, a fração de partículas solúveis no ar consistem principalmente em aldeídos, alcanos, alcenos, hidrocarbonetos alifáticos, hidrocarboneto policíclico aromático (HPAs) e seus derivados. (EPA, 2004; MOHANKUMAR; SENTHILKUMAR, 2017). A vasta variedade de sua composição ocorre por existir diversas fontes de MP, as principais fontes naturais são aerossol marinho e poeiras vulcânicas, já as proveniente da ação humana são queima de hidrocarbonetos em refinarias, queima de carvão em usinas de energia, tratamento térmico de resíduos perigosos e emissões veiculares (ZHANG et al., 2007).

---

<sup>1</sup> Classificação do ranking da IARC – Grupo 1: o agente é carcinogênico a humanos - grupo 2A: o agente provavelmente é carcinogênico a humanos – grupo 2B: o agente é possivelmente carcinogênico a humanos – grupo 3: o agente não é classificado como carcinogênico a humanos – grupo 4: o agente não é carcinogênico

Ocasionalmente, os termos MP e aerossol atmosférico são fundidos conceitualmente na literatura, porém, ambos possuem significados distintos, pois, divergente do conceito do MP explicado pela EPA, o aerossol atmosférico pode ser composto por partículas sólidas, líquidas e gasosas.

A origem de MP pode ser classificada de duas maneiras: partículas primárias e secundárias. Partículas primárias são aquelas liberadas diretamente na atmosfera por uma fonte, essas incluem fuligem (carbono elementar) de fontes de combustão. Em geral, o MP primário compõe em grande parte partículas do modo grosso (diâmetro aerodinâmico superior que  $10\ \mu\text{m}$ ), já as partículas secundárias são formadas na atmosfera a partir de reações químicas envolvendo emissões primárias, assim, essas partículas podem se formar em locais distantes das fontes que liberam MP, exemplos incluem sulfatos formados a partir de emissões de dióxido de enxofre provenientes de usinas de energia e instalações industriais e nitratos formados a partir de óxidos de nitrogênio liberados de usinas de energia, fontes móveis e outras fontes de combustão. Diferente das partículas grossas, o MP secundário compõe predominantemente partículas finas (diâmetro aerodinâmico inferior que  $2,5\ \mu\text{m}$ ) (UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, 2015).

O tipo de fontes a literatura também os classifica de apenas duas formas, fontes: fixas (indústrias, usinas, incineradores de resíduos etc.) e fontes móveis (meios de transporte) (BRUNI et al., 2017).

O nível de toxicidade do MP para a saúde humana depende de parâmetros como a composição química e principalmente do diâmetro aerodinâmico ( $d_p$ ) das partículas (BEHERA et al., 2015). Os diâmetros aerodinâmicos das partículas governam vigorosamente as leis da física da deposição pulmonar, portanto, à vista disso, a EPA classifica as partículas da seguinte maneira: partículas finas  $MP_{2.5}$ , possuem o diâmetro aerodinâmico entre 0 e  $2,5\ \mu\text{m}$ ; partículas grossas  $MP_{10}$ , possuem o diâmetro aerodinâmico entre  $2,5$  e  $10\ \mu\text{m}$  (ESWORTHY, 2015). As partículas finas menores que  $0,1\ \mu\text{m}$  de diâmetro são denominadas de ultrafinas  $MP_{0.1}$  (HEI, 2013) e ainda as menores que  $0,05\ \mu\text{m}$  são conhecidas como nanopartículas ( $MP_{0.05}$ ) (BEHERA et al., 2015).

As partículas ultrafinas, por conta do seu tamanho, possuem a capacidade de penetrar profundamente nos lóbulos pulmonares, chegando a ultrapassar barreiras naturais do aparelho respiratório e alcançar as correntes sanguíneas (DOS SANTOS AMPARO; DO RIBEIRO; GUARIEIRO, 2014; ORAVISJÄRVI et al., 2011). Em razão de atingir regiões alveolares, essas podem se dispersar e se depositarem em quaisquer parte do corpo humano (e.g: coração, rim, bazo, fígado, cérebro etc), portanto, as partículas ultrafinas demonstram ser as mais prejudiciais à saúde humana em relação as partículas grossas (em concentrações de massa semelhantes) (KIM; KABIR; KABIR, 2015). Estudos realizados



demonstram que as partículas ultrafinas podem ter uma grande relevância na deposição pulmonar de HPAs, uma vez que essas são conhecidas por serem fortemente mutagênicos e potenciais cancerígenos humanos (KAWANAKA et al., 2009; WANG et al., 2018).

A origem das partículas pode ser derivada de fontes biogênicas e antrópicas. As fontes antrópicas são geralmente compostas de partículas ultrafinas, enquanto fontes biogênicas são comumente compostas de partículas grossas (AVINO et al., 2016).

As partículas biogênicas podem ser compostas por componentes provenientes de plantas (pólen, endósporos e fragmentos de folhas) ou animais (pelos, penas e gotículas de diversos fluidos corporais), mas também pode conter alta abundância de microrganismos. Tais micróbios que ocorrem no ar ambiente, entre outros, incluem bactérias (e.g. *Legionella*, *Actinomyces*), fungos (e.g. *Histoplasma*, *Alternaria*, *Penicillium*, *Aspergillus*), protozoários (e.g. *Naegleria*, *Acanthamoeba*) e vírus (e.g. *Influenza*) e fragmentos de algas (e.g. *Chlorococcus*) (FRÖHLICH-NOWOISKY et al., 2016; OWEN; ENSOR; SPARKS, 1992; SELTZER, 1995). Para simplificar a análise das características das partículas biogênicas, pois a variedade é vasta, foram classificadas nos seguintes grupos:

- I. Derivado microbialmente - inclui bactérias, vírus, protozoários, algas, pólen e esporos - dentro desse grupo, existem duas subclasses: pólen e esporos, e microrganismos. Da primeira subclasse, os grãos de pólen são geralmente muito maiores que 2,5  $\mu\text{m}$ , já os esporos dos fungos estão geralmente na faixa de tamanho de 1-10  $\mu\text{m}$ , porém, existem esporos com diâmetros aerodinâmicos tão pequenos quanto 350 nm. Da segunda subclasse, os microrganismos são as menores partículas de PBOA, com vírus em torno de 200 nm (COZ et al., 2010).
- II. Biomassa não viva – inclui todas as outras partículas orgânicas de origem humana, animal, inseto e resíduo de vegetação – a ruptura de células epiteliais pode fornecer partículas até 30 nm de tamanho.

As partículas antrópicas de maior abundância na poluição atmosférica, principalmente nos centros urbanos, são as oriundas da combustão veiculares (KARAGULIAN et al., 2015). Dentre todos os automóveis, veículos a diesel são os mais preocupantes, pois a emissão desses ocorre principalmente na faixa de tamanhos ultrafinos (KITTELSON, 1998; KITTELSON; WATTS; JOHNSON, 2002). A maioria das partículas emitidas na queima de diesel variam entre 1 nm e 1  $\mu\text{m}$ , e mais de 90% são menores do que 0,050  $\mu\text{m}$ . A grande maioria dessas partículas são aglomerados que consistem principalmente em partículas primárias esféricas de cerca de 15 a 40 nm de diâmetro (BURTSCHER, 2005).

Outro fator preocupante das partículas emitidas na queima de diesel, se deve a grande área superficial que essas possuem e, por essa característica, podem adsorver vários compostos suspensos no ar que podem ser tóxicos, mutagênicos e carcinogênicos (e.g HPA, nitro-HPA, oxy-HPA) (COHEN; NIKULA, 1999; ORAVISJÄRVI et al., 2011).

Para compreender os efeitos prejudiciais à saúde a respeito da inalação de PARTÍCULAS ULTRAFINAS, é necessário determinar a dose depositada no trato respiratório durante a exposição do indivíduo. A deposição acontece por diversos parâmetros, esses incluem: concentração da partícula, tempo de exposição, padrão de respiração, taxa de respiração, morfologia pulmonar e propriedades da partícula como tamanho, higroscopicidade, forma e densidade. Os menos conhecidos desses parâmetros, geralmente, são os relacionados aos indivíduos expostos, como comportamento respiratório e parâmetros intrínsecos (e.g: idade, gênero e estado de saúde) (RISSLER et al., 2017). Além disso, estudos recentes têm indicando que a deposição pulmonar de MP aumenta quando o indivíduo se exercita em comparação com a condição de descanso (LI et al., 2016).

É possível estimar a dose depositada no sistema respiratório por modelo matemáticos, em que existem dois modelos mais usais, esses são: o modelo da Comissão Internacional de Proteção Radiológica (do inglês International Commission on Radiological Protection – ICRP) e o modelo Dosimetria de Partículas de Múltiplos Caminhos (do inglês Multiple-Path Particle Dosimetry - MPPD) (HUSSEIN et al., 2013). Os parâmetros usados nesses modelos para calcular a fração de deposição foram supracitados no parágrafo anterior.

Compreendo a problemática, o presente trabalho busca avaliar a exposição de indivíduos às partículas ultrafinas, utilizando o equipamento SMPS, em quatro sítios distintos. Os sítios escolhidos foram a praia de Botelho - ambiente litorâneo com baixo fluxo de veículos e perto de zona industrial -, estação da Lapa - ambiente fechado com alto fluxo de veículos pesados -, base naval de Aratu - ambiente litorâneo com alto fluxo de veículos pesados e leves; e também com descarregamento de navios e perto de zona industrial -, e por fim, sítio motor diesel - ambiente controlado para ensaios de emissões veiculares. As coletas de MP dos três primeiros sítios foram realizadas respectivamente em julho, maio e setembro de 2010 com o dispositivo 3080 TSI. O sítio MD foi coletado MP em uma campanha realizada em janeiro e março de 2018 no SENAI CIMATEC através do dispositivo 3910 TSI.

A comparação da exposição de indivíduos à MP fino e ultrafino tem relevância na área da saúde, meio ambiente e automotiva. Pois, a gravidade da deposição pulmonar das partículas finas e ultrafinas é apontado como principal causador de câncer aos não fumantes.

## **2. Objetivos**

### **2.1. Objetivo Geral**

O objetivo geral deste trabalho foi simular a deposição pulmonar humana de partículas finas e ultrafinas oriundas de diferentes tipos de fontes de poluição atmosférica utilizando MPPD (*Multiple-path Particle Model*).

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Quantificar o Material Particulado de diâmetros finos e ultrafinos em quatro sítios diferentes;
- Avaliar a concentração e a distribuição de números e tamanhos de MP dos ambientes de estudo;
- Simular e avaliar a exposição de indivíduos ao MP dos sítios estudados utilizando o modelo computacional MPPD.

### 3. Revisão de literatura

#### 3.1 Caracterização de MP atmosférico

Os efeitos do MP no clima, na radiação solar, na nuvens e saúde humana dependem fortemente de suas características ópticas, físicas e químicas, incluindo a profundidade óptica colunar<sup>2</sup>; concentração de partículas; distribuição de tamanho; albedo de espalhamento único<sup>3</sup>; índice de refração; composição química; tipo e processos de mistura na atmosfera (NASA, 2005; ROSENFELD et al., 2014). Devido às suas diversas fontes, alta variabilidade espaço-temporal e propriedades ópticas complexas, o MP permanecem como uma das maiores incertezas do sistema climático da Terra (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2014). Portanto, as propriedades de MP são aspectos cruciais a serem investigados para entender suas influências no balanço de radiação, clima, qualidade do ar, ecossistemas e saúde humana.

As concentrações aumentadas de MP atmosféricos, especialmente as originadas da queima de biomassa, queima de combustíveis fósseis e emissões industriais, tornaram-se a principal questão de alteração climática de origem antrópica (CAMPBELL et al., 2013; CARMICHAEL et al., 2009). A depender do tipo de composição, o MP pode tender a dispersar e/ou absorver a luz solar (efeito radiativo direto) afetando a quantidade e a distribuição espectral da radiação solar incidente e a quantidade de energia de radiação da Terra (HAYWOOD; BOUCHER, 2000; KANNIAH; YASO, 2010). Indiretamente, afeta o balanço radiativo e o clima através de seu impacto nos processos microfísicos de núcleos de condensação de nuvens (CCN) (ROSENFELD et al., 2014). O MP atmosférico também causa efeitos nocivos na saúde humana, principalmente doenças pulmonares e oculares, como um dos principais componentes da poluição do ar e degradação da visibilidade (REID et al., 2013).

O MP pode ser caracterizado pelo diâmetro aerodinâmico das partículas, segundo a EPA, o MP<sub>10</sub> são as partículas grossas de até 10 micrometros de diâmetro aerodinâmico, o MP<sub>2,5</sub> são as partículas finas que possuem até 2,5 micrometros, o MP<sub>0,1</sub> são as partículas ultrafinas com no máximo 0,1 micrometros, e por fim, o MP<sub>0,05</sub> são as nanopartículas de até 0,05 micrometros de diâmetro aerodinâmico. A origem do MP também pode ser classificada conforme os processos de origem: biogênicas (naturais) e antrópicas (causados pelo homem).

O processo de formação de MP consiste em fenômenos físicos e químicos que impactam diretamente na distribuição de número e tamanho de partículas

---

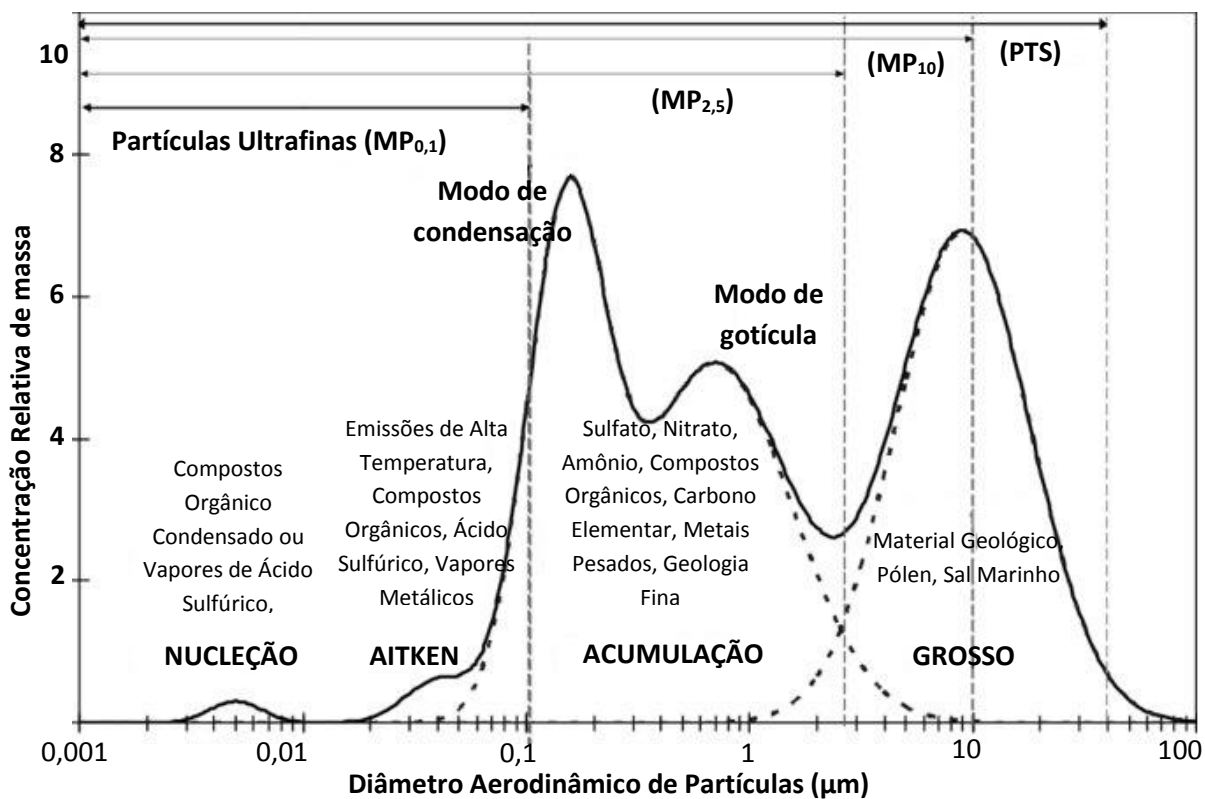
<sup>2</sup> A profundidade de ótica é um indicador da quantidade de MP na coluna vertical da atmosfera, sendo assim, um parâmetro fundamental na avaliação do forçante radiativa e seu impacto sobre o clima.

<sup>3</sup> O albedo de espalhamento único caracteriza a natureza intrínseca do MP de espalhamento e absorção de radiação. Essa propriedade mede a razão entre o espalhamento e a extinção (que é a soma do espalhamento e absorção da radiação solar que interage com o MP).

na atmosfera, portanto, o transcurso de formação das partículas pode ser classificado em quatro seguintes modos fundamentais: (i) modo de nucleação; (ii) modo Aitken; (iii) modo de acumulação e, por fim, (iv) modo grosso (GUARIEIRO; GUARIEIRO, 2015). Algumas variáveis extrínsecas do processo (e.g: local, condições termodinâmicas, tempo, condições atmosféricas e topografia) também podem impactar diretamente na formação de tamanho e número de partículas emitidas na atmosfera (KITTELSON; KRAFT, 2014).

A Figura 1 exibe os modos diferentes em uma distribuição de tamanho de partícula atmosférica típica. Os modos Nucleação e Aitken geralmente se sobrepõem. Note que a linha pontilhada do modo de acumulação penetra em tamanhos  $<0.1 \mu\text{m}$ , assim como o modo  $\text{MP}_{10-2.5}$  no modo de acumulação. Fontes e processos que afetam cada modo são indicados. As Partículas Totais em Suspensão (PTS) referem-se a todos os tamanhos de partículas, mas nesse caso com ponto de corte em  $50 \mu\text{m}$ .

Figura 1. Distribuição multimodal da formação de partículas atmosféricas



Fonte: (WATSON et al., 2010)

As partículas do modo de nucleação se encontram na faixa de diâmetro de 3 a 30 nm, e consistem em um processo em que as partículas são formadas a partir de reagentes de fase gasosa, essa reação é dada por adição de radical de hidrocarbonetos de pequeno porte para formar moléculas aromáticas de grande porte por meio do processo de iniciação das partículas (MOHANKUMAR; SENTHILKUMAR, 2017). A nucleação é geralmente caracterizada por alta

intensidade, curta duração e alta frequência (DALL'OSTO et al., 2013), logo, indica que sua recente formação ocorre nas proximidades da fonte de origem. Os mecanismos de explosões de nucleação são complicados e podem diferir de local para local.

O modo Aitken são partículas na faixa de diâmetro aerodinâmico de 30 a 110 nm. Os modos Aitken e Nucleação juntos compõe a faixa de tamanho das partículas ultrafinas e, devido a sua massa, podem percorrer até algumas centenas de quilômetros, antes de mudar por coagulação e crescimento. As partículas do modo Aitken são mais influenciadas pelas emissões do tráfego e da indústria (NØJGAARD et al., 2012).

O modo de acumulação possui uma faixa de tamanho de aproximadamente 20 a 500 nm de diâmetro aerodinâmico. Durante seu processo ocorre a aglomeração de partículas através de colisões entre partículas, o que leva a diminuir o número de partículas e aumentar o tamanho aerodinâmico (MOHANKUMAR; SENTHILKUMAR, 2017).

Por fim, o modo grosso consiste em partículas maiores que 1  $\mu\text{m}$ . Essas partículas relativamente grandes são formadas por mecanismos de nucleação, condensação e coagulação

### 3.1.1 Partículas Biogênicas

As partículas biogênicas são onipresente na natureza, pois possuem conexões biogeoquímicas com ambientes oceânicos, atmosféricos e terrestres (FRÖHLICH-NOWOISKY et al., 2016) As partículas biogênicas possuem uma relevante função nos biosistemas, no impacto prejudicial à saúde humana; na composição química da atmosfera terrestre; no processo de formação de partículas e interações do ecossistema.

As principais composições de partículas biogênicas no ar são bactérias, fungos, vírus, protozoário e fragmentos de algas (microbianas).

O tamanho e a morfologia das partículas biogênicas possuem alta variabilidade na caracterização. Enquanto os vírus são geralmente menores que 0,2  $\mu\text{m}$ , as bactérias, esporos e células fúngicas variam em tamanho entre 0,25  $\mu\text{m}$  e 60  $\mu\text{m}$ . Os diâmetros aerodinâmicos de pólen originados de vários *gymno*- e angiospermas variam de 5 a 300  $\mu\text{m}$ . A maioria das grandes variações no tamanho pode ser atestada por fragmentos de células transportadas pelo ar e colônias de células, variando de vários nanômetros a centenas de micrômetros (NEEF; AMANN; SCHLEIFER, 1995; REPONEN et al., 2011).

Formas de partículas biogênicas podem ser atribuídas as três seguintes categorias básicas: partículas com formas perfeitamente ou aproximadamente

esféricas (esporos, bactérias cocais, algum pólen), partículas com geometrias semelhantes a bastonetes (bacilos, pelos) e partículas com geometrias tipo disco ou plaquetas (poeiras, fragmentos de plantas) podem ser distinguidas com a ajuda de técnicas ópticas avançadas, como por exemplo microscopia eletrônica de transmissão (MET), microscopia eletrônica de varredura (MEV) e microscópio de força atômica (MFA) (BURGER, 1990; LUO et al., 2015).

Na década de 2000, cientistas publicaram estudos relevantes do aerossol marinho que, através de experimentos regionais, foi possível identificar a caracterização das partículas atmosféricas marinhas e, conseqüentemente, uma melhor compreensão dos processos que controlam a formação e a evolução dessas partículas. As distribuições atmosféricas de partículas biogênicas marinhas são particularmente complexas devido ao grande número de fontes variadas que possam interferir na amostragem (XUAN; SOKOLIK, 2002).

As concentrações de partículas atmosféricas marinhas estão normalmente na faixa de 100 a 300 partículas  $\text{cm}^{-3}$ . (STEINFELD, 1998) Por exemplo, um estudo feito no mar da china indicou uma moda altamente ampla na faixa de tamanho de 50 a 200 nm de diâmetro nos modos Aitken ou de acumulação com altas concentrações de partícula ( $dN/d \log D_p > 1.000$  partículas  $\text{cm}^{-3}$ ). Ainda no mesmo estudo, foi feita uma análise estatística de parâmetros de distribuições de tamanho de partículas biogênicas marinhas, onde as partículas do modo grosso compreenderam apenas 1% do número de partículas, mas 50-70% do volume total resultam principalmente da evaporação do spray do mar produzido por bolhas de ruptura de onda induzida pelo vento (STEINFELD, 1998). Outros estudos de concentrações de partículas atmosféricas marinhas também já foram relatados (DOMINICK et al., 2018; LIN et al., 2007).

### 3.1.2 Partículas Antrópicas

As principais fontes de partículas antrópicas são fumos, emissões veiculares e emissões indústrias. Na zona urbana, cerca de 90% da quantidade total das partículas antrópicas são oriundas de veículos automotivos. Diante disso, a contribuição das partículas antrópicas de veículo para a poluição do ar urbano tem sido amplamente investigada (AMATO et al., 2011; ARHAMI et al., 2009; KAM et al., 2012; LICHTVELD et al., 2014; WANG; PUI, 2013).

A rápida industrialização e urbanização causaram poluição do ar (principalmente) nos grandes centros urbanos, e partículas finas e ultrafinas se tornaram um dos principais problemas das principais cidades do mundo. Embora os países mais desenvolvidos estejam obtendo sucesso considerável na redução da poluição do ar, através de estratégias focadas e da proibição de indústrias altamente poluidoras (TØRSETH et al., 2012), uma proporção

significativa de europeus ainda vive em áreas onde os limites de MP regulados são constantemente excedidos (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2017a). Um estudo realizado em um local urbano perto de uma área industrial petroquímica, apresentou concentração de número elevado de partículas do modo de nucleação com a moda média de 5 a 20 nm e  $6 \times 10^4$  partículas  $\text{cm}^{-3}$  (DAI et al., 2017).

Estudos de distribuição de tamanho, número e massa de partículas provenientes do processo de combustão incompleta, revelou que o modo de nucleação consiste tipicamente em partículas na faixa de 3 a 30 nm de diâmetro aerodinâmico. Esse modo, geralmente, consiste de compostos orgânicos voláteis e de enxofre que se formam durante a diluição do escape e resfriamento, e também pode conter carbono sólido (fuligem) e compostos metálicos. O modo nucleação contém tipicamente 10% da massa das partículas e mais de 90% do número de partículas. O modo de acumulação se encontra na faixa de 20 a 500 nm consiste predominantemente de aglomerados carbonosos e material adsorvido, esse modo contém a maior parte de massa das partículas. Já o último modo de formação das partículas, conhecido como o modo grosso, contém 5 a 20% da massa da partícula. Consiste em partículas do modo de acumulação que foram depositadas nas superfícies do cilindro e do sistema de escape e posteriormente reentradas (KITTELSON; KRAFT, 2014).

Os efeitos nocivos das partículas antrópicas veiculares à saúde humana, principalmente aos indivíduos que residem em zona urbana, vem aumentando ao passar dos anos devido ao crescimento da frota veicular. Nos horários de pico, o trânsito veicular aumenta a sua densidade e, conseqüentemente, engarrafamentos enormes são criados nas cidades, aumentando o consumo de combustível, o número de material particulado emitidas pelo processo de combustão e o tempo de exposição das pessoas aos poluentes (GUERREIRO, 2016).

De modo geral, as partículas podem ser compostas de grandes aglomerados carbonáceos sólidos (cerca de 50%); compostos de enxofre e compostos orgânicos voláteis (a fração solúvel consiste principalmente em aldeídos, alcanos, alcenos, hidrocarbonetos alifáticos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos - HPAs e seus derivados) e compostos orgânicos insolúveis (GUARIEIRO et al., 2014a; MOHANKUMAR; SENTHILKUMAR, 2017).

O quantitativo dos poluentes a serem emitidos na atmosfera depende de fatores como o tipo de motor, a regulagem, a manutenção e o modo de condução/direção do veículo (GUERREIRO, 2016).



### 3.2 Emissões veiculares

As emissões relacionadas ao tráfego veicular têm sido uma grande preocupação, especialmente, nos últimos anos devido ao elevado número de partículas nocivas emitidas e aos consequentes efeitos adversos à saúde (BARBÄCK; FORSBERG, 2009; GAUDERMAN et al., 2007; LANKI et al., 2006).

Estudos recentes verificaram que veículos a diesel tendem a emitir partículas de menor diâmetro aerodinâmico em comparação aos de gasolina. Deve ser notado, que parâmetros de injeção de combustível, especialmente a pressão de injeção e o tempo de injeção, influenciam significativamente o tamanho das partículas e a distribuição da concentração numérica de partículas exaustivas do diesel (GOLOKHAVAST et al., 2015). A quantidade de partículas cresce com o aumento da carga do motor e reduz com o aumento da pressão de injeção de combustível (AGARWAL et al., 2015).

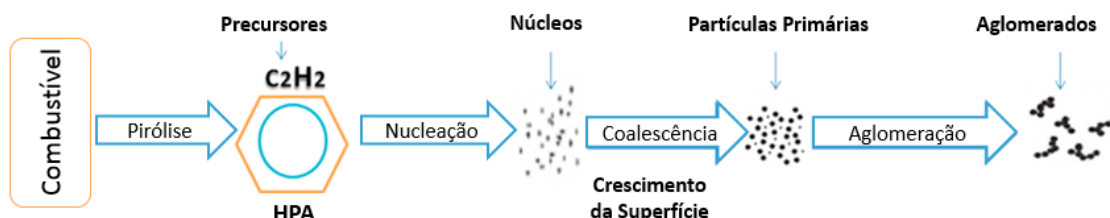
Descobriu-se que partículas de menor diâmetro aerodinâmico são emitidas de carros equipados com a mais recente tecnologia de controle de emissões do que os que cumprem padrões mais baixos (mais antigos). Essa surpresa pode ser justificada pelo design dos modernos motores a diesel, onde possuem injeção direta em trilho comum e uma pressão de injeção de combustível alta (1000 - 1500 bar). Menores gotas de combustível são introduzidas na câmara de combustão, enquanto a atomização e vaporização do combustível são superiores, gerando um aumento substancial na formação de partículas no modo de nucleação (FIEBIG et al., 2014).

No que diz respeito às emissões veiculares inorgânicas, essas originam principalmente da abrasão das peças do motor, tais como anel de pistão, camisa do cilindro, câmara de válvula, válvulas, rolamentos (Fe, Al, Cr, Ni, Cu, Pb), óleo de lubrificação (Zn, B, Mn, Ca) ou qualidade do combustível (Pb, Mn) (AGARWAL; GUPTA; KOTHARI, 2011). Nessa lógica, espera-se que a geração de veículos modernos tenha um impacto mínimo nas emissões reais desses metais. Além disso, a diferença na área da superfície entre as partículas emitidas pelos veículos mais novos e pelos mais antigos podem afetar a quantidade total de metais base adsorvidos no MP. Os parâmetros como área superficial e volume são também úteis na caracterização de aerossóis (KITTELSON; WATTS; JOHNSON, 2002). O tamanho das partículas esféricas primárias formadas depende de várias condições de operação do motor, como o tipo e condições de injeção (GUERREIRO, 2016).

Sobre o processo físico de formação das partículas, o fenômeno consiste basicamente da conversão de compostos orgânicos e inorgânicos, emitidos durante a queima, da fase gasosa para fase líquida, podendo chegar na fase sólida. Esse processo acontece nas seguintes seis etapas: pirólise, nucleação, crescimento da superfície, coalescência, aglomeração e oxidação das partículas. Essas seis etapas irão depender de parâmetros como pressão, temperatura,

injeção do combustível e estrutura dos hidrocarbonetos líquidos (MOHANKUMAR; SENTHILKUMAR, 2017). O processo por completo é apresentado esquematicamente na Figura 2.

Figura 2. Esquema do processo de formação de partículas.



De maneira simplificada das seis etapas supracitadas (da formação das partículas), a pirólise é o processo em que os compostos orgânicos (como combustíveis) sofrem alterações na estrutura molecular à alta temperatura e sem concentração suficiente de oxigênio. Essas reações dependem principalmente da temperatura e da concentração de  $O_2$  e geralmente são endotérmicas. A nucleação é o processo em que as partículas são formadas a partir de reagentes de fase gasosa. Esse processo acontece por adição de radical de hidrocarbonetos de pequeno porte para formar moléculas aromáticas de grande porte, levando a produção de um grande número de partículas a um pequeno número. Já no crescimento da superfície, a quantidade de partícula permanece constante, pois apenas o tamanho da partícula é em sua maioria aumentado no processo. O crescimento da superfície é considerado um fator chave para o aumento da massa de fuligem. A coalescência e a aglomeração são os processos nos quais ocorre a combinação de partículas. Uma vez que as partículas são formadas por colisões entre partículas, essas são intituladas como aglomeração, o que leva a diminuir o número de partículas e aumentar o tamanho. Por fim, a oxidação é o processo na formação de fuligem em que as moléculas de carbono ou hidrocarbonetos se oxidam em produtos de combustão em CO. Esse processo começa a qualquer momento durante o processo de formação de fuligem da pirólise através da aglomeração. A taxa de reação depende principalmente do processo e da formação da mistura ar-combustível naquele momento. O processo de oxidação começa em qualquer momento durante o fluxo de formação de fuligem a partir da pirólise através da aglomeração (SMITH, 1981).

A respeito do efeito da composição e estrutura do combustível na formação de MP, esses desempenham um papel importante na geração de partículas. Os elementos dos combustíveis consistem principalmente em carbono, hidrogênio, oxigênio e enxofre, e o conteúdo de cada um desses, aliado as características de queima, determina a composição da emissão. Portanto, o combustível utilizado deve ter baixa relação C/H, alto teor de oxigênio e baixo

conteúdo aromático, pois esses parâmetros ajudam a tornar a combustão mais completa. Um combustível que apresenta tal característica é o biodiesel, combustível naturalmente oxigenado com baixa relação C/H, que reduz a concentração de MP para valores menores (MOHANKUMAR; SENTHILKUMAR, 2017).

Combustíveis com mais teor de carbono em sua composição tem grande tendência para produzir fuligem, enquanto o teor de oxigênio dentro do combustível geralmente reduz a taxa de formação de fuligem (o efeito também depende da temperatura). O teor de hidrogênio no combustível também influencia a taxa de formação de fuligem (o combustível com menos proporção de hidrogênio produz mais fuligem), pois o número de ligações carbono-carbono é responsável pelo aumento da taxa de pirólise pela formação de precursores de fuligem e também diminui a taxa de oxidação produzida por radicais OH que são uma função da relação C/H. A quantidade de enxofre não está diretamente envolvida no processo de formação, mas é responsável pelo aumento da massa de partículas por oxidação (pois possui massa atômica de  $32,065 \text{ u} \pm 0,005 \text{ u}$ ) e depois pela fixação de enxofre nas partículas de fuligem, resultando em aumento de tamanho e massa de partículas (TAKAHASHI; GLASSMAN, 1984).

Sabendo da complexidade das emissões veiculares, para entender melhor o processo de formação e impacto de MP, é de suma relevância analisar o tamanho das partículas, pois a depender desse parâmetro podem existir diferenças nas respectivas propriedades químicas, físicas e biológicas. Diante disso, para monitorar a qualidade do ar, a Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº491, 19 de novembro de 2018 (Revoga a Resolução Conama nº 03/1990 e os itens 2.2.1 e 2.3 da Resolução Conama nº 05/1989), estabeleceu os padrões e métodos para avaliação da qualidade do ar adotada em todo o território brasileiro, exceto quando os estados estabelecem padrões mais rígidos (e.g: São Paulo). A classificação dos indicadores de qualidade do ar para MP são discorridas abaixo (BRUNI et al., 2017):

- Material Particulado (MP10): partículas de material sólido ou líquido suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fuligem, entre outros, com diâmetro aerodinâmico equivalente de corte de 10 micrômetros;
- Material Particulado (MP2,5): partículas de material sólido ou líquido suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fuligem, entre outros, com diâmetro aerodinâmico equivalente de corte de 2,5 micrômetros;
- Partículas Totais em Suspensão (PTS): partículas de material sólido ou líquido suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fuligem, entre outros, com diâmetro aerodinâmico equivalente de corte de 50 micrômetros;

Uma pesquisa em 2001, comparou a característica da concentração de distribuição de número e massa, de exaustão de motores veicular, com a deposição pulmonar. A comparação mostrou que a curva de deposição alveolar, à medida que o MP proveniente da queima do diesel aumentava de tamanho, a eficiência da deposição diminuía (KITTELSON, 2001).

A seguir será discorrido sobre as normas e legislação nacionais e internacionais que abordam a regulamentação da qualidade do ar.

### 3.3 Legislação ambiental nacional e internacional da qualidade do ar

Nesta seção, as normas nacionais de emissões de poluentes no ar que estão em vigentes e as que estão para entrar em vigência serão discutidas e comparadas conforme respectivas exigências.

Segundo a lei nº 6.938, de 31 de agosto 1981, criada para a Política Nacional do Meio Ambiente, compete ao CONAMA estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos. Portanto o CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) que dispõe sobre a política Nacional do Meio Ambiente.

Através da resolução CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989, é criado o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR). O programa surge como um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem-estar das populações e melhoria da qualidade de vida com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas a: (i) uma melhoria na qualidade do ar; (ii) o atendimento aos padrões estabelecidos e (iii) o não comprometimento da qualidade do ar em áreas consideradas não degradadas (MMA, 1989).

Sobre a adoção de padrões nacionais de qualidade do ar, como estratégia para limitar valores de emissões na atmosfera, o CONAMA na resolução 491/2018 estabeleceu dois tipos de padrões de qualidade do ar<sup>4</sup>:

- Padrões de qualidade do ar intermediários (PI): são padrões estabelecidos como valores temporários a serem cumpridos em etapas;

---

<sup>4</sup> Padrão de qualidade do ar: um dos instrumentos de gestão da qualidade do ar, determinado como valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, associado a um intervalo de tempo de exposição, para que o meio ambiente e a saúde da população sejam preservados em relação aos riscos de danos causados pela poluição atmosférica.

- Padrão de qualidade do ar final (PF): valores guia definidos pela Organização Mundial da Saúde – OMS em 2005.

O primeiro dispositivo legal decorrente do PRONAR foi a resolução do CONAMA n° 03, de 28 de junho de 1990, que estabeleceu os padrões nacionais de qualidade do ar, porém, hoje revogado pela resolução 491/2018 que redefiniu os estabelecidos os Padrões de Qualidade do Ar. Os novos Padrões de Qualidade do Ar definidos são adotados sequencialmente, nas seguintes quatro etapas:

- I. A primeira etapa compreende os Padrões de Qualidade do Ar Intermediários PI-1;
- II. Para os poluentes Monóxido de Carbono - CO, Partículas Totais em Suspensão - PTS e Chumbo - Pb será adotado o padrão de qualidade do ar final;
- III. Os Padrões de Qualidade do Ar Intermediários e Final - PI-2, PI-3 e PF serão adotados, cada um, de forma subsequente, levando em consideração os Planos de Controle de Emissões Atmosféricas<sup>5</sup> e os Relatórios de Avaliação da Qualidade do Ar, elaborados pelos órgãos estaduais e distrital de meio ambiente, conforme os artigos 5º e 6º, respectivamente;
- IV. Caso não seja possível a migração para o padrão subsequente, prevalece o padrão já adotado.

O Art. 5º da resolução 491/2018 CONAMA dispõe dos órgãos ambientais estaduais e distrital que deverão elaborar em até 3 anos, a partir da entrada em vigor dessa Resolução, um Plano de Controle de Emissões Atmosféricas que deverá ser definido em regulamentação própria. Já o Art. 6º discorre dos órgãos ambientais estaduais e distrital que devem elaborar o Relatório de Avaliação da Qualidade do Ar anualmente, garantindo sua publicidade.

Ficam estabelecidos os Padrões de Qualidade do Ar, conforme Tabela 1. Os parâmetros são definidos em condições de referência a temperatura de 25°C e a pressão de 760 milímetros de coluna de mercúrio.

---

<sup>5</sup> Plano de Controle de Emissões Atmosféricas: documento contendo abrangência, identificação de fontes de emissões atmosféricas, diretrizes e ações, com respectivos objetivos, metas e prazos de implementação, visando ao controle da poluição do ar no território estadual ou distrital, observando as estratégias estabelecidas no Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR.

Tabela 1. Padrões de Qualidade do Ar Brasileiro

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF	
		µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	ppm
Material Particulado - MP <sub>10</sub>	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20	-
Material Particulado - MP <sub>2,5</sub>	24 horas	60	50	37	25	-
	Anual <sup>1</sup>	20	17	15	10	-
Dióxido de Enxofre - SO <sub>2</sub>	24 horas	125	50	30	20	-
	Anual <sup>1</sup>	40	30	20	-	-
Dióxido de Nitrogênio - NO <sub>2</sub>	1 hora <sup>2</sup>	260	240	220	200	-
	Anual <sup>1</sup>	60	50	45	40	-
Ozônio - O <sub>3</sub>	8 horas <sup>3</sup>	140	130	120	100	-
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20	-
Monóxido de Carbono - CO	8 horas <sup>3</sup>	-	-	-	-	9
Partículas Totais em Suspensão - PTS	24 horas	-	-	-	240	-
	Anual <sup>4</sup>	-	-	-	80	-
Chumbo - Pb <sup>5</sup>	Anual <sup>1</sup>	-	-	-	0,5	-

<sup>1</sup> - Média aritmética anual

<sup>2</sup> - Média horária

<sup>3</sup> - Máxima média móvel obtida no dia

<sup>4</sup> - Média geométrica anual

<sup>5</sup> - Medido nas partículas totais em suspensão

Fonte: (MMA, 2018).

Sobre os padrões de qualidade do ar mostrados na Tabela 1, o Chumbo no material particulado é um parâmetro a ser monitorado em áreas específicas, em função da tipologia das fontes de emissões atmosféricas e a critério do órgão ambiental competente. Para os poluentes Monóxido de Carbono - CO, Partículas Totais em Suspensão (PTS) e chumbo será adotado o padrão de qualidade do ar final. As PTS e o material particulado em suspensão na forma de fumaça são parâmetros auxiliares, a serem utilizados em situações específicas, a critério do órgão ambiental competente.

Uma crítica que pode ser feita do padrão de qualidade estabelecido pelo PRONAR, apresentado na Tabela 1, é a diretriz de avaliação estabelecido apenas pela quantidade mássica dos poluentes (µg/m<sup>3</sup> ou ppm), descartando uma inferência sobre os números de partículas presente no ambiente,

conseqüentemente, a diretriz não considera os malefícios das partículas finas e ultrafinas no trato respiratório humano, pois possuem pouca representatividade mássica.

Os órgãos ambientais estaduais e distrital deverão elaborar, com base nos níveis de atenção, de alerta e de emergência, um Plano para Episódios Críticos de Poluição do Ar, a ser submetido à autoridade competente do estado ou do Distrito Federal, visando medidas preventivas com o objetivo de evitar graves e iminentes riscos à saúde da população, de acordo com os poluentes e concentrações da Tabela 2.

Tabela 2. Níveis de atenção, alerta e emergência para poluentes e suas concentrações

Nível	Poluentes e concentrações					
	SO <sub>2</sub> µg/m <sup>3</sup> (média de 24h)	Material Particulado		CO ppm (média móvel de 8h)	O <sub>3</sub> µg/m <sup>3</sup> (média móvel de 8h)	NO <sub>2</sub> µg/m <sup>3</sup> (média de 1h)
		MP <sub>10</sub> µg/m <sup>3</sup> (média de 24h)	MP <sub>2,5</sub> µg/m <sup>3</sup> (média de 24h)			
<b>Atenção</b>	800	250	125	15	200	1.130
<b>Alerta</b>	1.600	420	210	30	400	2.260
<b>Emergência</b>	2.100	500	250	40	600	3.000

Fonte: (MMA, 2018)

Durante a permanência dos níveis acima referidos, as fontes de poluição do ar ficarão, na área atingida, sujeitas às restrições previamente estabelecidas no Plano para Episódios Críticos de Poluição do Ar. As informações e os dados de monitoramento relacionadas à gestão da qualidade do ar deverão ser divulgadas nas páginas eletrônicas oficiais do Ministério do Meio Ambiente e nos órgãos ambientais estaduais e distrital.

O Índice de Qualidade do Ar (IQAR) consiste em valores utilizados para fins de comunicação e informação à população que relaciona as concentrações dos poluentes monitorados aos possíveis efeitos adversos à saúde. Os órgãos ambientais estaduais e distrital deverão divulgar o IQAR conforme definido na Tabela 3.

Tabela 3. Índice de Qualidade do Ar

Qualidade	Índice	MP <sub>10</sub>	MP <sub>2,5</sub>	O <sub>3</sub>	CO	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>
		(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )	(ppm)	(µg/m <sup>3</sup> )	(µg/m <sup>3</sup> )
		24h	24h	8h	8h	1h	24h
N1 – Boa	0 – 40	0 – 50	0 – 25	0 – 100	0 – 9	0 – 200	0 – 20

O cálculo do IQAR deve ser utilizado para cada um dos poluentes monitorados, a Equação 1 exibe a expressão matemática a ser utilizada:

$$IQAR = I_{ini} + \frac{I_{fin} - I_{ini}}{C_{fin} - C_{ini}} \times (C - C_{ini}) \quad (1)$$

Onde:

- $I_{ini}$  = valor do índice que corresponde à concentração inicial da faixa;
- $I_{fin}$  = valor do índice que corresponde à concentração final da faixa;
- $C_{ini}$  = concentração inicial da faixa onde se localiza a concentração medida;
- $C_{fin}$  = concentração final da faixa onde se localiza a concentração medida;
- $C$  = concentração medida do poluente.

Para definição da primeira faixa de concentração do IQAR deverá ser utilizado como limite superior o valor de concentração adotado como PF para cada poluente.

A título de comparação dos padrões de qualidade do ar brasileiro com os de países desenvolvidos, a Lei do Ar Limpo americana (*The Clean Air Act*) exige que a EPA estabeleça os Padrões Nacionais de Qualidade do Ar Ambiente dos Estados Unidos da América (*National Ambient Air Quality Standards - NAAQS*). A Lei do Ar Limpo identifica dois tipos de padrões nacionais de qualidade do ar ambiente: (i) os padrões primários que fornecem proteção à saúde pública, incluindo a proteção da saúde de populações "sensíveis", como asmáticos, crianças e idosos e (ii) os padrões secundários que fornecem proteção ao bem-estar público, incluindo proteção contra a diminuição da visibilidade e danos a animais, plantações, vegetação e construções. A Tabela 4 ilustra a definição da EPA nos Padrões Nacionais de Qualidade do Ar Ambiente para seis poluentes principais. (EPA, 2016).



Tabela 4. Padrões Nacionais de Qualidade do Ar Ambiente dos Estados Unidos da América

Poluente		Primário/ Secundário	Tempo médio	Nível	Forma
CO (ppm)		Primário	8 horas	9	Não deve ser excedido mais de uma vez por ano
			1 hora	35	
Pb ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Primário e Secundário	Média de 3 meses consecutivos	0,15 <sup>(1)</sup>	Não deve ser excedido
NO <sub>2</sub> (ppb)		Primário	1 hora	100	98º percentil de concentrações máximas diárias de 1 hora, em média ao longo de 3 anos
		Primário e secundário	1 ano	53 <sup>(2)</sup>	Média anual
O <sub>3</sub> (ppm)		Primário e secundário	8 horas	0,070 <sup>(3)</sup>	A concentração máxima anual de 8 horas, quarta maior diária, com média de 3 anos
MP	MP <sub>2,5</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Primário	1 ano	12,0	Média anual, média de 3 anos
		Secundário	1 ano	15,0	Média anual, média de 3 anos
	Primário e secundário	24 horas	35	98º Percentil, com média de 3 anos	
	MP <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Primário e secundário	24 horas	150	Não deve ser excedido mais de uma vez por ano, em média, durante 3 anos
SO <sub>2</sub> (ppb)		Primário	1 hora	75 <sup>(4)</sup>	99º percentil de concentrações máximas diárias de 1 hora, com média de 3 anos
		Secundário	3 horas	500	Não deve ser excedido mais de uma vez por ano

(1) Nas áreas designadas de não-aprendizagem para os padrões Pb antes da promulgação das normas atuais (2008) e para as quais os planos de implementação para atingir ou manter os padrões atuais (2008) não foram submetidos e aprovados, os padrões anteriores (1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  média do trimestre) também permanecem em vigor;

(2) O nível do padrão anual de NO<sub>2</sub> é de 0,053 ppm. É mostrado aqui em termos de ppb para fins de comparação mais clara com o nível padrão de 1 hora;

(3) Regra final assinada em 1º de outubro de 2015 e em vigor em 28 de dezembro de 2015. Os padrões O<sub>3</sub> anteriores (2008) ainda permanecem em vigor em algumas áreas. A revogação dos padrões O<sub>3</sub> anteriores (2008) e a transição para os padrões atuais (2015) serão abordados na regra de implementação para os padrões atuais;

(4) Os padrões anteriores de SO<sub>2</sub> (0,14 ppm 24 horas e 0,03 ppm anuais) permanecerão em vigor em certas áreas: (1) qualquer área para a qual ainda não tenha completado 1 ano desde a data efetiva de designação sob os padrões atuais (2010) e (2) qualquer área para a qual não tenha sido apresentado e aprovado um plano de implementação que preveja a obtenção da norma atual (2010) e que seja designada como não-cumprimento de acordo com as normas SO<sub>2</sub> anteriores ou que não atenda aos requisitos da chamada Plano de Implementação Estadual (*State Implementation Plan – SIP*) sob o padrões anteriores de SO<sub>2</sub> (40 CFR 50.4 (3)). Uma chamada SIP é uma ação da EPA que exige que um estado reenvie todo ou parte do seu Plano de Implementação do Estado para demonstrar a obtenção do NAAQS requerido.

Fonte: (EPA, 2016).

Os padrões de qualidade do ar dos EUA não englobam os poluentes PTS e o MP na forma de fumaça, diferente do Brasil que os inclui como parâmetro

para avaliação da qualidade do ar. Os limites dos poluentes MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> exigidos foram inferiores no Brasil que nos EUA, já os poluentes MP<sub>2,5</sub> e Pb do padrão de qualidade do ar americano foram mais rigorosos que do Brasil na exigência dos limites toleráveis, e por fim, os poluentes CO e O<sub>3</sub> tiveram os valores idênticos na imposições dos limites máximo. Foi possível observar que os EUA tiveram uma maior criticidade para as partículas finas (MP<sub>2,5</sub>), demonstrando uma maior atenção para esse poluente, apesar de não possuírem um indicador de avaliação para os números de partículas no ar.

A Agência Europeia do Meio Ambiente (*European Environment Agency - EEA*) envolve 39 países em toda o continente europeu, dentre os países membros e colaboradores. A EEA é uma agência da União Europeia, cuja missão é fornecer informações sólidas e independentes sobre o ambiente. A EEA visa apoiar o desenvolvimento sustentável, ajudando a alcançar uma melhoria significativa e mensurável no ambiente da Europa, através da disponibilização de informações atempadas, relevantes e fiáveis para os agentes de formulação de políticas e para a sociedade. As normas selecionadas da União Europeia e as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) estão resumidas na Tabela 5

Tabela 5. Normas da qualidade do ar da União Europeia e as diretrizes da OMS

Diretiva da qualidade do ar da UE				Diretrizes OMS	
Poluente	Período médio	Concentração	Comentários	Concentração	Comentários
MP <sub>2,5</sub>	Diariamente			25 µg/m <sup>3</sup>	99º Percentil (dias/ano)
MP <sub>2,5</sub>	Anual	25 µg/m <sup>3</sup>		10 µg/m <sup>3</sup>	
MP <sub>10</sub>	Diariamente	50 µg/m <sup>3</sup>	não deve ser excedido em mais de 35 dias por ano	50 µg/m <sup>3</sup>	99º Percentil (dias/ano)
MP <sub>10</sub>	Anual	40 µg/m <sup>3</sup>		20 µg/m <sup>3</sup>	
O <sub>3</sub>	média diária máxima de 8 horas	120 µg/m <sup>3</sup>	não deve ser excedido em mais de 25 dias por ano, com uma média de 3 anos	100 µg/m <sup>3</sup>	
NO <sub>2</sub>	Diariamente	200 µg/m <sup>3</sup>	não exceder mais de 18 vezes por ano civil	200 µg/m <sup>3</sup>	
NO <sub>2</sub>	Anual	40 µg/m <sup>3</sup>		40 µg/m <sup>3</sup>	

Fonte: (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2017b)

A diretiva da qualidade do ar da UE não inclui os poluentes CO, Pb e SO<sub>2</sub> como parâmetro de qualidade do ar, restringindo os indicadores para apenas MP, O<sub>3</sub> e NO<sub>2</sub>, demonstrando menor criticidade que o Brasil e os EUA para o número de poluentes avaliados. Quando comparado com a diretriz da OMS, possui valores superiores para os poluentes MP<sub>2,5</sub>, MP<sub>10</sub> (anual) e O<sub>3</sub> e equivalentes para os poluentes MP<sub>10</sub> (diariamente) e NO<sub>2</sub>, revelando uma tendência da Agência Europeia do Meio Ambiente em seguir as diretrizes da OMS.

As imposições de limites dos poluentes da UE são inferiores as da brasileira e norte americana nos parâmetros MP<sub>10</sub> (24 h), NO<sub>2</sub> (anual) e O<sub>3</sub>, e equivalente ao MP<sub>10</sub> (anual) exigido pelo órgão brasileiro.

É também de suma relevância avaliar o padrão de qualidade do ar de locais do oriente. Portanto, o ministério do meio ambiente Japonês é o responsável por definir os padrões de qualidade ambiental no Japão. A Tabela 6 exibe o padrão de qualidade do ar japonês.

Tabela 6. Padrões de Qualidade Ambiental no Japão

Poluentes	Condições ambientais	Concentração
SO <sub>2</sub>	média diária para valores horários	0,04 ppm
	1 hora	0,1 ppm
CO	média diária para valores horários	10 ppm
	média dos valores horários para qualquer período consecutivo de oito horas	20 ppm
MP <sub>10</sub>	média diária para valores horários	0,10 mg/m <sup>3</sup>
	valores horários	0,20 mg/m <sup>3</sup>
MP <sub>2,5</sub>	anual	15 µg/m <sup>3</sup>
	24 horas	35 µg/m <sup>3</sup>
NO <sub>2</sub>	Média diária para valores horários	0,04 – 0,06 ppm
O <sub>3</sub>	Valores horários	0,06 ppm

Fonte: (JAPAN MINISTRY ENVIRONMENT, 2009)

O Japão também desconsidera o poluente Pb como parâmetro para qualidade do ar. O parâmetro SO<sub>2</sub> se destacou no cenário mundial como o valor de limite máximo inferior ao brasileiro, americano e europeu. O padrão da qualidade de ar japonês também se igualou no poluente MP<sub>2,5</sub> (24 h) e O<sub>3</sub> com o dos EUA e a EU, respectivamente.

A Tabela 7 resume os limites de poluentes do Brasil, EUA, UE e Japão dos respectivos padrões de qualidade do ar.

Tabela 7. Padrões de qualidade do ar do Brasil, EUA, UE e Japão.

Poluente	Período de referência	BR	EUA	UE	JP	País mais criterioso
<b>MP<sub>10</sub></b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	24 h	120	150	50	100	UE
	Anual	40	N/A	40	N/A	BR / UE
<b>MP<sub>2,5</sub></b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Anual	20	12	25	15	EUA
	24 h	60	35	N/A	35	EUA / JP
<b>NO<sub>2</sub></b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Anual	60	99,7 <sup>(1)</sup>	40	N/A	UE
<b>O<sub>3</sub></b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	8 horas	140	140 <sup>(1)</sup>	120	120 <sup>(1)</sup>	UE / JP
<b>CO</b> (ppm)	8 horas	9	9	N/A	N/A	BR / EUA
<b>Pb</b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Anual	0,5	0,15 <sup>(2)</sup>	N/A	N/A	EUA
<b>SO<sub>2</sub></b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	24 h	125	200 <sup>(1)</sup>	N/A	106 <sup>(1)</sup>	JP

(1) Valores convertidos de ppb ou ppm para  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  com condições de referência de pressão igual a 1 atm e temperatura igual a 25° C;

(2) Tempo médio de 3 meses consecutivos;

N/A – Não se aplica;

BR – Brasil;

EUA – Estados Unidos da América;

UE – União Europeia;

JP – Japão;

Fonte: adaptado (EPA, 2016; EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2017a; JAPAN MINISTRY ENVIRONMENT, 2009; MMA, 2018).

A Tabela 7 revela que não há um país que se destaque em posição muito elevada dos demais em critério de rigorosidade de restrição de emissão no ar, pois os EUA foi o mais criterioso para os poluentes Pb, CO e MP<sub>2,5</sub>, já a UE teve os limites máximos menores nos poluentes MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>, o Japão teve também os menores valores para o SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> (empatado com a UE) e MP<sub>2,5</sub> (empatado com os EUA) e, por fim, o Brasil teve as maiores exigências nos poluentes MP<sub>10</sub> e CO (ambos empatados), demonstrando ser atualmente o país moderadamente aquém dos demais.

Também é possível inferir que nenhum dos países adotaram como critério de controle o número de partículas no ar, apenas os valores de massa. A complicação de que os padrões de qualidade do ar não levem em conta o número de partículas são as partículas ultrafinas que podem passar despercebidas, pois possuem massa desprezível.

A Resolução do CONAMA n° 418, de 25 de novembro de 2009, estabeleceu a obrigatoriedade da elaboração de Planos de Controle de Poluição Veicular (PCPV) e da implantação de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso (I/M) pelos órgãos estaduais e municipais de meio ambiente e determina novos limites de emissão e procedimentos para a avaliação do estado

de manutenção de veículos em uso. Entretanto, até o presente momento, apenas o estado de São Paulo (SP) elaborou o PCPV.

O Governo do estado de São Paulo, juntamente com a Secretaria do Meio Ambiente e a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CESTESB), indicaram no PCPV ações que buscassem o controle e a redução de emissões poluentes e de gases de efeito estufa (GEE) gerados por veículos na região paulista. Os padrões de qualidade do ar no estado de SP tiveram como base diretrizes estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (BRUNI et al., 2017).

Sob a ótica da Esfera Federal, outros programas já foram incorporados ao PRONAR como: (i) Programa de Controle da Poluição por Veículos Automotores (PROCONVE); (ii) Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial (PRONACOP); (iii) Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar; (iv) Programa Nacional de Inventário de Fontes Poluidoras do Ar e (v) Programas Estaduais de Controle da Poluição do Ar (MMA, 2009a) .

O PROCONVE, criado pela Resolução CONAMA n° 18, de 6 de maio de 1986, coordenado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), surge para definir os primeiros limites de emissão para veículos leves e contribuir para o atendimento aos Padrões de Qualidade do Ar instituídos pelo PRONAR. Em 28 de outubro de 1993, a lei n° 8.723 endossou a obrigatoriedade de reduzir os níveis de emissão dos poluentes de origem veicular, contribuindo para induzir o desenvolvimento tecnológico dos fabricantes de combustíveis, motores e autopeças, e permitindo que veículos nacionais e importados passassem a atender aos limites estabelecidos. O cumprimento dessas exigências é aferido por meio de ensaios padronizados em dinamômetro e com “combustíveis de referência<sup>6</sup>” (MMA, 2009b).

O PROCONVE também impõe a certificação de protótipos e o acompanhamento estatístico em veículos na fase de produção (ensaios de produção), a autorização do IBAMA para uso de combustíveis alternativos, o recolhimento ou reparo de veículos e motores encontrados em desconformidade com a produção ou projeto e, por fim, a proibição da comercialização de modelos de veículos não homologados. A homologação de protótipos é, de fato, a maior sustentação do PROCONVE, e faz com que as montadoras apliquem conceitos de projetos que assegurem um baixo potencial poluidor aos veículos novos, e uma taxa de deterioração das emissões ao longo de sua vida útil tão baixa quanto possível (MMA, 2009b).

---

<sup>6</sup> Art. 12. A Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - ANP especificará o óleo diesel de referência B7, em prazo compatível com o complemento disposto no caput do artigo 7º da Lei nº 8.723/1993.

Outro ponto importante a ressaltar é que o controle pelo Programa se dá a partir da classificação dos veículos em razão de seu Peso Bruto Total – PBT, sendo que as fases caracterizadas por “L” para veículos leves e “P” para veículos pesados vem sendo implantadas segundo cronogramas diferenciados (MMA, 2009b).

O PROCONVE entende, segundo a Resolução CONAMA nº 15/1995, que a frota de veículos no Brasil possui quatro categorias: (i) veículo leve de passageiros; (ii) veículo leve comercial; (iii) veículo com características especiais para uso fora de estrada e (iv) veículo pesado.

O veículo leve de passageiros se caracteriza por possuir massa total de até 3856 kg e massa do veículo em ordem de marcha<sup>7</sup> até 2720 kg, projetado para transporte de até 12 passageiros, ou seus derivados para o transporte de carga. Entretanto, esse entendimento mudará a partir da entrada em vigor da nova fase PROCONVE (L7) que passa a vigorar o seguinte entendimento: veículo leve de passageiros com massa total máxima de até 3.856 kg e massa em ordem de marcha de até 2.720 kg, projetado para o transporte de passageiros e que não tenha mais de 8 (oito) assentos, além do assento do motorista, ou seus derivados projetados para o transporte de carga (MMA, 2017a)

Veículo leve comercial é veículos automotor, não derivado de veículo leve de passageiros, com massa total máxima autorizada até 3856 kg e massa do veículo em ordem de marcha até 2720 kg, projetado para o transporte de carga ou misto ou seus derivados, ou projetado para o transporte de mais que 12 passageiros, ou ainda com características especiais para uso fora de estrada. Contudo esse conceito também sofrerá alteração na nova fase PROCONVE, ainda não vigente, para a seguinte redação: veículo leve comercial são veículo automotor, não derivado de veículo leve de passageiros, com massa total máxima autorizada de até 3.856 kg, massa em ordem de marcha até 2.720 kg, projetado para:

- a. O transporte de carga; ou
- b. O transporte de carga, com 2 ou mais assentos além do assento do motorista e carroceria aberta; ou
- c. O transporte de passageiros que tenha mais que 8 (oito) assentos além do assento do motorista; ou
- d. O transporte de passageiros que tenha menos que 8 (oito) assentos além do assento do motorista, desde que derivado de veículo de carga e que tenha capacidade de carga útil maior que 1.000 kg.

---

<sup>7</sup>O peso em ordem de marcha, usado na maioria das fichas técnicas, inclusive as da QUATRO RODAS, é o peso do veículo pronto para rodar, com todos os fluidos necessários – mas sem contar os passageiros.

O automotor com características especiais para uso fora de estrada tem a seguinte descrição: veículo que possui tração nas quatro rodas e no mínimo quatro das seguintes características calculadas para o veículo com o peso em ordem de marcha, em superfície plana, com as rodas dianteiras paralelas à linha de centro longitudinal do veículo e os pneus inflados com a pressão recomendada pelo fabricante:

- Ângulo de ataque mínimo 25°;
- Ângulo de saída mínimo 20°;
- Ângulo de transposição de rampa mínimo 14°;
- Altura livre do solo, entre os eixos, mínimo de 200 mm;
- Altura livre do solo sob os eixos dianteiro e traseiro, mínimo de 180 mm.

Em 2009, o CONAMA aprovou a Resolução nº 415, que introduziu a Fase L-6 (atualmente em vigor) que entrou em vigência desde 2013. A Fase L-6 estabeleceu novos limites (na época) para a emissão de escapamento de veículos automotores leves de passageiros e veículos automotores leves comerciais. Ambas as categorias são para uso rodoviário e contemplam tanto veículo do ciclo Otto quanto diesel. Entretanto, visando já o futuro, O IBAMA, em 16 de outubro de 2017, publicou uma minuta que já estabelece, a partir de 1º de janeiro de 2022 e 1º de janeiro de 2027, as fases PROCONVE L-7 e L-8, respectivamente (MMA, 2017a).

A partir da entrada em vigor da fase PROCONVE L-7, deverá ser declarada a emissão de amônia por veículos equipados com sistema de Redução por Catálise Seletiva (SCR). Na Tabela 8 abaixo pode-se observar a redução ocorrida entre as fases L-6 e L-7 para veículos leves de passageiros.

Tabela 8. Limites máximos de emissões de poluentes para veículos leves de passageiros.

Poluentes	Limites	
	Fase L-6	Fase L-7
Monóxido de carbono (CO em g/km)	1,30	1,0
Hidrocarbonetos (HC em g/km)	0,30 <sup>(6)</sup>	-
Hidrocarbonetos não metano (NMHC em g/km)	0,05	0,08 <sup>(1)</sup>
Óxidos de nitrogênio (NOx em g/km)	0,08	-
Material particulado (MP em g/km)	0,025 <sup>(3)</sup>	0,006 <sup>(4)</sup>
Aldeídos (CHO em g/km) <sup>(2)</sup>	0,02	0,015
Emissão evaporativa <sup>(1)</sup> (g/ensaio)	1,5	2,0 <sup>(2)</sup>
NH <sub>3</sub> (ppm) <sup>(5)</sup>	-	Declarar

(1) Equivalente a NMHC + NOx;

(2) Aplicável somente a veículos equipados com motores do ciclo Otto;

(3) Aplicável somente a veículos equipados com motores do ciclo Diesel;

(4) Aplicável a veículos equipados com motores do ciclo Otto com injeção direta de combustível ou motores do ciclo Diesel;

(5) Aplicável a veículos equipados com motores do ciclo Diesel com sistemas de pós-tratamento que utilizem agente redutor líquido;

(6) Somente para veículos movidos a GNV;

Fonte: adaptado (MMA, 2009b, 2017a).

Visando também analisar a comparação do limite máximo de emissões poluentes para os veículos leves comerciais, segue Tabela 9 que mostra os índices das fases L-6 e L-7 PROCONVE:



Tabela 9. Limites máximos de emissões de poluentes para veículos leves comerciais.

Poluentes	Limites		
	L-6		L-7
	MVE > 1,7 t	MVE < 1,7 t	
CO (g/km)	2,0	1,3	1,0
HC (g/km)	0,5 <sup>(4)</sup>	0,3 <sup>(4)</sup>	-
NMHC (g/km) <sup>(5)</sup>	0,06	0,05	0,14 <sup>(1)</sup> ou 0,32 <sup>(2)</sup>
NOx (g/km)	0,25 <sup>(1)</sup> ou 0,35 <sup>(2)</sup>	0,08	-
MP (g/km)	0,04 <sup>(4)</sup>	0,03 <sup>(4)</sup>	0,006 <sup>(1)</sup> ou 0,02 <sup>(2)</sup>
CHO (g/km) <sup>(1)</sup>	0,03	0,02	0,15
Emissão evaporativa (g/ensaio) <sup>(1)</sup>	1,5	1,5	2,0
NH <sub>3</sub> (ppm) <sup>(3)</sup>	-	-	Declarar

MVE: Massa do veículo para ensaio;

(1) Aplicável a veículos equipados com motores do ciclo Otto;

(2) Aplicável somente a veículos equipados com motores do ciclo Diesel;

(3) Aplicável a veículos equipados com motores do ciclo Diesel com sistemas de pós-tratamento que utilizem agente redutor líquido;

(4) Somente para veículos movidos a GNV;

(5) Na fase L7 equivalente a: NMHC + NOx;

Fonte: adaptado (MMA, 2009b, 2017a).

A fase PROCONVE L-8 surge inovações nos critérios estabelecidos para os novos limites máximos de emissões de poluentes. Pois o solicitante deve declarar o nível de emissão a qual pertence a configuração de veículo, devendo comprovar o atendimento ao nível correspondente. O nível de emissão zero inclui veículos com propulsão exclusiva por motor elétrico ou que utilizem célula de combustível, mas não se limita a eles.

Outra nova exigência da fase PROCONVE L-8 é a média máxima de emissão de amônia em 10 ppm, porém o IBAMA poderá propor ao CONAMA alteração do limite da média máxima de emissão de amônia estabelecido. A seguir nas Tabelas 10 e 11 são mostrados os limites máximos de emissão de poluentes corporativo para veículos da fase PROCONVE L-8. (MMA, 2017a).

Tabela 10 Limites máximos de emissão de poluentes corporativo para veículos da fase PROCONVE L-8

	Nível	NMHC + NOx	MP <sup>(1)</sup>	CO	Aldeídos <sup>(3)</sup>	NH3 <sup>(2)</sup>	Média corporativa para NMHC + NOx		Evaporativa <sup>(3)</sup>	Durabilidade
		mg/km	mg/km	mg/km	mg/km	ppm	mg/km		g/teste 48 h	km*1000
							Veículos leves de passageiros	Veículos leves comerciais		
Faixa de composição da média corporativa dos Veículos leves comerciais diesel	320	320	20	1000	-	10	70	200	2,0	160
	280	280	20	1000	-					
	250	250	20	1000	-					
	220	220	10	1000	-					
	200	200	10	1000	-					
	170	170	9	1000	-					
	140	140	6	1000	15					
	110	110	6	1000	15					
	80	80	6	1000	15					
	70	70	4	600	10					
	60	60	4	600	10					
	50	50	4	600	10					
	40	40	4	500	10					
	30	30	3	500	8					
	20	20	3	400	8					
	0	0	0	0	0					

(1): Aplicável a veículos equipados com motores do ciclo Otto com injeção direta de combustível ou motores do ciclo Diesel

(2): Aplicável a veículos equipados com motores do ciclo Diesel com sistemas de pos-tratamento que utilizem agente redutor líquido

(3): Aplicável somente a veículos equipados com motores do ciclo Otto

Tabela 11. Limites máximos de emissão de poluentes corporativo para veículos da fase PROCONVE L-8

<b>Data de implantação</b>	<b>Média corporativa de NMHC + NOx (mg/km)</b>	
	<b>Veículos leves de passageiros</b>	<b>Veículos leves comerciais</b>
01/01/2027	70	200
01/01/2029	60	170
01/01/2031	50	140

Fonte: (MMA, 2017a)

A quarta categoria são os veículos pesados, esses são os automotores para o transporte de passageiros e/ou carga, com massa total máxima autorizada maior que 3856 kg ou massa do veículo em ordem de marcha maior que 2720 kg, projetado para o transporte de passageiros e/ou carga (MMA, 2017a).

A partir de 1º de janeiro de 2023, novos limites máximos de emissão de poluentes para os motores destinados aos veículos automotores pesados novos são denominados pela Fase P-8 do PROCONVE. Atualmente ainda se encontra em vigor a fase P-7 da Resolução CONAMA nº 403/2008 (implantada em janeiro de 2012) (MMA, 2017b).

Na Tabela 12 pode-se observar os limites de emissões aplicados na fase P-7 e P-8 do PROCONVE, as diferenças mais notórias foi a redução aplicada nas emissões de NOx e a inserção dos seguintes, até então inéditos parâmetros de medida: número de partículas por quilowatt-hora (PN) e a massa das partículas por quilowatt-hora (MP).

Tabela 12. Limites de emissões para veículos pesados

Poluentes	Limites			
	P-7		P-8	
	ESC/ELR	ETC	WHSC <sup>(3)</sup>	WHTC
CO (g/kWh)	1,5	4,0	1,5	4,0
HC (g/kWh)	0,46	-	0,13	0,16 <sup>(3)</sup>
NOx (g/kWh)	2,0	2,0	0,4	0,46
MP (g/kWh)	0,02	0,03 <sup>(2)</sup>	0,01	0,01
NMHC	-	0,55	-	0,16 <sup>(4)</sup>
CH <sub>4</sub>	-	1,1 <sup>(1)</sup>	-	0,5 <sup>(4)</sup>
NH <sub>3</sub> <sup>(5)</sup>	-	-	10	10
MP (mg/kWh)	-	-	10	10
PN (#/kWh)	-	-	8,0 x 10 <sup>11</sup>	6 x 10 <sup>11</sup>

Ciclo E.S.C. - denominado Ciclo Europeu em Regime Constante – consiste de um ciclo de ensaio com 13 modos de operação em regime constante;

Ciclo E.L.R. – denominado Ciclo Europeu de Resposta em Carga – ciclo de ensaio que consiste numa sequência de quatro patamares a rotações constantes e cargas crescentes de dez a cem por cento, para determinação da opacidade da emissão de escapamento;

Ciclo E.T.C - denominado Ciclo Europeu em Regime Transiente – ciclo de ensaio que consiste de mil e oitocentos modos transientes, segundo a segundo, simulando condições reais de uso.

Motores a gás são ensaiados somente neste ciclo;

Ciclo WHSC – *World Harmonized Stationary Cycle*;

Ciclo WHTC – *World Harmonized Transiente Cycle*;

(1) Somente motores a gás são submetidos a este limite;

(2) Motores a gás não submetidos a este limite;

(3) Aplicável a motores de ignição por compressão;

(4) Aplicável a motores de ignição por centelha;

(5) Aplicável em veículos equipados com sistemas de pós-tratamento com agentes redutores ou veículos abastecidos a GNV.

Fonte: Adaptado (MMA, 2009b, 2017b).

Vale ressaltar que a norma em vigor é a P-7 e a P-8 ainda está prevista para iniciar apenas no ano de 2023. Apesar que a norma P-8 é equivalente a Euro VI (Uma vez que o Brasil é o primeiro país em desenvolvimento a adotar normas equivalentes às Euro para veículos de categoria pesada) que já se encontra em vigor na Europa desde ano de 2014, deduzindo então que o Brasil se encontra quase uma década atrasado da Europa quando se trata de limites de emissões para veículos pesados. A Tabela 13 pode-se observar os limites de emissão descritos na norma europeia EURO VI para os poluentes oriundos da queima de diesel.

Tabela 13. Limite de emissões para veículos pesados Euro VI

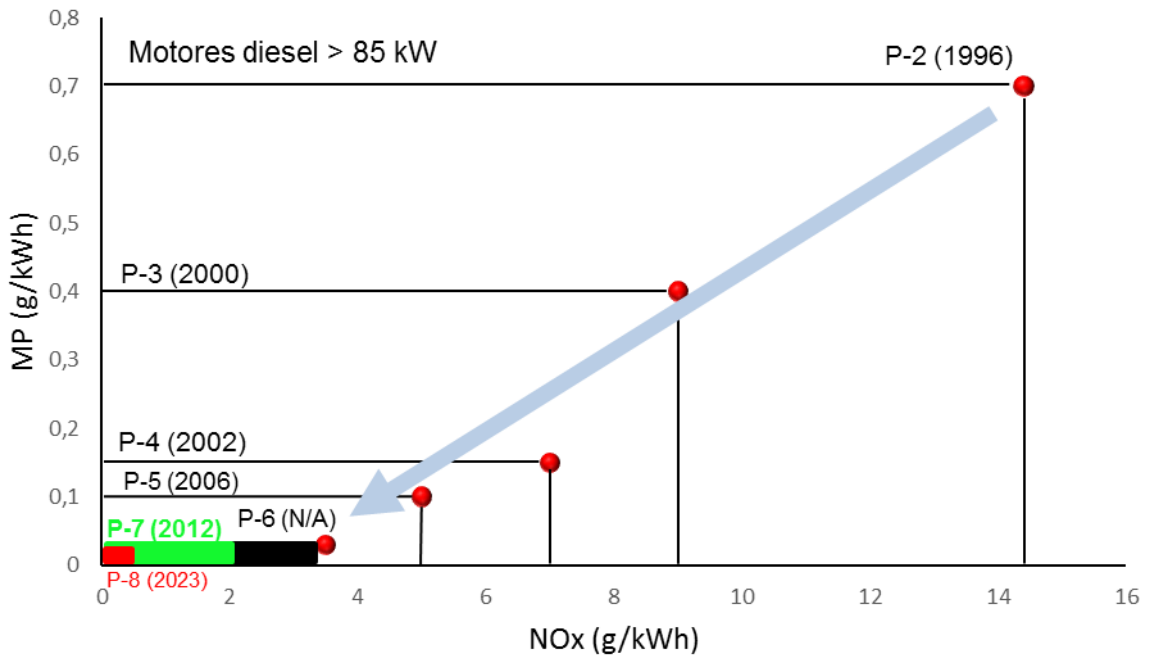
Poluentes	Limites de emissões	
	Euro VI SS <sup>a</sup>	EURO VI T <sup>b</sup>
CO (g/kWh)	1,5	4,0
HC (g/kWh)	0,13	0,16 <sup>d</sup>
CH <sub>4</sub> (g/kWh) <sup>c</sup>		0,5
NOx (g/kWh)	0,40	0,46
MP (g/kWh)	0,01	0,01
NP (#/kWh)	8x10 <sup>11</sup>	6x10 <sup>11</sup>
Amônia (ppm)	0,01	0,01
Limite de Enxofre de Combustível (ppm)	10	10
Ciclos de testes	WHSC	WHTC

- a. Teste de estado estacionário;  
b. Teste transitório;  
c. Apenas para gás natural e gás liquefeito do petróleo;  
d. Total HC para motores a diesel, não metano HC para outros;  
Ciclo WHSC – *World Harmonized Stationary Cycle*;  
Ciclo WHTC – *World Harmonized Transiente Cycle*;  
Fonte: (WILLIAMS; MINJARES, 2016)

Pode-se observar que nas normas de regulamentação de emissões veiculares citadas anteriormente, o MP é controlado unicamente pela massa em µg, com exceção da norma europeia que também limita um número máximo de partículas que podem ser emitidas pelo veículo, porém é desconsiderado totalmente o tamanho das partículas que estão sendo emitidas após a queima principalmente do diesel. A literatura aponta que o MP mais danoso para a saúde humana são os que possuem diâmetro inferior 1 µm capazes de penetrar profundamente no aparelho respiratório humano e alcançar a corrente sanguínea.

A título de exemplificar o histórico das legislações de emissões brasileiras, a Figura 3 ilustra a evolução cronológica dos poluentes MP e NOx desde a P-2 até a P-8 do PROCONVE.

Figura 3. Histórico de legislação de emissões brasileiras para veículos pesados



A Figura 3 apresenta uma interessante proporção de redução dos poluentes MP e NO<sub>x</sub> desde o ano de 1996 até o presente momento. É possível observar um aumento da restrição de emissões automotivas ao longo do decorrer da cronologia (de P-2 até P-8).

A Fase P-1 do PROCONVE não é ilustrado na Figura 3, pois, segundo a norma ABNT NBR 7027:2001, o controle de emissão é feito apenas por índice de fumaça, não sendo possível fazer uma comparação entre as demais fases.

A norma PROCONVE P-6 ia ser implementada no Brasil no ano de 2009, entretanto, a falta de óleo diesel com ultrabaixo teor de enxofre (requisito para o devido funcionamento dos sistemas de pós-tratamento de emissões) impediu que a norma fosse implementada a tempo. Logo, como concessão para o atraso na implementação, as montadoras e as agências reguladoras concordaram em não adotar a norma PROCONVE P-6 e implementar a norma PROCONVE P-7 em 2012. A P-7 tem limite de emissão de NO<sub>x</sub> um pouco menor que a P-6, mas os custos e as tecnologias veiculares necessários para atender ambos os conjuntos de normas são praticamente idênticos (FAÇANHA et al., 2016).

Apesar da vasta redução de emissão de veículos pesados diesel através das legislações PROCONVE, a imposição é apenas para veículos novos, não sendo aplicado a regulação para os que já se encontram em circulação.

A greve dos caminhoneiros que ocorreu este ano de 2018 provocou na cidade de São Paulo, Brasil, uma diminuição do tráfego em dois pontos de medição da CETESB. Os indicadores no Ibirapuera (Zona Sul) e Cerqueira

César (região central) registraram 50% de melhora na qualidade do ar, quando comparado os sete primeiros dias da greve com a semana anterior, segundo levantamento realizado pelo Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo (IEA-USP) (CETESB, 2018).

Como o presente trabalho utilizou um motor do grupo de geradores para se fazer um estudo de emissões em ambiente controlado, seria prudente também informar aos leitores a realidade das legislações ambientais dessa categoria de motor.

Aos motores dos grupos motogeradores, motores estacionários e marítimos, a adoção de tecnologia de controle de emissão ainda não é uma realidade, pois esses não dispõem de uma regulamentação ambiental específica que induza os fabricantes a aprimorarem seus produtos buscando o atendimento de padrões de emissão rigorosos, como os motores de aplicação veicular (BARROS, 2007).

Porém, a prefeitura de São Paulo, através do decreto nº 54.797 de 28 de janeiro de 2014, estabeleceu os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos e os limites de ruídos tolerados para o grupo motogeradores utilizados por edificações públicas e privadas no município de São Paulo (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2014).

Compete a Secretaria Municipal do Verde e do Meio ambiente coordenar os trabalhos necessários à revisão dos limites de emissão de poluentes atmosféricos estabelecidos na Tabela 14.

Tabela 14. Limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos ruídos tolerados para o grupo motogeradores utilizados por edificações públicas e privadas no município de São Paulo

Ano	2015-2017			2018-2020			A partir de 2021		
	mg/Nm <sup>3</sup>			mg/Nm <sup>3</sup>			mg/Nm <sup>3</sup>		
kW	NOx+HC	CO	MP	NOx+HC	CO	MP	NOx+HC	CO	MP
<b>0-36</b>	4526	4828	483	4526	3983	241	4526	3983	241
<b>37-129</b>	4647	3017	241	2836	3017	241	356	3017	12
<b>130-560</b>	3983	2112	121	2414	2112	121	356	2112	12
<b>&gt; 560</b>	3862	2112	121	3862	2112	121	2227	2112	24

Fonte: (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2014)

Os limites de emissão são expressos em mg/Nm<sup>3</sup> e referem-se a massa do poluente por normal metro cúbico, isto é, referido às Condições Normais de

Temperatura e Pressão (CNTP), em base seca e condição referencial de oxigênio de 5%.

Infelizmente não é possível fazer uma comparação confiável de emissão de MP da Tabela 9 com as normas P7 e P8, pois o não conhecimento de variáveis como diâmetro aerodinâmico das partículas, densidade das partículas, vazão de escape do exaustor e energia elétrica do motor inviabiliza a conversão da unidade.

A única regulamentação na esfera federal é a resolução CONAMA nº279/2001 que foi motivada devido à crise energética do primeiro semestre de 2001 no Brasil. Essa regulamentação determina dispositivos para o licenciamento ambiental simplificado de empreendimentos com pequeno potencial poluidor, isto é, pequeno potencial de impacto ambiental, o qual seria necessário (na época) para o incremento de oferta de energia elétrica no país.

Estão incluídos nesta Resolução, de acordo com o Artigo 1º, os seguintes empreendimentos elétricos com pequeno potencial poluidor:

- Usinas hidrelétricas e sistemas associados;
- Usinas termelétricas e sistemas associados;
- Sistemas de transmissão de energia elétrica (linha de transmissão e subestações);
- Usinas eólicas e outras fontes alternativas de energia.

Portanto, a categoria dos motores geradores estaria inserida nos empreendimentos de usinas termelétricas e sistemas associados, onde, segundo a Resolução CONAMA 001/1986, para usinas de geração de eletricidade, qualquer que seja a fonte de energia primária, acima de 10MW, é obrigatório a elaboração de estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto ambiental (RIMA), a serem submetidos à aprovação do órgão estadual competente e da secretaria do Meio Ambiente (SEMA).

### 3.4 Impacto de MP na saúde

O MP contém sólidos microscópicos ou gotículas líquidas tão pequenas que podem ser inaladas e causar sérios problemas à saúde. Partículas com menos de 10 µm de diâmetro representam os maiores problemas, pois podem penetrar profundamente em seus pulmões, e algumas podem até entrar em contato com a corrente sanguínea. As partículas finas (MP<sub>2.5</sub>) são a principal causa da redução da visibilidade (neblina) (EPA, 2004) e possuem a capacidade de penetrar profundamente no trato respiratório humano e resulta em aumento da morbidade e mortalidade.



As pessoas estão expostas a MP tóxicos suspenso no ar de várias maneiras que podem representar riscos para a saúde, como por exemplo:

- Inalação de ar contaminado;
- Ingestão de alimentos contaminados, e.g: peixes de águas contaminadas; carne, leite ou ovos de animais que se alimentavam de plantas contaminadas; e frutas e vegetais cultivados em solo contaminado no qual foram depositados tóxicos no ar,
- Consumir água potável contaminada por poluentes tóxicos do ar;
- Contato (através da epiderme) com partículas contaminadas, e.g: a poeira ou a água.

Estudos científicos já relataram que partículas biogênicas de numerosos microrganismos patogênicos, quando inalados do ar ambiente, podem causar insuficiência infecciosa, como doença do legionário ou febre de Pontiac. Outros constituintes de partículas biogênicas podem ser responsáveis por hipersensibilidade ou doenças alérgicas como asma, rinite alérgica, alveolite alérgica extrínseca ou febre úmida (HELDAL et al., 2003; HERR et al., 2003). Outro tipo de insuficiência induzida pelo pelas partículas biogênicas são reações tóxicas que são evocadas pela inalação de substâncias tóxicas de origem natural (e.g: b-1,3-glucanos, microtoxinas) (CASTELLAN et al., 1987; OLENCHOCK, 1994). A exposição crônica a endotoxinas (origem bacteriana) ou micotoxinas (origem fúngica) pode, entre outras causas, levar à bronquite, asma e síndrome tóxica da poeira orgânica (ODTS) ou alveolite tóxica (HEEDERIK; DOUWES, 1997; OLENCHOCK, 1994; SIEGEL et al., 2004).

Outras pesquisas científicas demonstraram que a exposição de seres humanos a partículas antrópicas tem causado tosse, olhos com coceira ou queimação, sintomas neuropsicológicos (vômitos, náuseas e dor de cabeça), respiração difícil, constrição de peito e sibilância (HEXT et al., 1999). Os riscos para a saúde relacionados às emissões de partículas, de forma geral, incluem doença coronariana, doença pulmonar obstrutiva crônica, asma, câncer e partos prematuros (MARTINS et al., 2010; ORAVISJÄRVI et al., 2011).

### 3.5 Deposição Pulmonar de Partículas Atmosféricas no Trato Respiratório

As concentrações de partículas atmosféricas são geralmente expressas como unidades de massa por volume ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) e/ou como número de partículas por volume ( $\#/ \text{cm}^3$ ). Esses valores são frequentemente interpretados como a dose para o indivíduo. A dose é facilmente avaliada oralmente ou dérmica, por inalação é mais complexa, já que é a quantidade depositada com o tempo em uma ou mais regiões do trato respiratório. Essa é uma função complexa das características das partículas inaladas e das características físicas e fisiológicas do humano ou animal exposto. As partículas podem ser avaliadas quanto:

tamanho, morfologia, solubilidade e composição química. O trato respiratório pode ser definido quanto: anatomia/morfometria; parâmetros de fisiologia respiratória e estado de saúde. Todas essas propriedades irão influenciar o local e a deposição de partículas inaladas e, portanto, a dose (HEXT et al., 1999; KLEINSTREUER; ZHANG, 2010).

Pressuposto a todos esses são os mecanismos físicos pelos quais as partículas se depositam no trato respiratório, o que terá a maior influência na dose depositada em relação à quantidade e região. Esses mecanismos serão explicados no tópico seguinte.

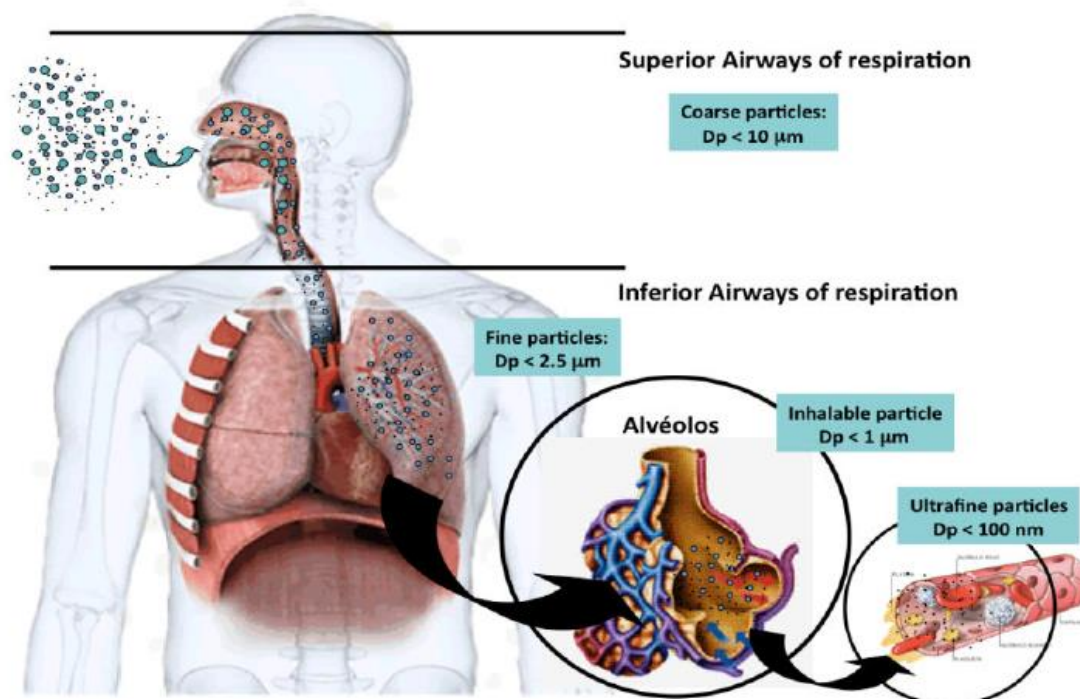
A lei que governa a região de deposição das partículas no trato respiratório é altamente governada pelo os respectivos diâmetros aerodinâmicos, dado que enquanto o tamanho das partículas aumenta, a eficiência da deposição diminui (GUARIEIRO; GUARIEIRO, 2015). Em outras palavras, o risco de exposição das partículas aumenta à medida que o diâmetro das partículas diminui. (AVINO et al., 2016). As partículas ultrafinas podem se locomover da mucosa olfativa da região naso-orofaringe-laríngea para outros órgãos como fígado, baço, rins, coração e cérebro (OBERDÖRSTER et al., 2004). Além disso, partículas também podem acarretar consequências neurodegenerativas se atingirem o cérebro (TERZANO et al., 2010).

Uma análise realizada em Cingapura demonstrou a tendência da fração de deposição da PARTÍCULAS ULTRAFINAS e nanopartículas no sistema respiratório humano, os resultados mostraram que a fração de depósito foi maior na região pulmonar que na cabeça. Já para as partícula grossas, a predisposições da fração de deposição foi na parte superior do sistema respiratório (região da cabeça) (BETHA; BEHERA; BALASUBRAMANIAN, 2014).

Um estudo avaliou as diferenças de deposição de MP em homens e mulheres. Os resultados revelaram que a deposição foi 1,5 vezes maior no sexo masculino do que no feminino, independentemente do dia da semana ou da faixa etária. A região pulmonar alveolar apresentou a maior fração da dose depositada (maior que 52% para o número de partículas e maior que 43% para a massa das partículas). Por outro lado, a cabeça/garganta acumulou a menor fração (menor que 30%) da dose depositada com base no número de partículas, enquanto a região traqueobrônquica acumulou a menor fração (menos que 25%) baseada na massa de partícula ou área de superfície da partícula (HUSSEIN et al., 2013).

A Figura 4 ilustra o acesso do MP pelas vias aéreas superiores em um indivíduo. As partículas ultrafinas ( $D_p \leq 0,1 \mu\text{m}$ ) é capaz de superar todas as barreiras do corpo humano, alcançando diferentes partes do sistema respiratório, inclusive as regiões alveolares, onde ocorre a hematose (GUARIEIRO; GUARIEIRO, 2013).

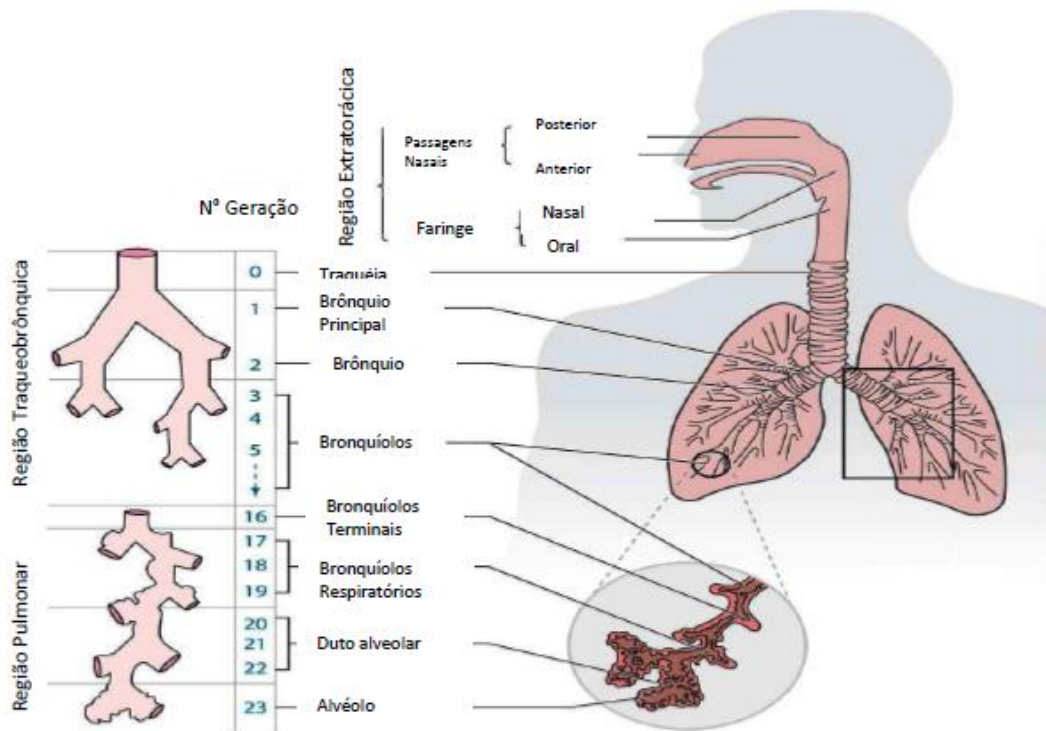
Figura 4. Representação de áreas onde o MP de processos de combustão incompletos é depositado no corpo



Fonte:© 2013 Lefol Nani Guarieiro L, Lefol Nani Guarieiro A. Publicado em (GUARIEIRO; GUARIEIRO, 2013) sob licença CC BY 3.0. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/52513>.

Um método mais preciso de especificar o local de deposição das partículas no trato respiratório é correlacionando os através do número de gerações. Esse número de geração corresponde a uma determinada posição do alvéolo pulmonar (como é ilustrado na Figura 5). Essa figura identifica as partes do sistema respiratório humano dividindo-o em três regiões: região extratorácica, traqueobrônquica e pulmonar. Além disso, identifica também as subseções de cada uma das regiões identificadas com gerações que vão de 1 – 23.

Figura 5. Correlação da geração com o posicionamento da partícula no trato respiratório.



Fonte: (ICRP, 1994).

A fim de estudar adequadamente o comportamento e os possíveis efeitos adversos das partículas atmosféricas no trato respiratório humano, o conhecimento de sua deposição em compartimentos únicos dos pulmões e vias aéreas específicas de uma determinada geração de pulmão deve ser considerado indispensável. Como a abordagem experimental da deposição de partículas pulmonar falha devido aos efeitos perigosos do MP, cálculos teóricos baseados em modelos confiáveis de transporte de partículas e deposição em estruturas pulmonares quase realistas, podem ajudar a elevar esse nível de informação.

### 3.5.1 Mecanismos Físicos da Deposição Pulmonar

A principal razão para investigar os mecanismos físicos da deposição de MP no trato respiratório é compreender como as partículas do ar, quando inaladas, se comportam dentro do sistema respiratório. Para esse fim, é necessário mensurar a concentração de tamanho e número de partículas expostas na atmosfera aos indivíduos. A fração de deposição de partículas no pulmão são influenciadas pelos seguintes parâmetros: concentração do poluente; taxa de fluxo de inalação; duração da respiração; padrão respiratório; morfologia pulmonar e propriedades da partícula (tamanho, forma, densidade;

higroscopicidade e densidade) (WOLFF, 2015). Algumas outras variáveis, incluindo aquelas relacionadas à exposição individual, como conduta respiratória e propriedades intrínsecas do trato respiratório também são relevantes ao entendimento do comportamento das partículas dentro do sistema respiratório (RISSLER et al., 2017).

Difusão (movimento Browniano), impactação inercial e sedimentação (gravitacional) são os mecanismos básicos da física que ocorrem na deposição pulmonar de partículas inaladas. A difusão torna-se o mecanismo principal para a deposição de partículas de pequeno diâmetro aerodinâmico (aproximadamente 100 nm). Enquanto a impactação inercial e a sedimentação gravitacional são os mecanismos dominantes de deposição de aerossol cujo diâmetro aerodinâmico esteja acima de 1  $\mu\text{m}$  (SALMA et al., 2015). Por essa razão, a distribuição de tamanho das partículas é uma propriedade crucial para a simulação da deposição pulmonar.

A impactação do MP ocorre quando a corrente de ar sofre uma mudança direcional. O momento da partícula é tal que é incapaz de mudar o curso e, portanto, tendem a se depositar na parede da via aérea. Partículas de tamanho aerodinâmico de mais de 0,5  $\mu\text{m}$  podem se depositar por esse mecanismo. Esse fenômeno físico pode operar somente onde há uma combinação de mudança de velocidade e direção, e também é confinado predominantemente ao trato respiratório superior onde há pontos de ramificação mais altos no sistema traqueobrônquico do homem, mas pode decorrer até em região de duto alveolar de animais menores. Os fatores que influenciam a deposição por esse mecanismo incluem o tamanho e a densidade de partículas e a taxa de respiração (HEXT et al., 1999).

O mecanismo da sedimentação gravitacional predomina nas regiões inferiores do trato respiratório, onde as velocidades são baixas, apesar de todas as partículas serem submetidas a força da gravidade. Fatores que influenciam a deposição desse fenômeno são os mesmos mencionados acima para impactação, porém com adição de tempo de permanência dentro do trato respiratório.

Partículas muito finas, isto é, aquelas com diâmetros aerodinâmicos inferiores a 0,1  $\mu\text{m}$  estão sujeitas ao bombardeamento por moléculas de gás e, assim, adquirem movimento aleatório no ar, denominado movimento browniano. Dentro do trato respiratório, as partículas que se movem de tal maneira podem entrar em contato com a parede da via aérea e se depositar. A deposição por este mecanismo é favorecida pelas velocidades do ar baixas ou ausentes e, portanto, predomina nas regiões bronquíolo e alveolar (HEXT et al., 1999).

### 3.6 Modelagem Pulmonar

A avaliação do depósito de partículas no trato respiratório é fundamental para entender seu impacto na saúde humana. Medições experimentais de partículas finas e ultrafinas no trato respiratório são raras (LÖNDAHL et al., 2014). Usualmente, a avaliação do MP inalado é feita por padrões de deposição de imagens de partículas radiomarcadas (PINKERTON et al., 2000; STAHLHOFEN; RUDOLF; JAMES, 1989) ou medindo a dispersão por varreduras de ventilação de criptônica<sup>8</sup> pela expiração pela boca (CONWAY et al., 2013). Medição da deposição de partículas em gravidade alterada também já foi relatado na literatura (DARQUENNE, 2014; DARQUENNE et al., 1997; HOFFMAN; BILLINGHAM, 1975), pois o mecanismo primário de deposição nas vias aéreas intratorácicas é a sedimentação e, portanto, o destino dessas partículas é marcadamente afetado pela gravidade. Recentemente, um instrumento inovador para medir a deposição pulmonar de PARTÍCULAS ULTRAFINAS transportadas pelo ar em um único fôlego foi descrito com objetivo de investigar a deposição de nanopartículas em pacientes com doença respiratórias (JAKOBSSON et al., 2016).

Vários métodos já foram desenvolvidos e aplicados para analisar a deposição de partículas no trato respiratório, como *in vivo*, *in vitro* e *in silico*. Um trabalho desenvolvido na França realizou um experimento *in vivo*, onde avaliaram padrões de deposição regional em babuínos (*Papio anubis*). Três espécimes foram utilizados experimentalmente como modelo animal para simular o trato respiratório infantil humano de 2 anos de idade. Os animais foram sedados, porém mantidos acordados durante a inalação do aerossol que foi administrado através de uma máscara facial apertada (especificamente concebida para babuínos) com uma combinação de vias de inalação orais e nasais. Os resultados demonstraram que a deposição de aerossol na região torácica e extratorácica variou substancialmente de acordo com o tamanho das partículas. Alta deposição na região extratorácica foi observada para o aerossol 1-9  $\mu\text{m}$  (72%  $\pm$  17%). A faixa de 0,15 a 0,5  $\mu\text{m}$  de aerossol foi associada quase exclusivamente à deposição da região torácica (84%  $\pm$  4%). Partículas no ar na faixa de 0,25 a 1  $\mu\text{m}$  apresentaram um padrão de deposição intermediário, com 49%  $\pm$  8% na região extratorácica e 51%  $\pm$  8% na região torácica. Finalmente, concluíram que a deposição regional é independente da espécie para tamanhos de partículas no ar (ALBUQUERQUE-SILVA et al., 2014a).

Os modelos clássicos *in vitro* preveem que a deposição de partículas no trato respiratório seja composta por modelos escalares, seguindo a similaridade das leis da hidrodinâmica (BÉRUBÉ et al., 2009); entretanto, esses modelos são geralmente limitados a uma faixa estreita da dinâmica de partículas inaladas,

---

<sup>8</sup> A ventilação criptônica consiste na inalação, através de uma máscara que engloba o nariz e a boca, de um radionuclídeo gasoso (e.g: criptônio-81m) em forma de aerossol. Após a fase de ventilação, uma câmara gama adquire as imagens do estudo.

uma vez que os mecanismos de difusão browniana (FEYNMAN, 1964) para partículas ultrafinas são totalmente negligenciados (BÉRUBÉ et al., 2009).

Na última década, métodos estatísticos e baseados em computador foram melhorados para prever a dose total ou regional depositada no trato respiratório (DE BOER et al., 2004; HINDS, 2012). As vantagens do uso de modelos computacionais de deposição de partículas no sistema respiratório são a redução de custos de testes laboriosos realizados em animais e a obtenção de resultados rápidos e confiáveis (KOLANJIYIL; KLEINSTREUER, 2016). Apesar do progresso, os dados sobre deposição e remoção de partículas no trato respiratório são escassos, portanto, estudos quantitativos das relações entre tamanho de partícula, geometria do trato respiratório, parâmetros de respiração e cinética de depuração ainda são limitados (ASGHARIAN et al., 2014).

Modelos computacionais para prever a deposição de partículas no trato respiratório podem ser definidos em dois grupos: (i) modelos pulmonares que consideram todos os lóbulos pulmonares (modelo MPPD, modelo Comissão Internacional de Proteção Radiológica - ICRP - e o modelo do Conselho Nacional de Proteção e Medição de Radiação - NCRP); e (ii) modelos de deposição local usando o método da dinâmica dos fluidos computacional (CFD) (ROSTAMI, 2009).

O MPPD é uma ferramenta computacional para prever a deposição e eliminação de aerossóis monodispersos e polidispersos no trato respiratório de humanos e ratos. Desde o seu desenvolvimento (ANJILVEL; ASGHARIAN, 1995), ele foi aprimorado e submetido a vários ciclos de validação de testes ao longo dos anos. Uma atualização relevante foi implementada na versão 2.11, quando os modelos de pulmão específicos por idade foram incluídos e também a possibilidade de avaliar vários tamanhos de partículas (DE WINTERSORKINA; CASSEE, 2003). Atualmente, o *software* está na versão 3.04 e se encontra disponível gratuitamente para download. O MPPD possui uma interface autoexplicativa e recursos de plotagem personalizáveis de dados de saída. Vários modelos pulmonares, já validados pela literatura estatisticamente, são disponíveis no *software* (OLLER; OBERDÖRSTER; SEILKOP, 2014). O modelo possui algoritmos que calculam a deposição e eliminação de aerossóis monodispersos e polidispersos nas vias respiratórias de ratos, adultos humanos e crianças (somente deposição) para partículas variando de ultrafinas (0,01  $\mu\text{m}$ ) a grossas (10  $\mu\text{m}$ ) (RIVM, 2016). A previsão da deposição da dose requer o tempo e nível de exposição, características respiratórias, parâmetros respiratórios, a anatomia dos pulmões e propriedades físico-químicas das partículas inaladas (HUSSEIN et al., 2013).

O modelo ICRP, também conhecido como ICRP 66, tem sido usado pela comunidade científica há quase duas décadas (ICRP, 1994). O modelo ICRP 66 prevê a deposição de partículas em cinco regiões pulmonares (dois

compartimentos extratorácicos, brônquico, bronquíolo e alveolar). Este modelo também é capaz de avaliar as doses de radiação para o trato respiratório dos trabalhadores a partir da ingestão de radionuclídeos no ar (ROSTAMI, 2009). Os parâmetros de entrada são compostos por tamanhos de partículas, densidade, fator de forma, medidas anatômicas e fisiológicas e ritmo respiratório (GOWER; HAMMOND, 2007). Este modelo realiza uma avaliação extensiva da deposição, depuração e dose de inalação. O modelo estima a deposição de tamanhos de partículas variando de 0,001 a 100  $\mu\text{m}$ ; no entanto, não é muito previsível para partículas que variam de 0,001 a 0,01  $\mu\text{m}$  (EPA, 2004). O modelo é baseado em dados experimentais e teóricos e foi atualizado desde que foi descrito pela primeira vez na década de 1960 (HINDS, 2012; ICRP, 1994). O modelo ICRP 66 fornece uma estrutura realista para prever as características de retenção e excreção do pulmão em indivíduos, assim como para as doses de órgão pulmonar e sistêmico (ROSTAMI, 2009). O modelo de dosimetria do ICRP foi posteriormente implementado em um software computacional baseado em DOS denominado Lung Dose Evaluation Program (LUDEP) (BIRCHALL; BAILEY; JAMES, 1991).

O modelo NCRP (também conhecido como NCRP 125) é capaz de avaliar a deposição e a eliminação da dosimetria no trato respiratório para substâncias inaladas radioativas. O modelo de deposição NCRP é baseado no tipo mais simples de geometria pulmonar, visto que o modelo utiliza uma árvore simétrica para modelar o pulmão que foi desenvolvido por Yeh e Schum em 1980. O *software* 125 divide o trato respiratório em três principais regiões: a naso-oro-faringe, a traqueobrônquica e as regiões pulmonares (YEH et al., 1996). O modelo de absorção de sangue mais sofisticado é usado no NCRP. O programa NCRP 125 foi desenvolvido para suplementar o modelo de ICRP, aumentando a confiança nos resultados do cálculo de doses de radionuclídeos inalatórios e não deve ser usado sozinho (BAILEY; BIRCHALL, 1998). Atualmente, não há *software* de computador disponível para este modelo.

Simulações de todo o pulmão são complexas devido à complexidade do pulmão humano com milhões de vias aéreas tubulares. Apesar do progresso dos modelos computacionais para avaliar os efeitos da inalação de MP na saúde, os modelos atuais precisam ser melhorados, portanto, os modelos pulmonares estão frequentemente sendo aprimorados, por exemplo, em 2013, foi publicado um estudo de alta relevância que modelava distribuição de tamanho do número de partículas em padrões detalhados de atividade de três grupos etários (adolescentes, adultos e idosos), o programa era capaz de estimar semi-empíricamente a fração de deposição regional pulmonar. Para calcular a dose depositada com esses modelos, é necessário o tempo e nível de exposição, características respiratórias, parâmetros respiratórios, anatomia dos pulmões e propriedades físico-químicas das partículas inaladas. (HUSSEIN et al., 2013). Outra pesquisa apresentou o desenvolvimento de um modelo computacional de



deposição e remoção de MP para camundongos BALB/c e B6C3F1, criando um conjunto de espécies cruzadas de modelos disponíveis para dosimetria de partículas no pulmão (ASGHARIAN et al., 2014). Mais recente, foi descrito um modelo de via aérea pulmonar completa (WLAM), representando a geometria real do pulmão por meio de uma configuração tridimensional básica da boca para a traqueia (KOLANJIYIL; KLEINSTREUER, 2016). Esse modelo fornece resultados quantitativos da deposição de aerossóis em todo o pulmão humano.

O CFD é um método gerado usando matemática aplicada, física e algoritmos computacionais para visualizar fluxos de gás ou líquidos. No caso de deposição de MP, analisa a deposição de aerossol em partes locais do trato respiratório. Vários modelos baseados em CFD foram propostos, a maioria abordando a região traquéia-brônquica (BALÁSHÁZY; HOFMANN, 1993a, 1995, 1993b; BRODAY; GEORGOPOULOS, 2001; FERNÁNDEZ TENA; CASAN CLARÀ, 2015; HOFMANN; BALÁSHÁZY, 1991; LI; AHMADI, 1995; NOWAK; KAKADE; ANNAPRAGADA, 2003), mas alguns têm focado apenas nas regiões alveolares (TIAN et al., 2015), nas regiões oro-nasais (GE; INTHAVONG; TU, 2012). Em geral, os modelos de CFD consistem em três elementos: (i) formulação matemática dos processos físicos e químicos relevantes, (ii) especificação das condições iniciais e de contorno e (iii) resolução das equações para a geometria especificada das partículas (ROSTAMI, 2009). Muitos modelos computacionais baseados em CFD foram descritos na literatura (KOLANJIYIL; KLEINSTREUER, 2016), e sua aplicabilidade e complexidade são específicas do modelo, os cálculos são geralmente baseados em morfometria pulmonar, padrão respiratório, propriedades de partículas e propriedades de gás/vapor.

Após apresentado todos recursos para uma modelagem computacional pulmonar, o presente estudo realizou uma revisão sistemática de literatura (RSL) - que será melhor detalhada no próximo capítulo – em que concretizou que o modelo mais usual no mundo acadêmico para simulação pulmonar é o MPPD.

O modelo de Dosimetria de Partículas de Caminho Múltiplo (MPPD, v. 3.04) foi desenvolvido pela Associação de Pesquisa Aplicada (do inglês, *Applied Research Associates* - ARA) e pelo Instituto Hamner de Ciências da Saúde (do inglês, *Hamner Institutes for Health Sciences*) juntos. O modelo computacional calcula a deposição e a eliminação de aerossóis monodispersos e polidispersos nas vias respiratórias de animais e adultos e crianças humanas (para criança apenas a deposição), o diâmetro aerodinâmico que o modelo simula é de partícula ultrafina (0,01  $\mu\text{m}$ ) até grossa (20  $\mu\text{m}$ ) (RIVM, 2016).

O *software* MPPD tem como premissas os modelos de caminho único quanto o de múltiplos caminhos, ambos têm funcionalidades de controlar o fluxo de ar e estimar a deposição dos aerossóis no pulmão. O modelo de múltiplos caminhos foi escolhido nesta pesquisa para fazer a simulação pulmonar, pois o método de caminho único calcula a deposição de partículas apenas em um típico

caminho nas vias aéreas, enquanto o método de múltiplos caminhos calcula a deposição de MP em todas as vias aéreas do pulmão, obtendo assim informações mais específicas de todos os lóbulos pulmonares (ANJILVEL; ASGHARIAN, 1995). Dentro de cada uma das vias aéreas, a deposição é calculada usando derivadas teóricas por difusão, sedimentação e impactação de MP nas bifurcações das vias aéreas, ou das vias respiratórias (KOBLINGER; HOFMANN, 1990).

O modelo computacional MPPD possui simulação geométrica pulmonar para diferentes idades do ser humano, totalizando em dez modelos morfológicos entre a faixa etária de 3 meses e 21 anos de idade. Adicionalmente, o *software* se aproxima da realidade por também disponibilizar padrões respiratórios nasal, somente oral ou oral/nasal (GUERREIRO, 2016).

Para as vias aéreas humanas, existem os seguintes modelos morfológicos:

- *Yeh-Schum Single Path;*
- *Yeh-Schum 5-Lobe;*
- *Stochastic model;*
- *Age-specific symmetric model;*
- *Age-specific 5-lobe model;*
- *Weibel symmetric model;*
- *PNNL symmetric model;*
- *PNNL asymmetric model.*

A opção estocástica (do inglês *stochastic*) é a que representa geometria mais realista do pulmão, uma vez essa escolhida, o modelo usa dados gerados por Koblinger e Hofmann (1990). O conjunto de dados representa as estruturas assimétricas estocasticamente geradas da região traqueobrônquica (TB) do pulmão humano, com base nas medidas de Yeh e Schum (1990). O modelo deve ser usado para calcular a deposição de partículas tanto local (ácinos no pulmão) como lobular (nos cinco lóbulos pulmonares) e regional (cabeça, traqueobrônquica, alveolar e total) (RIVM, 2016), com parâmetros geométricos (comprimento da via aérea, diâmetro da via aérea, ângulo de ramificação de bifurcação, ângulo de gravidade) sendo selecionados aleatoriamente a partir de funções de densidade de probabilidade que foram derivadas de distribuições de probabilidade relacionada (KOBLINGER, 1985).

A abordagem estocástica para o transporte e deposição de partículas na TB baseia-se no princípio matemático da caminhada aleatória de partículas inaladas através da estrutura ramificada da via aérea gerada da maneira descrita acima. Em cada bifurcação, a decisão da partícula a ser transportada para a via aérea derivada maior ou secundária é também determinada aleatoriamente pela aplicação das respectivas distribuições de fluxo de ar que surgem da hipótese de que a divisão do fluxo é proporcional ao volume distal (PHILLIPS; KAYE, 1997). Como uma característica principal do transporte estocástico e do modelo

de deposição, o cálculo da deposição de partículas em uma via aérea específica é considerado como refletindo o comportamento de deposição médio de muitas partículas (e.g: 10.000 partículas). Essa inferência de um único evento de deposição para a totalidade das partículas inaladas é apropriadamente suportada pelo chamado método Monte Carlo<sup>9</sup>, que está sujeita a uma melhoria adicional pela aplicação do método estatístico do peso (KOBLINGER; HOFMANN, 1990). Nesse modelo matemático, a deposição de uma partícula em uma via aérea selecionada é simulada diminuindo seu peso estatístico em vez de terminar completamente seu caminho. A contribuição de um evento de deposição individual para a deposição total, em uma dada geração de via aérea, é determinada pela multiplicação do peso estatístico real da partícula com a probabilidade de deposição específica do local.

O modelo utiliza dois tipos de deposição no aparelho respiratório: a deposição em tubos cilíndricos e a deposição em espaços esféricos, calculando a probabilidade do MP de se depositar em algum local do aparelho respiratório pelos fenômenos descritos acima. A deposição em tubos cilíndricos é calculada seguindo equações descritas a seguir (KOBLINGER; HOFMANN, 1990)

A probabilidade de deposição por difusão browniana  $P_d$  é:

$$p_d = \sum_{i=1}^3 a_i \exp(-b_i x) - a_4 \exp(-b_4 x^{2/3}), \quad (2)$$

Onde

$$x = \frac{LD}{2R^2v}, \quad (3)$$

D corresponde o coeficiente de difusão, R é o raio do tubo, L é o comprimento do tubo e v é a velocidade média do fluxo de ar.

Os coeficientes  $a_i$  e  $b_i$  da equação (2) adotam os seguintes valores (Tabela 15):

Tabela 15. Valores dos coeficientes da Equação 3

$a_1= 0,8190$	$b_1= 7,3150$
$a_2= 0,0976$	$b_2= 44,610$
$a_3= 0,0325$	$b_3= 114,00$
$a_4= 0,0509$	$b_4= 79,310$

<sup>9</sup> Designa-se por método de Monte Carlo (MMC) métodos estatísticos que se baseiam em amostragens aleatórias massivas para obter resultados numéricos, isto é, repetindo sucessivas simulações à um elevado número de vezes, para calcular probabilidades heurísticamente.

A probabilidade de deposição durante uma pausa de tempo  $t$  da inspiração é dado na equação 4:

$$P_d = 1 - \exp\left(-5,784 \frac{Dt}{R^2}\right) \quad (4)$$

A probabilidade de deposição por sedimentação  $P_s$  é:

$$P_s = 1 - \exp\left(-\frac{4gCpr^2L \cos \phi}{9\pi\mu Rv}\right), \quad (5)$$

Onde  $g$  é a aceleração da gravidade,  $\phi$  é o ângulo relativo à gravidade,  $\rho$  é a densidade da partícula,  $C$  é o fator de correção de deslizamento de Cunningham<sup>10</sup>,  $r$  é o raio da partícula,  $R$  é o raio da tubo e  $\mu$  é a viscosidade do fluido.

Por fim, a probabilidade de deposição por impactação inercial  $P_i$  é:

$$p_i = 1 - \frac{2}{\pi} \cos^{-1}(\theta St) + \frac{1}{\pi} \sin[2\cos^{-1}(\theta St)], \quad \text{para } \theta St < 1 \quad (6)$$

$$p_i = 1, \quad \text{para } \theta St > 1,$$

Onde  $\theta$  é o ângulo de ramificação do tubo e  $St$  é o número de Stokes<sup>11</sup>.

A deposição ocorrida em espaços esféricos pode ocorrer através de dois fenômenos: sedimentação e movimento browniano, as equações que determinam essas deposições são descritas a seguir.

A deposição por sedimentação teoriza o alvéolo pulmonar como duas esferas que possuem o mesmo raio, uma representa o alvéolo e a outra o volume de ar contendo o MP. Inicialmente ( $t=0$ ) as esferas são concêntricas e ao passar do tempo a esfera preenchida de ar com MP se movimenta para baixo há uma determinada velocidade ( $u_s$ ). A fração de partículas de MP ainda não depositadas no tempo  $t$  é dada pela fração interceptadora das duas esferas. A fração depositada é:

$$p = \begin{cases} \frac{1u_s t}{22R} \left[ 3 - \left(\frac{u_s t}{2R}\right)^2 \right], & \text{se } t < \frac{2R}{u_s}, \\ 1, & \text{se } t \geq \frac{2R}{u_s} \end{cases} \quad (7)$$

<sup>10</sup> O fato de correção de Cunningham é uma correção no coeficiente de arrasto utilizado para prever a força de arrasto entre um fluido e uma partícula se movendo nesse fluido.

<sup>11</sup> O número de Stokes é um número adimensional que caracteriza o comportamento de partículas suspensas em um fluxo de fluido.

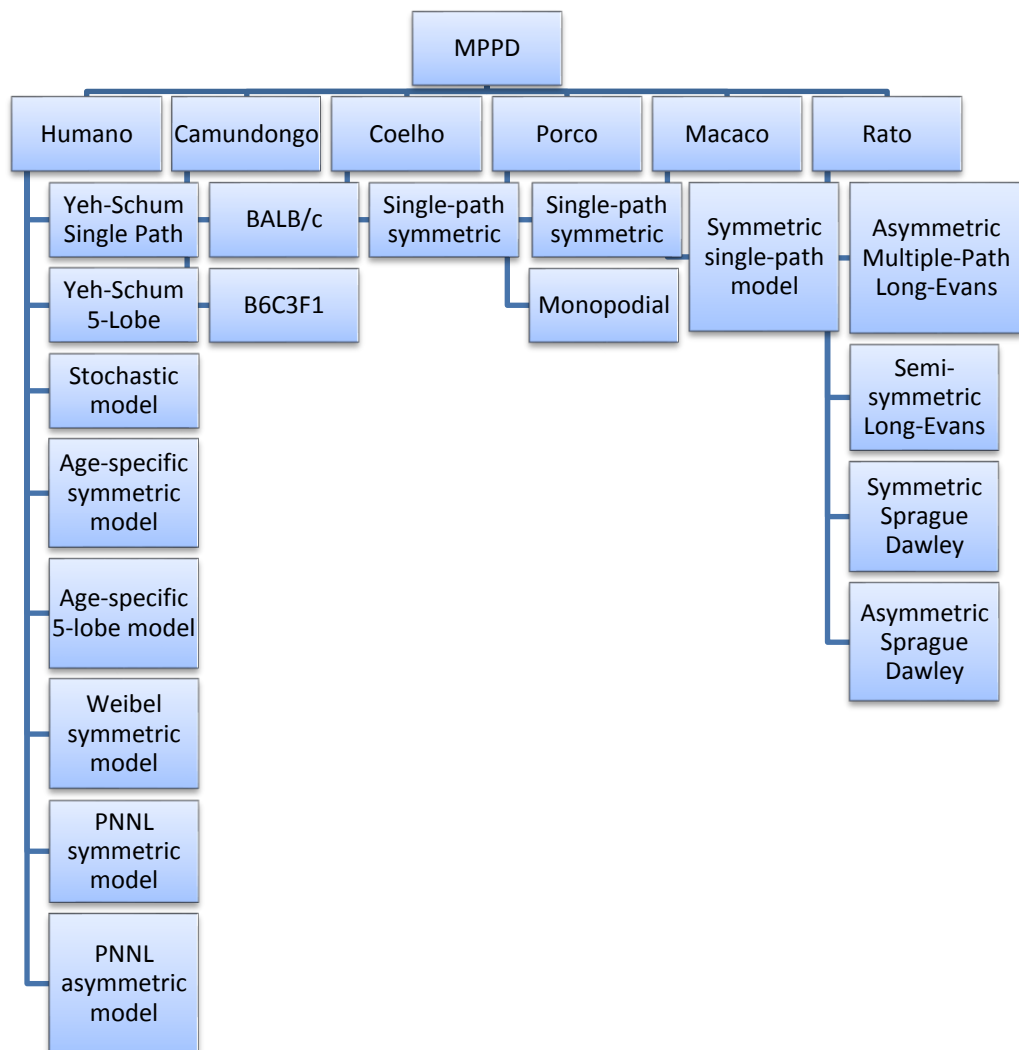
Onde R representa o raio do alvéolo e do volume de ar com MP, t representa o tempo,  $u_s$  velocidade de movimento da segunda esfera.

A deposição pelo movimento browniano é determinada pela Equação 8.

$$p = V - \frac{6}{\pi^2} V \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n^2} \exp(-Dn^2\pi^2 t/R^2) \quad (8)$$

A Figura 6 apresenta os atuais modelos dos aparelhos respiratórios de todas as espécies disponível no MPPD.

Figura 6. Modelos disponíveis no MPPD 3.04



Após definido o modelo e a espécie morfológico pulmonar, antes de iniciar o processo de simulação, é necessário inserir os seguintes parâmetros de entrada no modelo MPPD: fluxo de ar; capacidade respiratória funcional (FRC); trato respiratório superior (URT); propriedades da partícula (densidade, forma e diâmetro) e também dados do cenário de exposição (aceleração da gravidade,

orientação corporal, concentração mássica do aerossol, frequência respiratória, volume tidal, fração respiratória e, por fim, padrão respiratório).

A seguir será detalhado o conceito de alguns parâmetros descritos anteriormente (ARA, 2015):

- i. *Functional Respiratory Capacity* (FRC) - o volume do pulmão ao final de uma expiração normal. Este parâmetro é calculado por duas equações que tem a aplicação diferenciada para o gênero masculino (equação 9) e feminino (equação 10), onde “H” e “A” correspondem a respectivamente pela altura e peso do indivíduo (MORRIS et al., 1984);

$$FRC = 36,0 \times H + 3,1 \times A - 3182 \pm 1060 \quad (9)$$

$$FRC = 42,7 \times H + 9,0 \times A - 5290 \pm 1460 \quad (10)$$

- ii. *Upper Respiratory Tract* (URT) - volume das vias respiratórias superiores, isto é, volume do aparelho respiratório da narina ou da boca até a faringe;
- iii. Volume Tidal - volume de ar que entra nos pulmões em uma única respiração;
- iv. Fração Respiratória - é a razão entre o tempo de inalação e o período respiratório total;
- v. Fração de pausa respiratória - razão do tempo gasto durante a pausa entre a inspiração e a expiração até o período respiratório total;
- vi. Tipo de respiração - forma predominante de respiração das pessoas que estão sujeitas ao material particulado, como por exemplo: respiração nasal, Oral ou Oro-Nasal.

Posição do ocupante, forma como a pessoa está no momento da respiração, por exemplo, sentada, de costa, deitada ou em pé.

### 3.7 Estado da Arte

Para a elaboração do estado da arte, foi realizada uma RSL cujo objetivo foi identificar as modelagens da deposição pulmonar de partículas finas e ultrafinas nos seres humanos publicadas na literatura nos últimos 10 anos.

O método de busca avançada aplicou funcionalidades de aspás, truncamento, operadores por proximidade e operadores booleanos. Essas funcionalidades avançadas fizeram com que a pesquisa se tornasse extremamente refinada. Os termos chaves de pesquisa foram: “*alveolar deposition*”, *model\**, “*particulate matter*”, *\*fine* e *combustion*. Os critérios de

inclusão adotados na RSL foram os seguintes: trabalhos científicos na língua inglesa, do tipo artigo ou revisão e período de publicação entre o ano de 2007 a 2017.

O período de busca da RSL foi realizado entre os dias 19 de junho de 2017 a 21 de junho de 2017 e consistiu em 3 fases: na fase 1, foram encontrados 457 trabalhos em que todos os termos de busca (citados no parágrafo anterior) foram aplicados para serem localizados em quaisquer partes dos trabalhos; já na fase 2, foram identificados 40 artigos científicos em que os termos de busca “*alveolar deposition*”, *model\**, “*particulate matter*” foram aplicados para serem localizados apenas nos títulos e/ou resumo das publicações; e por fim, na fase 3, foram verificadas 29 pesquisas científicas, conforme linha de pesquisa de interesse, após leitura dos títulos e resumo dos trabalhos da fase 2. Todo o processo foi feito através dos *softwares* Mendeley e Microsoft Office Excel 2013.

Foi feito também uma avaliação da qualidade da pesquisa sistemática que atingiu uma nota satisfatória de 67%. Demonstrando uma boa aproximação dos trabalhos selecionados com o tema aqui proposto.

Em relação ao comportamento temporal das publicações, foi possível aferir que o pico aconteceu no ano de 2015 com 19% (5 publicações). Desde o ano de 2007, os números de publicações relacionadas com tema vêm aumentando, com exceção apenas dos anos de 2013 e 2016 que tiveram uma queda.

Os Estados Unidos da América (EUA) foi o país que mais publicou sobre o tema com 22% (6 publicações) na RSL. Entretanto, o autor que mais publicou foi o Löndahl, Jakob da Lunds Universitet, Ergonomics and Aerosol Technology, Lund da Suécia, com 3 publicações. O Brasil também teve sua participação com a autora Martins, Leila Droprinchinski com uma publicação na Universidade Federal de Tecnologia em Londrina (FIGUEIRÊDO; GUARIEIRO; GUARIEIRO, 2017).

Os modelos computacionais de modelagem da deposição pulmonar mais utilizados na RSL foram o MPPD (44%), o ICRP (29%). A razão do MPPD ter liderado o ranking se dá, provavelmente, por ser um *software* livre e por ser já renomado no mundo acadêmico.

### 3.7.1 Estudos Recentes de Modelagem de Deposição Pulmonar de Partículas

Este tópico abordará os principais trabalhos identificados na RSL sobre o tema da pesquisa. Um estudo recente em 2017 destacou que a queima de combustíveis domésticos (madeiras não processadas e esterco de animais - biomassa), pode ser uma importante fonte de endotoxina nos lares. Portanto a pesquisa realizou medições de diferentes frações de tamanho de partículas no ar (MP<sub>10</sub>, MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>1</sub>) e estimou a deposição dessas partículas no trato

respiratório utilizando o modelo computacional LUDEP. A coleta foi realizada em casas quando queimada a biomassa sólida combustível (n = 35) e GLP (n= 35). Os resultados encontraram uma concentração maior de endotoxina nas frações PM<sub>2,5</sub> de partícula em ambos as partículas (GLP e biomassa), também foi constatado uma interação entre o teor de carbono orgânico de MP e o combustível doméstico na previsão dos níveis de endotoxina. Os cálculos do modelo mostraram que em lares com queima de biomassa, a deposição total de partículas foi maior entre as crianças (59%) do que nos homens adultos (47%), dos quais pelo menos 10% das partículas inaladas são depositadas na região alveolar do pulmão. Esses resultados indicam que partículas finas contribuem significativamente para a deposição de MP na região alveolar do pulmão. Considerando o papel primordial para a exposição de partículas, o tipo de fonte e o momento da exposição à saúde respiratória (PADHI et al., 2017).

Uma pesquisa realizada na Suécia, descreveu uma configuração experimental para medidas de tamanho da fração depositada no trato respiratório de partículas transportadas pelo ar, cobrindo a faixa de diâmetro de 15 a 5000 nm. Utilizaram SMPS e dimensionador de partículas aerodinâmico (APS) para determinar o tamanho e o número de partículas. O arranjo foi utilizado para investigar diferenças individuais na fração de deposição de partículas no trato respiratório para um grupo de 67 indivíduos de ambos os sexos com idades entre 7 e 70 anos. Como validação do experimento, utilizaram os modelos computacionais ICRP (ICRP, 1994), MPPD com o modelo morfológico pulmonar Yeh-Schum 5-Lobe e NCRP com os modelos de estrutura pulmonar Weibel A e Yeh & Schumm 5-Lobe. Os resultados identificaram diferenças na fração de deposição entre diferentes subgrupos, a maior parte da variação individual não foi explicada nem pela idade nem pelo sexo. As taxas de deposição das crianças tornam-se significativamente mais altas que as dos adultos. Além disso, a variabilidade individual é maior para a área de superfície do pulmão ou taxas de deposição de massa corporal do que para fração de deposição (RISSLER et al., 2017).

Medições de concentração de número de partículas, distribuição de tamanho, e composições químicas em três sítios distintos foram realizadas em: ponto de ônibus, rodovia de alta velocidade e local industrial em uma cidade tropical. Verificou-se que o caso da indústria tinha  $4,93 \times 10^7 - 7,23 \times 10^7$  e  $3,44 \times 10^4 - 3,69 \times 10^4$  #/m<sup>3</sup> maior concentração de partículas do que o ponto de ônibus e a rodovias na faixa de 0,25–0,65 µm e 2,5–32 µm, respectivamente, enquanto o sítio da rodovias de alta velocidade teve  $6,01 \times 10^5$  e  $1,86 \times 10^3$  #/m<sup>3</sup> maior concentração de partículas do que o sítio ponto de ônibus na faixa de 0,5 a 1,0 µm e 5,0 a 32 µm, respectivamente. Al, Fe, Na e Zn foram os elementos inorgânicos particulados mais abundantes para os sítios relacionados ao tráfego, enquanto Zn, Mn, Fe e Pb foram abundantes para o



caso da indústria. A pesquisa também empregou modelos existentes de deposição respiratória para analisar as distribuições de partículas e de elementos no sistema respiratório humano em relação a alguns possíveis cenários de exposição relacionados ao ponto de ônibus, rodovia e indústria, respectivamente. Mostrou-se que partículas de 0–0,25 µm e 2,5–10 µm foram responsáveis por cerca de 74%, 74% e 70% das partículas que penetram na região pulmonar, respectivamente. As taxas de deposição respiratória de Cr e Ni foram 170 e 220 ng/dia e 55 e 140 ng/dia para os cenários rodoviário e industrial, respectivamente. A avaliação do risco para a saúde foi realizada seguindo a orientação suplementar da US EPA para estimar o risco de exposição por inalação aos elementos selecionados (por exemplo, Cr, Mn, Ni, Pb, Se e Zn) para os três cenários. Foi sugerido que o Cr representa um potencial risco carcinogênico com o excesso de risco de câncer ao longo da vida de  $2,1-98 \times 10^{-5}$  para os cenários. O Mn representa um potencial risco não carcinogênico no cenário da indústria, com o quociente de risco (HQ) de 0,98. Tanto o Ni quanto o Mn podem representar um risco potencial não carcinogênico para as pessoas envolvidas nos três cenários de exposição (YOU et al., 2017).

Em 2016 pesquisadores partiram do pressuposto que a principal fração de partículas na atmosfera de Roma era caracterizada por níveis significativos de MP<sub>2,5</sub> (quase 75% da fração de MP<sub>10</sub> é MP<sub>2,5</sub>), e investigou as tendências diurnas/noturnas, de dias no meio da semana e sazonais quentes/frias de partículas finas. Além disso, a partir desses dados, estimou-se a dose total de partículas finas depositadas no sistema respiratório (isto é, regiões da cabeça, traqueobrônquica e alveolar em diferentes lobos pulmonares). As estimativas da deposição pulmonar foram realizadas com o modelo MPPD v.2.1. O artigo discute as doses de partículas depositadas no sistema respiratório de indivíduos expostos nas proximidades do tráfego. Durante o horário de pico do tráfego, cerca de  $6,6 \times 10^{10}$  partículas são depositadas no sistema respiratório. Essa dose é quase inteiramente feita de PARTÍCULAS ULTRAFINAS. De acordo com a maior dose estimada, espera-se que os lobos do pulmão direito sejam mais suscetíveis a patologias respiratórias do que os lobos esquerdos (AVINO et al., 2016).

A Tabela 16 apresenta a faixa de tamanho e as fontes correspondentes das partículas que foram estudadas por outros pesquisadores nos últimos dez anos. Os dados foram obtidos pela revisão sistemática de literatura.

Tabela 16. Fontes comuns e intervalos de tamanho de partículas

Ref.	Fonte	Faixa de tamanho
(GOWER; HAMMOND, 2007)	Cigarro	0,0001 - 10 µm

Ref.	Fonte	Faixa de tamanho
(KAWANAKA et al., 2009)	Rodovias e local suburbanos	< 0,12 µm 0,12 - 2,1 µm > 2,1 µm
(MARTINS et al., 2010)	Partículas suspensas no ar	0,01-0,414 µm
(HAM; RUEHL; KLEEMAN, 2011)	Autoestrada (centro urbano)	< 2,5 µm
(HAM; KLEEMAN, 2011)	Sítio urbano; Sítio Rural	0,01 - 10 µm
(KAWANAKA et al., 2011)	Autoestrada Sítio urbano	< 0,12 µm 0,12 - 2,1 µm > 2,1 µm
(ORAVISJÄRVI et al., 2011)	Diesel; Gás natural	0,007 - 10 µm
(HUSSEIN et al., 2013)	Sítio urbano (interior e exterior)	0,01 - 10 µm
(KRISTENSSON et al., 2013)	Combustão de madeira; Tráfego	0,003-0,93 µm
(YOUN et al., 2016)	Metalurgia; Mineração; Centro urbano	0,056 - 18 µm
(ALBUQUERQUE-SILVA et al., 2014b)	Partículas radioativos	1 - 9 µm; 0,25 - 1 µm; 0,15 - 0,5 µm.
(BEHERA et al., 2015)	Refinarias; veicular; cocção doméstica	10 nm - 10 µm
(BETHA; BEHERA; BALASUBRAMANIAN, 2014)	Biomassa	0,01-10 µm
(OLLER; OBERDÖRSTER; SEILKOP, 2014)	Sulfato de níquel; Níquel solúvel; Óxido de Ni	< 2,5 µm 2,5-10 µm
(GOLOKHAVAST et al., 2015)	Veicular	0,1 - 5 µm; 10 - 30 µm; 400 - 1000 µm;
(SALMA et al., 2015)	Perto da cidade; Cânion de rua; Túnel rodoviário	0,006 - 1 µm
(SÁNCHEZ-SOBERÓN et al., 2015)	Fábrica de cimento	≤ 10 µm ≤ 2,5 µm ≤ 1 µm
(SARIGIANNIS et al., 2015)	Urbano/residencial e sítio influenciado pelo trânsito	≤ 10 µm ≤ 2,5 µm ≤ 0,05 µm

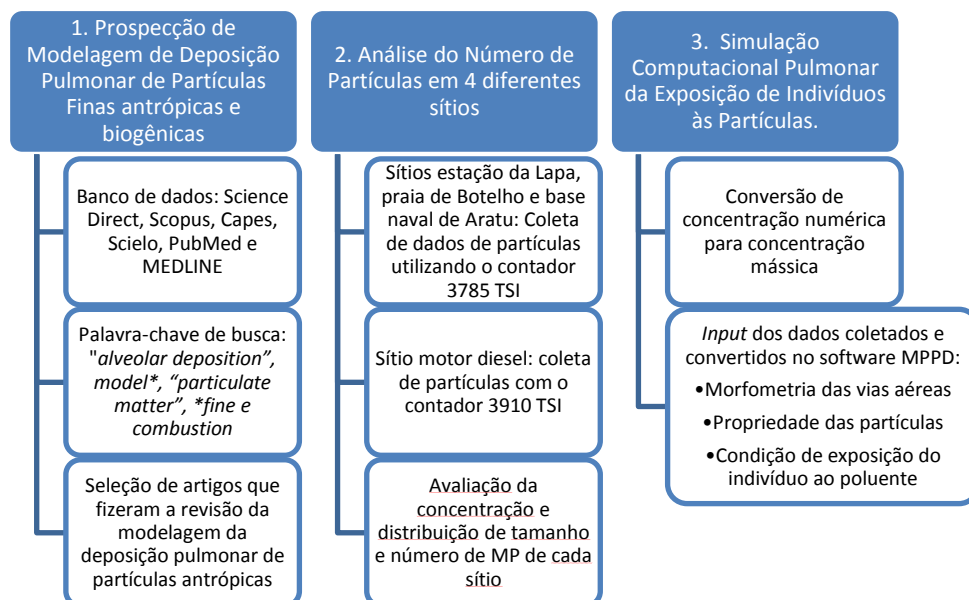
<b>Ref.</b>	<b>Fonte</b>	<b>Faixa de tamanho</b>
(GODOI et al., 2016)	Tráfego urbano	0,002-1 µm
(YOUN et al., 2016)	Estradas rurais pavimentadas com rochas ultrabásicas	0,25 - 2,0 µm 2,0-4,0 µm
(PADHI et al., 2017)	Biomassa sólida	≤ 10 µm ≤ 2,5 µm ≤ 1 µm
(RISSLER et al., 2017)	Zona rural; zona urbana	0,015 - 5 µm
(YOU et al., 2017)	Ponto de ônibus; Sítio Industrial; Rodovias	0-10 µm
(HAMILTON et al., 2009)	Dióxido de titânio	0,006 – 0,2 µm
(JONES; NEEF, 2011)	Partículas de drogas	1 - 3 µm
(AUFDERHEIDE et al., 2013)	Óxido de cobre (II) nano; Óxido de cobre (II) micro	0,5 – 20 µm
(STOEHR et al., 2015)	Diesel	0,2 µm
(KÜNZI et al., 2015)	Gasolina	0,008 µm
(JEANNET et al., 2015)	Partículas de carbono e prata	0,002 µm

Todas as fontes e faixa de tamanhos das partículas dos 29 trabalhos identificados pela RSL foram sintetizados na Tabela 16.

## 4. Metodologia

A seguir será detalhada a metodologia de amostragem de partículas finas e ultrafinas dos sítios e a instrumentação aplicada. A Figura 7 ilustra um fluxograma das etapas da metodologia empregada nesta pesquisa.

Figura 7. Fluxograma da metodologia aplicada no trabalho



A metodologia de simulação computacional da deposição pulmonar de partículas finas e ultrafinas no trato respiratório humano se resume as seguintes etapas:

- Coleta de MP entre 10 e 290 nm de diâmetro em três sítios distinto;
- Coleta de MP entre 10 e 420 nm de diâmetro em ambiente controlado (motor diesel montado sobre dinamômetro de bancada);
- Avaliação da distribuição e concentração de tamanho e número de MP (partículas/cm<sup>3</sup>);
- Simulação computacional pulmonar da exposição de indivíduos aos poluentes.

Todas essas etapas foram realizadas em quatro diferentes sítios que serão detalhados a seguir, juntamente com as amostragens realizadas.

### 4.1 Caracterização dos locais de amostragem

Foram selecionados quatro ambientes com diferentes níveis de poluição e exposição de indivíduos. Os locais de coleta e MP foram: estação de ônibus da Lapa (EL); praia de Botelho (PB); base naval de Aratu (BN) e dinamômetro de bancada (DN). Esses sítios foram principalmente escolhidos por possuírem fontes emissoras de poluentes distintas.

A Tabela 17 sumariza as principais características e as prováveis fontes de MP dos sítios de pesquisa.

Tabela 17. Características de possíveis fontes de poluição de MP nos sítios de pesquisa

Sítio	Fonte predominantemente	Prováveis fontes de MP
EL	Antropogênica	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Emissões de veículos pesados movidos a diesel;</li> <li>• Emissão de cocção de refeitórios e restaurantes na estação e,</li> <li>• Ressuspensão de poeira</li> </ul>
PB	Biogênica	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Emissões de combustão de diesel de navios e barcos de passeio;</li> <li>• Fuligem doméstica;</li> <li>• Combustão de carvão e madeira;</li> <li>• Emissões de aerossóis marinho;</li> <li>• Emissões de biogênicas.</li> </ul>
BN	Antropogênica	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Veículos leves de pequeno e grande porte, carregamentos do porto (coque e outros) e fuligens domésticas/de escritório</li> </ul>
MD	Antropogênica	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Emissões de combustão de motor ciclo diesel</li> <li>• Combustão de diferentes tipos de misturas combustíveis (diferentes teores de biodiesel)</li> </ul>

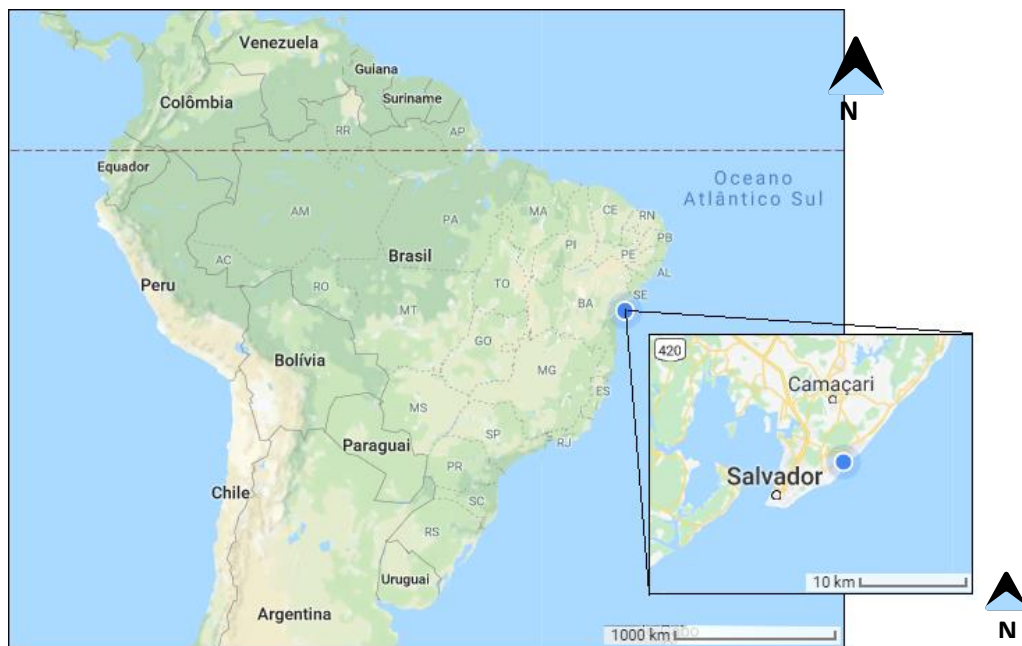
A seguir serão descritas as particularidades de cada sítio.

#### 4.1.1 Estação da Lapa - EL

A estação de ônibus da Lapa se encontra no centro do município de Salvador, município que possui cerca de 2.953.986 habitante (terceiro município mais populosa do Brasil), e uma área de 692.819 km<sup>2</sup> (IBGE, 2017), o litoral da cidade é todo margeado pelo oceano Atlântico (12057'59"S e 38030'43"W), a temperatura mínima e máxima varia entre 19 e 32°C, respectivamente. Salvador possui uma frota de veicular total de 910.121 (DENATRAN, 2018). A estação foi escolhida, de uma maneira geral, por ser ideal para estudos sobre emissões provenientes de veículos de motores diesel, isso acontece pela simples razão de não haver outra grande fonte poluente perto do local de amostragem. O fluxo da Estação da Lapa consiste em veículos comerciais pesados, o tráfego predominante é ônibus (no momento da coleta de MP o combustível utilizado nos ônibus era o B5 - adição de 5% de biodiesel ao diesel). O terminal da Estação da Lapa tem uma área total de 150.000 m<sup>2</sup>, internamente é composto por várias lojas e pequenos escritórios. Nenhum estudo sobre a velocidade e a direção do

vento foi realizado no local, isso porque este local é considerado um ambiente fechado. Um estudo científico realizado em 2009 indicou que principais fontes de origem das partículas são: emissões de veículos pesados movidos a diesel; emissão de cocção de refeitórios e restaurantes na estação e, por fim, ressuspensão de poeira (através da circulação de ônibus, pessoas e troca de poeira da área ao redor da estação) (ROCHA et al., 2009). A Figura 8 apresenta a localização da cidade de Salvador - Bahia, e a Figura 9 ilustra a localização da EL.

Figura 8. Localização da cidade Salvador.



Fonte: Google Maps.

Figura 9. Mapa de localização da Estação da Lapa.

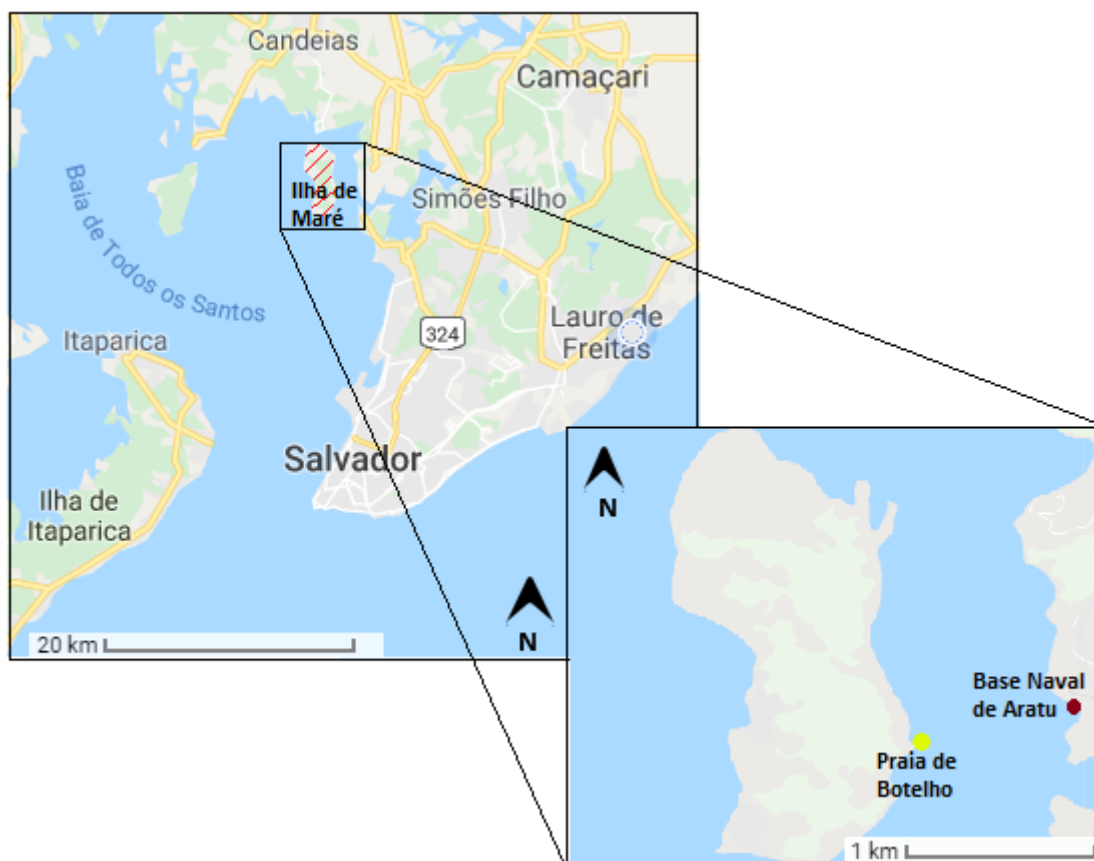


Fonte: Google Maps.

#### 4.1.2 Praia de Botelho - PB

A Praia de Botelho encontra-se localizada na ilha de Maré, que por sua vez se encontra na Bahia de Todos os Santos ( $12^{\circ}47'07.8''S$  e  $0.38^{\circ}30'59.3''W$ ). A população local vive da pesca e da pequena agricultura familiar. Apesar da praia não possuir um grande fluxo de veículos pesados (igualmente a estação da Lapa), as características das emissões da Ilha de Maré também podem ser prejudiciais à saúde humana, pois analisando não apenas localmente, mas também nas proximidades da região, é possível notar que existem mais de um tipo de fonte poluente que poderia impactar na qualidade do ar do sítio. Portanto, conduzindo assim para uma análise mais complexa que a da estação de ônibus da Lapa. Esse sítio pode sofrer influência do porto de Aratu-Candeias que viabiliza os dois principais polos existentes no estado da Bahia: o Centro Industrial de Aratu (CIA) e o Complexo Petroquímico de Camaçari. Atualmente, o porto é um dos mais importantes escoadouros da produção química e petroquímica de todo o país (CODEBA, 2017). Logo, sabendo do fluxo considerável de navios de carga nesta região da baía e levando em conta a dispersão de poluente, a qualidade do ar da Praia de Botelho fica extremamente vulnerável à direção do vento e as condições meteorológicas da região. As condições meteorológicas do sítio PB durante a coleta de MP foram: temperatura média de 23,02 a 24,25°C; umidade relativa de 78,0 a 87,1% e velocidade do vento entre 0,94 e 3,30 m.s<sup>-1</sup>. A distribuição de frequência da direção do vento foi apontada para Norte como direção dominante durante a coleta de MP. As amostras foram coletadas no inverno, o que correspondeu à estação chuvosa na região de amostragem. A Figura 10 ilustra a localização da praia de Botelho e da Base Naval de Aratu.

Figura 10. Mapa de localização da Base Naval de Aratu e da Ilha de Maré.



Fonte: Google Maps.

A distribuição de frequência da direção do vento foi medida no momento de coleta de MP, onde foi observado que o Norte era a direção dominante do vento durante a coleta da amostra. Portanto, sabendo que a direção do vento era norte, conclui-se que a amostragem de partículas teve baixa influência do Centro Industrial e do complexo petroquímico, que se encontram no Leste. Um estudo científico, realizado em 2009, indicou que principais fontes de origem de partículas da ilha de maré são: queima de diesel de navios e barcos menores, fuligem doméstica, combustão de carvão e madeira para produção de energia (ROCHA et al., 2009).

#### 4.1.3 Base Naval – BN

A Base Naval de Aratu é uma base militar da Marinha do Brasil, localizada a cerca de 60 km do município de Salvador. Assim como a Ilha de Maré, também fica situada na Baía de Todos os Santos pelo rio Cotegipe ( $12^{\circ}47'53.43''S$  e  $38^{\circ}29'31.82''O$ ). A base possui 60% do total de operações de portos na região de Salvador, apoiando o transporte de produtos manufaturados do Centro Industrial de Aratu e do Complexo Petroquímico de Camaçari. Sua temperatura



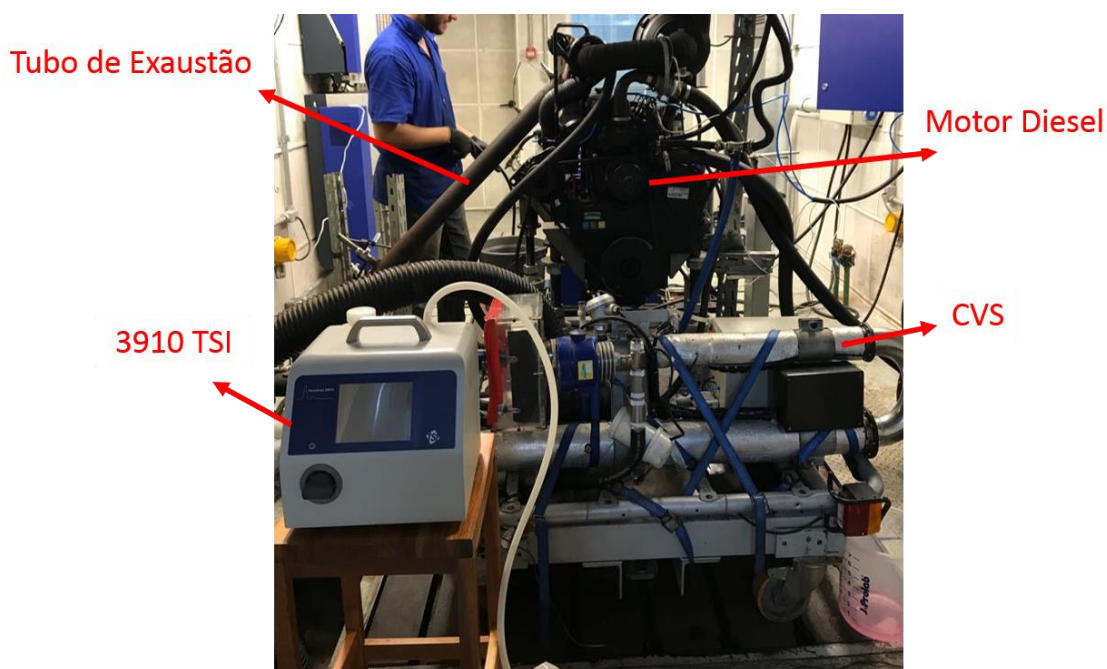
média no período de amostragem foi de 26 ° C e os ventos predominantes são NE (3-37%), E (3-52%) e SE (3-50%) (ROCHA et al., 2009). A Figura 10 ilustra a localização da Base Naval de Aratu e da Ilha de Maré.

Uma pesquisa científica que coletou partículas na BN em novembro de 2004, em períodos de amostragem de 24 horas cada, relatou que o porto de Aratu teve como principal fonte de origem partículas antrópicas, tais como tráfego de automóveis (veículos leves movidos a gasolina e veículos pesados movidos a diesel), descargas no porto (coque e outros) e fuligens domésticas/de escritório (ROCHA et al., 2009).

#### 4.1.4 Motor diesel – MD

Ensaio de coleta de MP em um motor diesel (MD) acoplado a um banco dinâmico pode ser considerado um ambiente controlado que visa se aproximar o máximo possível das condições reais de um veículo em movimento. O uso de um banco de testes (dinamômetros) para ensaios de emissões veiculares é de suma importância para a caracterização dos poluentes de origem veicular. Os dinamômetros podem proporcionar condições não só para a avaliação do perfil de emissão de poluentes oriundos da combustão incompleta de motores, como também a medição do desempenho de motores (torque, potência e consumo) e o desgaste de seus componentes para testes de durabilidade e desenvolvimento de novas tecnologias (GUARIEIRO; VASCONCELLOS; SOLCI, 2011). A Figura 11 ilustra a metodologia utilizada para coletar MP no sitio MD.

Figura 11. Esquema Ilustrativo da coleta de MP no sítio MD.



Para a coleta de MP do sítio MD, as partículas foram oriundas do motor cujo modelo era MS 3.9T, ciclo diesel (4 cilindros, potência contínua 82CV, 66kVA, potência intermitente 90CV, 73KVA e aspiração turbo) acoplado a um dinamômetro estacionário (AVL com capacidade de absorver até 240 kW). Acoplado à saída do motor, um sistema de diluição tipo CVS (do inglês *Constant Volume Sampling*) foi utilizado para diluir uma alíquota da exaustão à uma taxa de diluição média constante de 20/1 (ar de diluição/exaustão). Foram realizados um total de 6 ensaios (3 referentes ao motor em repouso e 3 referentes ao motor em funcionamento – 10 min cada) para avaliar a distribuição de número e tamanho de partículas emitidas na queima de cada mistura combustível, B10 (10% de biodiesel de óleo de gordura residual adicionado ao diesel), B20, B30, B40 e B50. As principais especificações do fabricante do motor diesel e do dinamômetro de bancada estão na Tabela 18.

Tabela 18 Especificações do motor Diesel e do Dinamômetro

Motor		Dinamômetro	
Modelo	MS 3.9T	Categoria	Dinamômetro passivo
Número de Cilindros	4, em linha	Medição de torque	Célula de carga
Cilindrada (cm <sup>3</sup> )	3870	Potência (kW)	20 – 500
Taxa de Compressão	15:1	Torque (Nm)	25 – 2,000
Arrefecimento	Líquido	Velocidade (rpm)	8,000 – 17,000
Injeção de Combustível	Direta		
Rotação Máxima (rpm)	1800		
Ciclo	Turbo alimentado		

As misturas combustíveis presentes na coleta de MP possuem 10, 20, 30, 40 e 50% de biodiesel de óleo e gordura residual doado pela empresa BChem (Anexo B). Foi empregado um aditivo em todas as misturas combustíveis na proporção de 1 para 1000 litros de combustível (TECCOM). O aditivo possui homogeneizadores, solubilizadores, tensoativos, repositor de lubricidade e estabilizantes, que promovem melhor eficiência de combustão do motor.

O biodiesel utilizado foi produzido de óleos e gorduras residuais (OGR), e o diesel obtido comercialmente. Na Tabela 19 é apresentado as misturas preparadas para o estudo.

Tabela 19. Diesel Comercial e Misturas Combustíveis preparadas utilizadas no ensaio

Sigla mistura	Teor de Diesel (%)	Teor de biodiesel (%)	Teor de Aditivo (%)
B10	90	10	0,001
B20	80	20	0,001
B30	70	30	0,001
B40	60	40	0,001
B50	50	50	0,001

Os ensaios realizados seguiram uma sequência de ações. Primeiro o motor passou por um processo de estabilização por um período de 30 minutos e então, a partir do sistema montado, foram aplicadas as condições do motor de 1500 rotações por minuto (rpm), 175 Nm de carga máxima de torque, e temperatura de 80°C. Além disso, durante os testes foram avaliadas outras condições como: temperatura ambiente, temperatura dos gases de escapamento e umidade do ar.

#### 4.2 Amostragem e Instrumentação

As coletas de MP da Estação da Lapa, Ilha de Maré e Base Naval foram realizadas respectivamente em maio, julho e setembro de 2010. A coleta durou 7 dias para a EL e 12 dias para os sítios PB e BN. O número de partículas e a distribuição de tamanho ( $7,37 < D_p < 290$  nm) foram medidas, simultaneamente para os três locais de amostragem, em diferentes horas do dia (7h, 13h e 18h) durante 22 minutos, com dez repetições para cada período. As amostras foram coletadas a 1,7 m acima do nível do solo por um contador de partículas de condensação (CPC 3785; TSI Inc., St. Paul, MN) e um dispositivo de mobilidade de varredura de tamanho de partículas (SMPS 3080, TSI Inc., St. Paul, MN) com um analisador de mobilidade diferencial (modelo DMA 3081). A taxa de fluxo de amostragem do SMPS foi ajustada para  $1,0 \text{ L min}^{-1}$ . Utilizou tubulação flexível e condutora (Parte 3001940, TSI Inc., St. Paul, MN) na amostragem para evitar perdas de partículas devido a forças eletrostáticas. As análises de dados das saídas do SMPS foram realizadas pelo *software Aerosol Instrument Manager* (versão 4.0, TSI Inc., St. Paul, MN).

Uma estação meteorológica (HOBO U30) foi usada no sítio PB para medir a direção do vento, velocidade do vento, umidade relativa (UR), radiação solar e temperatura. Os dados foram coletados continuamente e registrados a cada 10 minutos durante 7 dias da amostra. A distância da estação meteorológica do local de amostragem foi de aproximadamente um metro.

As amostras oriundas da exaustão do motor diesel foram coletadas utilizando um contador de partículas de modelo 3910 da TSI, que foi acoplado ao CVS para avaliar as partículas de diâmetro entre 12 e 365 nm. Após todo o processo de preparo do motor, deu-se início aos ensaios, ao qual foram coletadas 10 amostras em triplicata (total de 30 amostras), cada uma com duração de 10 min (total de 30 min) para cada mistura de combustível. Os dados dispostos pelo *software NanoScan Manager*, do contador de partículas, foram exportados para uma planilha do Microsoft Excel para posterior tratamento e análise das informações obtidas do ensaio BX (onde X significa o percentual de biodiesel adicionado no diesel).

Além da coleta de partículas ultrafinas e finas oriundas do processo de combustão incompleta das misturas B10, B20, B30, B40 e B50 foram também

coletas partículas que poderiam estar presentes no ar de diluição para que essas fossem subtraídas dos dados finais obtidos.

A coleta de MP da mistura B10 foi realizada em janeiro de 2018, e as demais misturas (B20, B30, B40 e B50) foram coletadas em março do mesmo ano.

#### 4.2 Simulação Computacional da Deposição Pulmonar Utilizando MPPD

O presente estudo teve como foco simular a deposição pulmonar, em vias aéreas de um ser humano adulto, de MP em uma faixa de tamanho de 10,2 a 289 nm e 10 a 420 nm de diâmetro aerodinâmico (medido pelo SMPS).

O modelo estocástico (tamanho pulmonar - percentil 60 da via aérea) foi escolhido para estimar a deposição de partículas na via aérea pulmonar de adultos, essa escolha é justificada por ser a opção que representa a geometria mais realista do trato respiratório humano (melhor detalhada no tópico 3.4.1 do presente estudo).

Todos os valores dos *inputs* utilizados na simulação estão apresentados na Tabela 20, exceto a concentração das partículas que varia para os diferentes sítios estudados.

Tabela 20. Valores de entrada para o modelo MPPD

<b>Modelos de morfometria da via aérea</b>	
Espécie/geometria	<i>Stochastic model</i> - 60%
FRC (mL)	3300 <sup>a</sup>
URT (mL)	50 <sup>b</sup>
Tipo de Respiração	Nasal
<b>Parâmetros Respiratórios</b>	
Volume Tidal (mL)	625 <sup>c</sup>
Frequência respiratória	12 min <sup>-1</sup>
Fração respiratória	0,5
Fração de pausa respiratória	0
Posição do ocupante	Ereto
<b>Propriedades da partícula</b>	
Diâmetro	10 – 113 nm
Densidade	1,2 g/cm <sup>3</sup>
Forma	Esférica
<b>Tempo de Exposição</b>	
Nº de horas por dia	6
Nº de dias por semana	5
Semanas	522

<sup>a</sup>(ICRP, 1994); <sup>b</sup>(OVERTON; GRAHAM, 1989); <sup>c</sup>(ICRP, 1994)

Os valores exibidos na Tabela 20 foram fixos para a simulação da deposição pulmonar de todos os sítios avaliados neste trabalho.

Alguns parâmetros foram definidos com os valores padrão (pré-estabelecidos) do modelo MPPD, e.g: velocidade da mucosa traqueal, taxa de eliminação humana rápida, taxa média de eliminação humana, taxa lenta de eliminação humana etc.

O presente estudo adotou para a simulação de deposição pulmonar um indivíduo homem, adulto e em repouso, portanto, os parâmetros da Tabela 20 foram todos inseridos buscando os valores da normalidade aceita dessa configuração pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica. O modelo estocástico foi aplicado por demonstrar ser o mais realístico do *software* MPPD, devido os cálculos de aleatoriedade de múltiplos caminhos que possui. O tempo de exposição foi estimado para um indivíduo que ficasse exposto ao poluente seis horas por dia, cinco vezes na semana, durante dez anos, pretendendo assim simular as condições de um salariado em cada sítio desta pesquisa.

Este estudo não considerou alguns fatores para simular as frações de deposição de partículas, como por exemplo: idade, estado de saúde e exercício, pois analisar os resultados conforme a variação desses parâmetros não é o foco deste estudo. No entanto, é importante reconhecer que esses parâmetros podem influenciar as frações de deposição simuladas, pois, por exemplo: um estudo em 2014 na Hungria descobriu que as frações de deposição ajustadas em traqueobrônquico e pulmonar foram maiores para crianças e diminuíram com a idade de 3 meses a 21 anos (SALMA et al., 2015), dado que as crianças possuem uma frequência respiratória maior que as de um adulto ou de um idoso. Já em comparação com pessoas saudáveis, pacientes com estado de saúde com doença pulmonar obstrutiva crônica ou asma podem receber uma dose aumentada de exposição a partículas ultrafinas (CHALUPA et al., 2004). O número de partículas depositadas na via aérea humana durante exercícios físicos pode ser até 4,5 vezes superior à de condição de repouso (DAIGLE et al., 2003; JAKOB; MASSLING, 2007).

#### 4.3 Conversão de concentração de número de partículas para concentração de massa de partículas

O modelo 3080 (equipado com o DMA 3081) fornece as informações em concentração com número de partículas (partículas/cm<sup>3</sup>). Entretanto, os dados de entrada para o modelo computacional MPPD devem ser em concentração mássica (mg/m<sup>3</sup>). Desse modo, uma conversão de unidades foi realizada para o cálculo da deposição. A Equação 10 demonstra o método resolutivo para esse problema:

$$CM = (\pi/6) \times d_m^3 \times \rho \times CN \times 10^9 \quad (11)$$

Onde, CM é a concentração de massa de partículas ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), CN é a concentração numérica de partículas ( $\text{partículas}/\text{cm}^3$ ),  $d_m$  é o diâmetro da partícula (em centímetros) e, por fim,  $\rho$  é a densidade da partícula ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ). Baseado em um estudo no sul da Finlândia em 2008, a densidade de MP foi assumida como  $1,2 \text{ g}/\text{cm}^3$  (KANNOSTO et al., 2008).

Deve notar-se que os dados de CM são estimados com incertezas, devido a pressupostos da massa específica das partículas, que varia conforme o diâmetro aerodinâmico (HU et al., 2012). Além disso, deve-se atentar que as partículas no ar ambiente exibem diferentes formas, incluindo esféricas, tubulares, triangulares, retangulares e irregulares (XIE et al., 2009). A forma da partícula pode afetar a localização da deposição na via aérea humana. Estudos farmacêuticos anteriores descobriram que a morfologia das partículas desempenha um papel importante no fornecimento de fármaco pulmonar, uma vez que a forma das partículas pode afetar o seu fluxo (BUNCHATHEERAVATE; CURTIS, 2014). No entanto, faz-se importante destacar que para simplificar o cálculo e a estimativa das deposições de partículas na via aérea humana, as partículas neste estudo foram assumidas como esféricas.

## 5. Resultados e Discussões

### 5.1 Avaliação da distribuição de tamanho e número de partículas nos ambientes de estudo

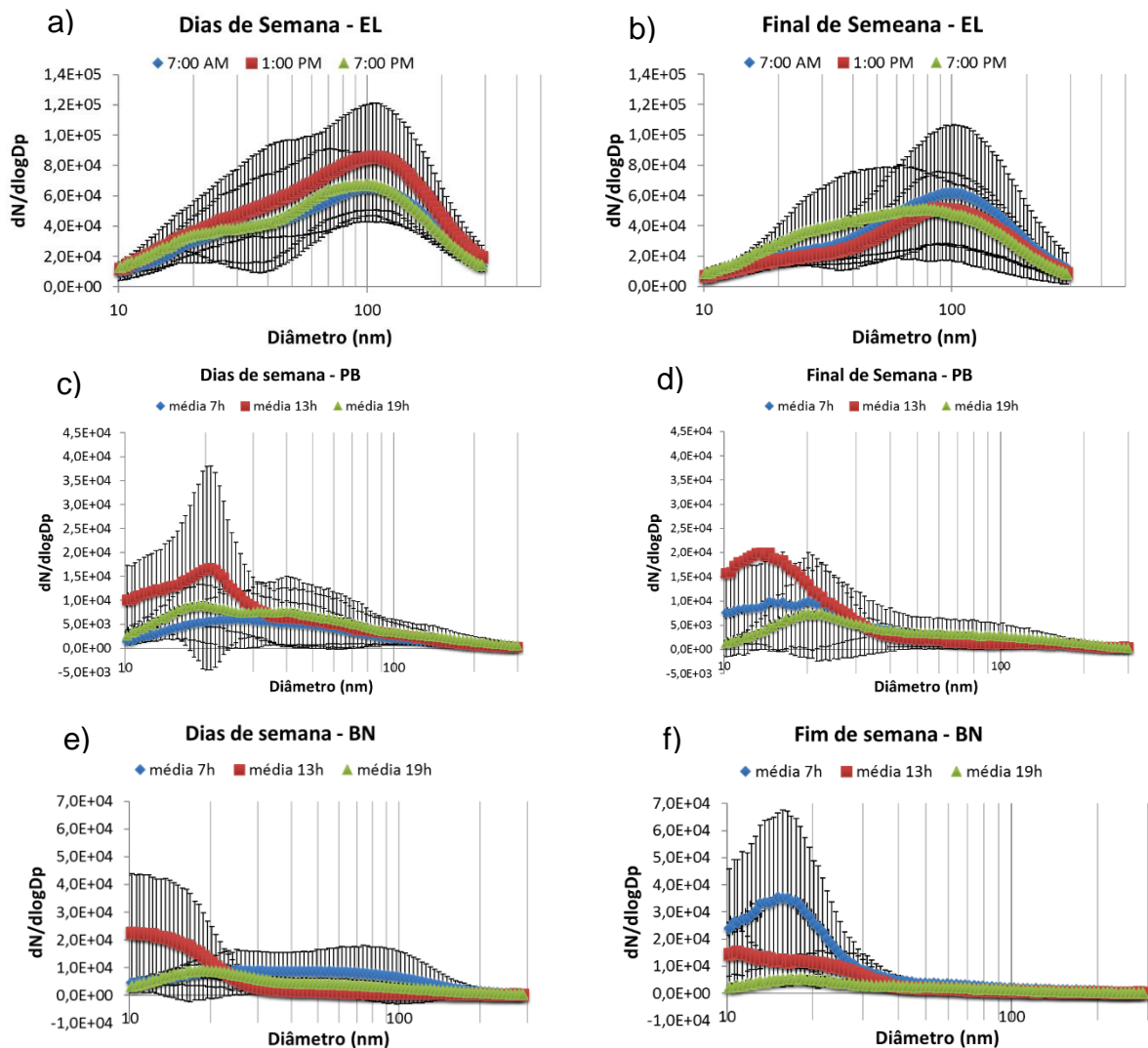
Os resultados obtidos para os sítios estudados apresentam diferentes padrões de distribuição de números e tamanhos de MP. A distribuição de tamanho médio da estação da Lapa para os 3 períodos de amostragem forneceu uma distribuição de tamanho bimodal com maior concentração de partículas nas faixas de tamanho modo de nucleação (3 a 30 nm) e modo de acumulação (20 a 100 nm), portanto obteve a máxima de emissão de partículas (partículas/cm<sup>3</sup>) foi de  $4,2 \times 10^4$  e  $7,2 \times 10^4$ , respectivamente. O tamanho médio da ilha de Maré exibiu uma distribuição de tamanho modal único no modo de nucleação com moda de partículas de  $1,2 \times 10^4$  partículas/cm<sup>3</sup>. Já a base naval de Aratu também apresentou uma distribuição de tamanho modal único no modo de nucleação com  $1,75 \times 10^4$  partículas/cm<sup>3</sup>. Pois a PB e BN não possuem uma moda para o faixa de tamanho de acumulação. A Tabela 21 apresenta os valores de moda de de cada sítio.

Tabela 21. Concentração de número de partículas emitidas pelo sítio EL, PB e BN

Sítios	Moda Nucleação	Da	Moda Acumulação	Da
EL	4,2E+04 #/cm <sup>3</sup>	30 nm	7,2E+04 #/cm <sup>3</sup>	98 nm
PB	1,2E+04 #/cm <sup>3</sup>	15 nm	-	-
BN	1,7E+04 #/cm <sup>3</sup>	16 nm	-	-

Os dados das distribuições de tamanho de MP, no intervalo de 10 a 289 nm de diâmetro obtidos pelo contador de partículas 3785 da TSI, foram analisados através de uma plotagem de dispersão gráfica realizada pelo software da Microsoft Office Excel. Para cada sítio foi gerado dois diagramas, meio de semana e final de semana (denominado no presente estudo de estado), e para cada plotagem as informações foram organizadas em três períodos: manhã (7h), tarde (13h) e noite (19h), conforme estratégia assumida no momento da amostragem. A Figura 12 apresenta o comportamento dos sítios EL, PB e BN para os dois estados (final de semana e meios de semana).

Figura 12. Distribuição de número e tamanho de partículas para (a) EL meio de semana, (b) EL final de semana, (c) PB meio de semana, (d) PB final de semana, (e) BN meio de semana e (f) BN final de semana.



Analisando os gráficos presentes na Figura 12, foi possível inferir que o Sítio EL possui uma distribuição de tamanho para todos os horários do dia (7h, 13h e 19h) e para ambos os estados (final de semana e meio de semana) de tamanho bimodal com maior concentração de partículas nas faixas de tamanho: modo de nucleação (3 a 30 nm) e modo acumulação (20 a 500 nm). Uma distribuição de concentração de partículas que apresente essa moda, significaria similaridade à uma distribuição provenientes da combustão diesel, pois ocorrem geralmente na faixa de tamanho ultrafinas na qual mais de 90% são menores que 50 nm (KITTELSON, 1998). Assim, as expectativas comentadas anteriormente sobre as características da amostragem do sítio EL são confirmadas através dos resultados obtidos. Ainda no mesmo local, o número de partículas foi maior pelo período da tarde e pelo período da manhã para meio de semana e final de semana, respectivamente. Já no sítio PB, a distribuição de MP



apresentou uma distribuição de tamanho modal único no modo de nucleação, com maior número de partículas para o período da tarde em ambos os estados, indicando maior índice de poluição no horário das 13h. Todos os períodos do sítio PB apontaram uma moda até 20 nm, revelando maior concentração para as nanopartículas ( $dp < 50$  nm). Outro fator de suma importância observado no sítio PB, é a direção do vento que apontava para o norte, revelando baixa influência do Centro Industrial de Aratu (CIA) e do complexo petroquímico na praia de Botelho, pois esses se localizam no leste da ilha. Entretanto, as distribuições de tamanho de partícula poderiam ser consideradas oriundas de fonte de indústrias petroquímicas, pois o ambiente da BN também teve a moda na faixa de até 20 nm de distribuição de partículas, revelando uma moda característica de zonas nas proximidades industriais. O período da manhã obteve uma grande variação no número de partículas entre as modas de meio de semana e de final de semana, pois os valores para o final de semana resultaram em, aproximadamente, 4 vezes maior que os valores do meio de semana. Para o período da tarde, a curva de distribuição do tamanho de partículas apresentou uma moda de 10 nm para ambos os estados.

Para uma análise de correlação da distribuição e concentração de MP no intervalo de 10 a 280 nm de diâmetro aerodinâmico, entre o meio de semana e o final de semana nos sítios EL, PB e BN, foi realizado o cálculo de coeficiente de correlação de Pearson ( $\rho$ ) para cada curva da Figura 12, onde o índice assume valores entre -1 e 1, possuindo a seguinte interpretação:

- $\rho=1$  significa uma correlação perfeita positiva entre as duas variáveis;
- $\rho=-1$  significa uma correlação negativa perfeita entre as duas variáveis, isto é, se uma aumenta, a outra sempre diminui;
- $\rho=0$  significa que as duas variáveis não dependem linearmente uma da outra. No entanto, pode existir uma dependência não linear. Assim, o resultado  $\rho=0$  deve ser investigado por outros meios.

A Tabela 22, apresenta os valores do  $\rho$  para cada sítio, sendo possível observar que a grande maioria apresentou índices acima de 0,8, significando pouca variação da distribuição da concentração dos poluentes entre os estados, ou seja, uma boa correlação dos dados obtidos. A Tabela 22 apresenta o coeficiente de correlação de Pearson de cada sítio, correlacionando os dados do meio de semana e do final de semana.

Tabela 22. Índices de correlação para amostragem de MP no meio de semana e aos finais de semana de cada sítio.

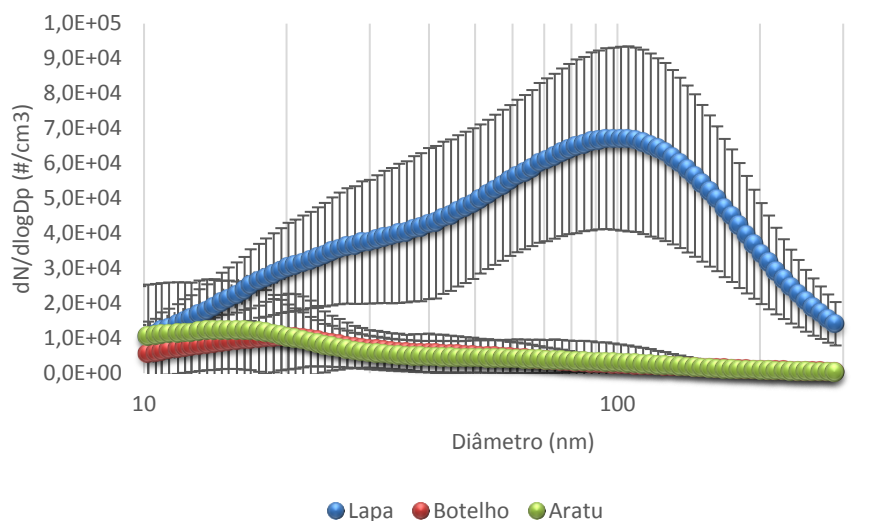
Período	$\rho$ - Sítio EL	$\rho$ - Sítio PB	$\rho$ - Sítio BN
Manhã	0,968860	0,563838	0,203839
Tarde	0,984328	0,862361	0,943657
Noite	0,942503	0,933621	0,984104

No sítio EL todos os horários obtiveram uma correlação muito forte ( $\rho > 0,9$ ); no sítio PB pela manhã, os resultados apresentaram uma correlação moderada ( $0,5 < \rho < 0,7$ ), pela tarde indicou uma correlação forte ( $0,7 < \rho < 0,9$ ) e pela noite o índice de correlação apontou ser muito forte e, por fim, no sítio BN apenas a parte da manhã apontou uma correlação desprezível ( $0 < \rho < 0,3$ ), os demais períodos indicaram uma correlação muito forte. Acredita-se que a correlação desprezível acontece devido ao aumento de circulação de lancha de passeio no final de semana.

De uma maneira geral, a base naval e a praia de Botelho apresentaram distribuições de tamanho e número de partículas similares, tal semelhança pode ser explicada pela proximidade dos sítios (2 km em linha reta). Ambos os locais apresentaram maior poluição para partículas de até 20 nm de diâmetro; o final de semana foi o período com maior concentração de MP no ar e o horário das 13h foi o mais poluente, visto que sábado e domingo há uma maior circulação de lancha de passeio.

A Figura 13 ilustra a média diária da distribuição do tamanho e número de partículas para os sítios EL, PB e BN amostrado neste trabalho. Como era esperado, o sítio EL apresentou a maior concentração de partículas com maiores valores entre os diâmetros aerodinâmico de 95 e 102 nm, entretanto, esse resultado já era esperado, uma vez que o sítio possui maior número de fluxo de veículos pesados (e.g. ônibus), e também por ser um ambiente confinado, onde dificulta a dispersão das partículas através do vento. Pode-se observar que os sítios PB e BN apresentaram maiores concentrações na faixa de diâmetro aerodinâmico de 10 a 20 nm. Dessa maneira, a Figura 13 mostra a distribuição diária da EL de tamanho bimodal de 28 e 95 nm.

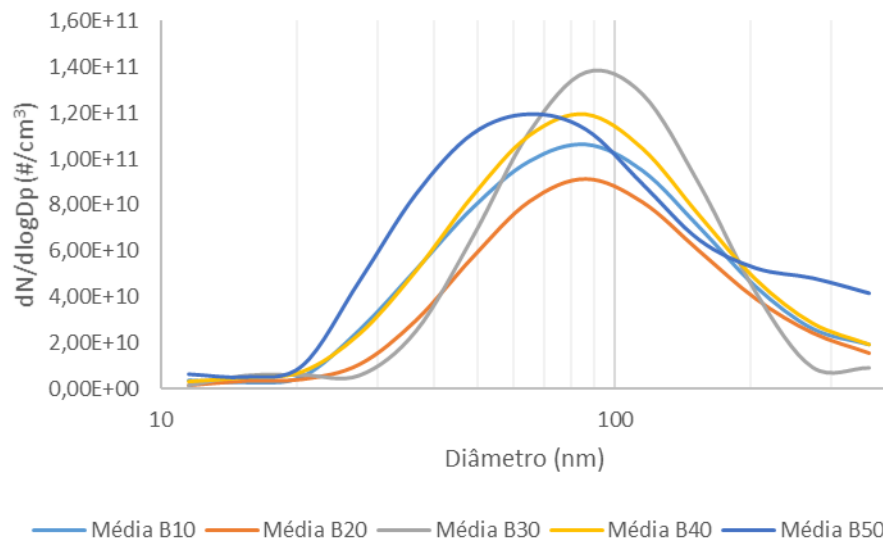
Figura 13. Média diária para a distribuição de tamanho e número de MP para cada sítio.



É possível afirmar que indivíduos que frequentam constantemente a estação de ônibus da Lapa, são expostos à uma atmosfera muito mais danosa à saúde humana que os demais locais analisados (PB e BN). Pois, fazendo uma comparação do total de número de partículas de cada sítio, no intervalo de 7 a 289 nm de diâmetro aerodinâmico, o sítio EL apresentou 7,9 e 6,7 vezes mais partículas (partículas/cm<sup>3</sup>) que o sítio PB e BN, respectivamente. Deduzindo assim, a magnitude de MP na estação da Lapa comparada com a praia de Botelho e a base naval de Aratu. Vale também ressaltar que os poluentes da EL podem ser considerados uma emissão direta (devido à pouca dispersão), já PB e BN poderiam assumir como emissões indiretas (onde há muita dispersão de poluentes).

A partir da coleta dos dados referentes à emissão das partículas durante a combustão realizada no motor diesel montado sobre o dinamômetro de bancada, foi possível demonstrar o perfil das emissões através da distribuição de tamanho e número das partículas de cada mistura de combustível (B10, B20, B30, B40 e B50), no que diz respeito ao diâmetro aerodinâmico das mesmas e o volume de emissão. A Figura 14 apresenta o perfil de distribuição de tamanho e número de partículas da queima das 5 misturas de combustíveis estudadas. Vale ressaltar que as partículas coletadas da combustão interna do motor foram multiplicadas pela diluição do CVS (20:1).

Figura 14. Distribuição de número e tamanho de partículas emitidas na queima das misturas B10, B20, B30, B40 e B50 no MD.



A distribuição de número e tamanho de partículas do ambiente controlado (Figura 14) consolida que a principal fonte de partículas do sítio EL é a queima de combustível diesel, pois as modas de distribuição dos combustíveis B10, B20, B30, B40 e B50 se estabeleceram entre 80 a 100 nm de diâmetro aerodinâmico, demonstrando alta similaridade com a distribuição apresentada pela EL (Figura 13).

A queima das misturas combustíveis apresentou maior concentração de partículas de diâmetros entre 36 e 205 nm para os combustíveis B10 e B40, 49 e 205 nm para os combustíveis B20 e B30, e 27 e 365 nm para a mistura B50 (Tabela 23). Observando esses dados percebe-se que o diâmetro das partículas de maior emissão tende a diminuir com o aumento da porcentagem de biodiesel ao diesel, como demonstra a Tabela 23, na qual observa-se que o diâmetro aerodinâmico da partícula mais emitida permaneceu 87 nm para todas as misturas à exceção do B50, que obteve o valor de 65 nm.

O número de partículas emitidas pela combustão desses combustíveis (B10 a B50) também sofre alteração quando se modifica o combustível utilizado. Observa-se na Tabela 23, que a tendência das partículas emitidas por minuto, bem como a quantidade total de partículas emitidas (durante 30 minutos) possui uma tendência a aumentar à medida que se aumenta o teor de biodiesel na mistura combustível.

Tabela 23. Concentração de número de partículas emitidas na combustão incompleta das misturas B10, B20, B30, B40 e B50.

BX	Maior concentração (Da)	Maior emissão	Partículas/min	$\Sigma$ Partículas
B10	37 < Da < 205 nm	87 nm	$6,27 \times 10^{11} \text{ \#/cm}^3$	$1,88 \times 10^{13} \text{ \#/cm}^3$
B20	49 < Da < 205 nm	87 nm	$5,01 \times 10^{11} \text{ \#/cm}^3$	$1,5 \times 10^{13} \text{ \#/cm}^3$
B30	49 < Da < 205 nm	87 nm	$6,35 \times 10^{11} \text{ \#/cm}^3$	$1,91 \times 10^{13} \text{ \#/cm}^3$
B40	37 < Da < 205 nm	87 nm	$6,80 \times 10^{11} \text{ \#/cm}^3$	$2,04 \times 10^{13} \text{ \#/cm}^3$
B50	27 < Da < 365 nm	67 nm	$7,96 \times 10^{11} \text{ \#/cm}^3$	$2,39 \times 10^{13} \text{ \#/cm}^3$

A análise dos resultados referentes às emissões de número de MP leva a entender que a porcentagem de biodiesel na mistura com o diesel é diretamente proporcional à eficiência da combustão do combustível, essa observação pode-se associar o poder calorífico do biodiesel, que devido ao seu alto teor de oxigênio promove uma combustão mais completa do combustível, fazendo com que cada vez mais as partículas emitidas estejam em volumes maiores e diâmetros menores. Outro fator que pode estar associado à esta percepção é a proporção inferior de carbono/hidrogênio e ausência de compostos aromáticos nas misturas de maior teor de biodiesel quando comparado ao diesel puro (RUVÉR, 2013).

Como o motor usado neste trabalho tem injeção mecânica, uma injeção antecipada pode acontecer devido ao alto módulo de compressibilidade volumétrica do B50, e isso faz com que seja mais longo misturar com o ar. Assim, há um aumento na fração de combustão pré-misturada devido ao atraso de ignição que pode gerar uma menor queima incompleta, reduzindo o tamanho das partículas e conseqüentemente aumentando sua concentração (YOU et al., 2017). No entanto, a nucleação, condensação e coagulação do HC no escape do motor irá gerar algumas partículas, elevando o número e massa de MP que as demais misturas.

Uma análise interessante a ser feita dos resultados obtidos da Tabela 23 é descobrir se o motor utilizado, com as respectivas misturas de combustíveis, estaria apto ao limite de emissão de número MP ( $\text{\#/kWh}$ ) da fase P-8 do PROCONVE. Entretanto, a metodologia de coleta aplicada neste trabalho não

seguiu o padrão de ciclos de teste da norma (WHSC<sup>12</sup>/WHTC<sup>13</sup>). Portanto, a análise tem relevância apenas como um estudo inicial, pois a fase P-8 apenas entrará em vigor no ano de 2023.

A seguir, a Tabela 24 apresenta o número de partículas por energia elétrica emitida (#/kWh) no MD durante os ensaios das misturas B10, B20, B30, B40 e B50, e também ilustra a relação de emissão das misturas combustíveis pelo limite de emissão imposto pela fase P-8 do PROCONVE.

Tabela 24. Emissão de MP *versus* limites de emissão para as misturas diesel/biodiesel, segundo nova fase P-8 do PROCONVE.

Misturas	MP (#/kWh)	Relação (Emissão/Limite)	
		BX/WHTC	BX/WHSC
B10	3,34 x 10 <sup>14</sup>	557	418
B20	2,67 x 10 <sup>14</sup>	445	334
B30	3,38 x 10 <sup>14</sup>	564	423
B40	3,62 x 10 <sup>14</sup>	604	453
B50	4,24 x 10 <sup>14</sup>	707	530

Os resultados da Tabela 24 indicam que o número de MP emitido no MD é muito superior ao limite imposto pela norma <sup>14</sup>P-8 (que entrará em vigência em 2023 no Brasil – capítulo 3.3). A justificativa para essa superioridade tão alta é a ausência de tecnologias no motor para controle de emissões, pois o grupo de motogeradores não dispõem de uma regulamentação ambiental específica para induzir os fabricantes a reduzirem as emissões causado pela combustão interna do motor. Vale também ressaltar que a coleta considerou partículas de apenas 10 a 420 nm de diâmetro aerodinâmico, isto é, apenas partículas finas e ultrafinas.

Para cálculos comparativos entre as emissões das misturas diesel/biodiesel, o presente trabalho considerou o B10 como a mistura padrão (100%), pois, segundo a Resolução do Conselho Nacional de Política Energética (CNPE), ficou estabelecido a adição obrigatória, em volume, de dez por cento de

<sup>12</sup> O WHSC é um teste, de duração de 1895 segundos, realizado em dinamômetro com motor em regime permanente, em rampa e com critérios de velocidade e torque definidos pelo regulamento técnico global (GTR), nº4, da Comissão Econômica das Nações Unidas (UNECE).

<sup>13</sup> O WHTC é um teste, de duração de 1800 segundos, com cronograma de dinamômetro de motor transitório, definido pelo regulamento técnico global (GTR), nº4, da Comissão Econômica das Nações Unidas (UNECE).

<sup>14</sup> Limite norma P-8 para MP: WHSC 8E+11 #/kWh e WHTC 6E+11 #/kWh

biodiesel ao óleo diesel vendido ao consumidor final, em qualquer parte do território nacional, a partir de 1º de março de 2018. Assim sendo, a Tabela 25 apresenta os valores em porcentagem de acréscimo ou redução de MP das misturas em relação ao B10.

Tabela 25. Comparação de emissão de MP na atmosfera das misturas B20, B30, B40 e B50 em relação ao B10.

Relação das misturas (BX/B10)	Indicador (%)
B20/B10	-20,6%
B30/B10	+01,20%
B40/B10	+08,38%
B50/B10	+26,95%

Portanto, pode-se concluir que a mistura B20 apresentou ser a menos poluente, pois reduziu 20,6% o número de partículas emitidas na atmosfera em relação ao B10 (combustível contemporâneo comercializado).

## 5.2 Simulação Computacional da Deposição de Material Particulado no trato respiratório

As características do MP dos quatro sítios apresentaram claramente uma grande variação entre as fontes emissoras estudadas, por essa razão, as partículas exibiram padrões distintos na distribuição de concentração de tamanho e número de partículas.

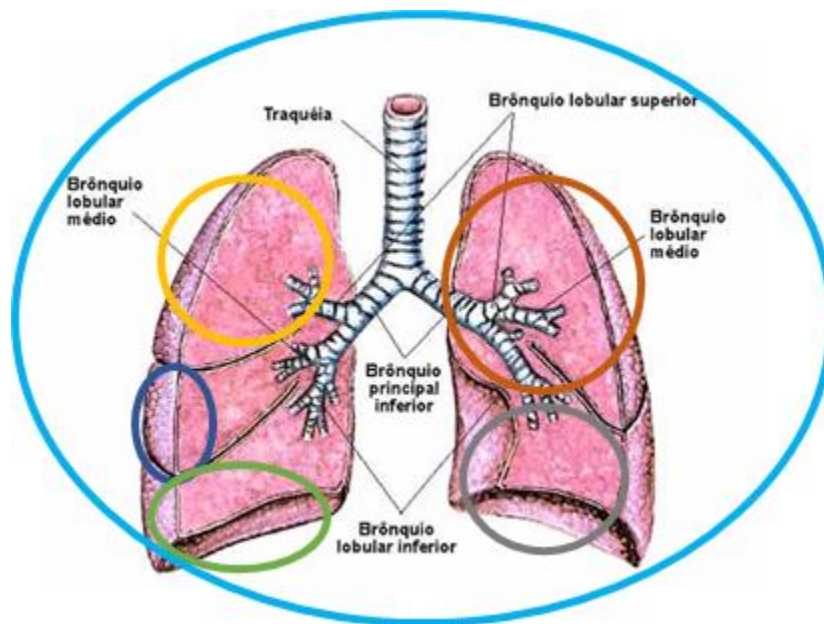
Sabendo da diferença da concentração de tamanho e número de partículas entre os sítios, também é possível deduzir que os impactos à saúde humana, referente a poluição atmosférica, também devem ser distintos, pois a deposição de partículas nas vias aéreas humanas estão intimamente ligadas ao tamanho aerodinâmico do material particulado (HUSSAIN; MADL; KHAN, 2011; ICRP, 1994).

Desse modo, é de grande interesse científico a realização da simulação computacional da deposição de MP no trato respiratório humano, visando estimar os danos causados à saúde. Assim sendo, o *Software* livre MPPD, através de algoritmos com diretrizes pré-definidas, possibilitou traçar os perfis da deposição pulmonar de cada sítio estudado. Tornando possível para esta pesquisa, além de avaliar as características dos poluentes de cada sítio, fazer uma análise do impacto à saúde humana proveniente das características distintas de cada sítio.

Para melhor entendimento da deposição pulmonar, a Figura 15 ilustra resumidamente a anatomia do sistema respiratório humano onde são compostos por cinco lóbulos pulmonares:

- Superior esquerdo (SE) – representado pela cor laranja;
- Inferior esquerdo (IE) – representado pela cor cinza;
- Superior direito (SD) – representado pela cor amarela;
- Médio direito (MD) – representado pela cor azul escuro;
- Inferior direito (ID) – representado pela cor verde, e
- O pulmão por inteiro (TLP) na cor azul-claro.

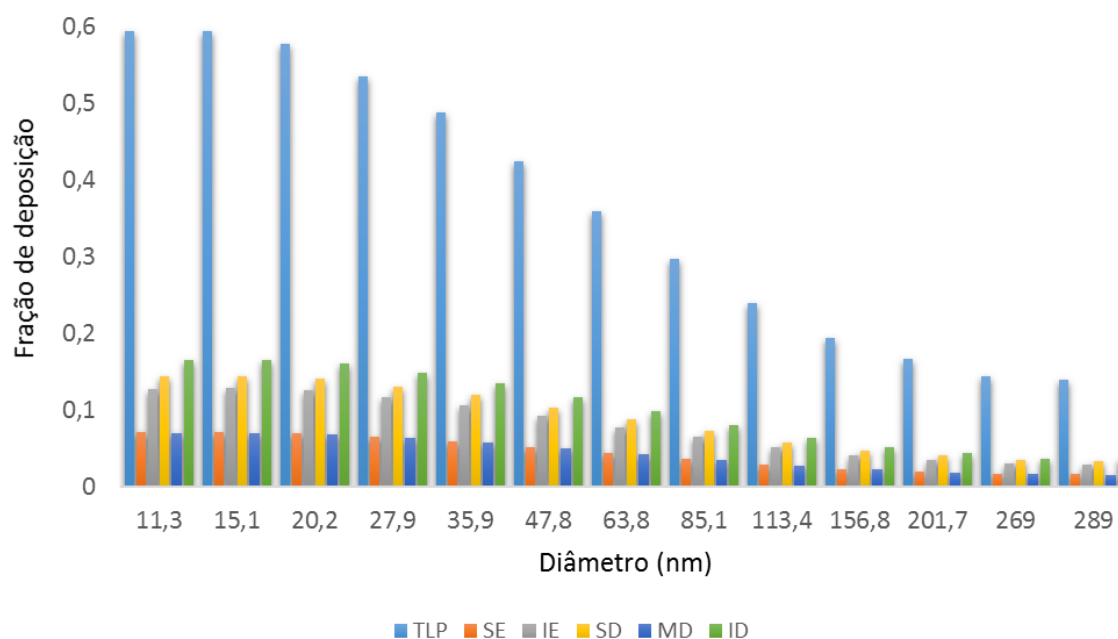
Figura 15. Esquema ilustrativo dos lóbulos pulmonares humano.



A Figura 16 apresenta os valores obtidos no sítio EL para deposição de partículas para todos os lóbulos pulmonares (*TLP*) e para cada lóbulo do sistema: superior esquerdo (SE); inferior esquerdo (IE); superior direito (SD); médio direito (MD) e inferior direito (ID). As cores dos resultados são apresentadas analogicamente à Figura 15.



Figura 16. Fração de deposição de MP nos lóbulos do pulmão para o sítio EL.

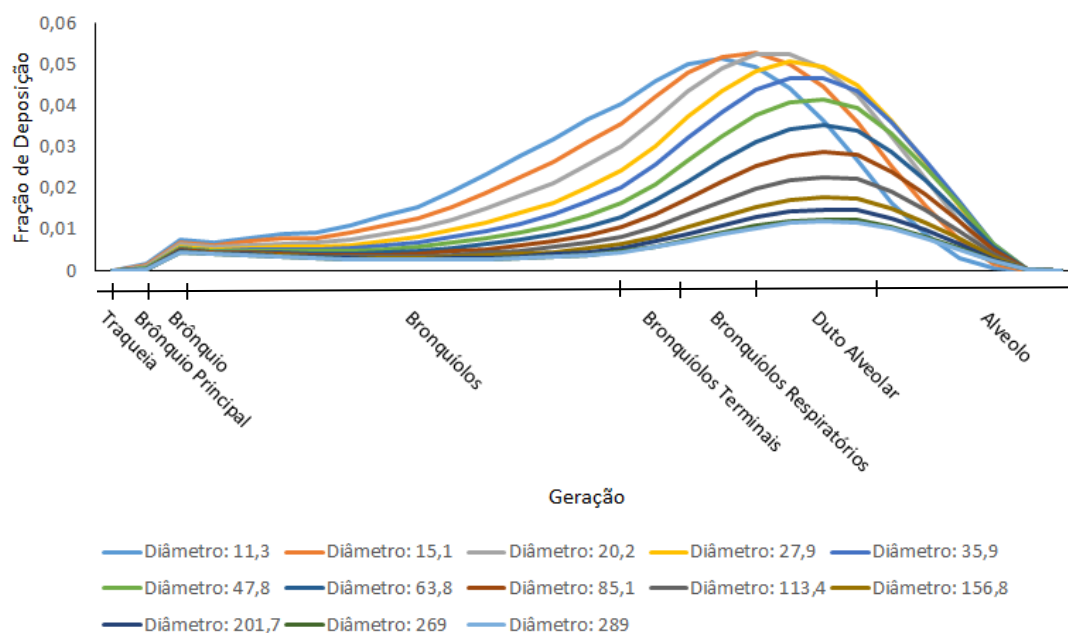


TLP - Pulmão por inteiro; SE – Superior esquerdo; IE – Inferior esquerdo; SD – Superior direito; MD – Médio direito; ID – Inferior Direito.

É possível observar que quanto menor é o diâmetro da partícula, maior é a fração de deposição pulmonar. Outro fator interessante é o lóbulo pulmonar inferior direito (Figura 15 - ID), uma vez que é a parte do sistema respiratório que mais acumula partículas, revelando uma predisposição localizada nas vias aéreas. Já os lóbulos pulmonares SE e MD é o que tem a menor tendência de acumular MP.

A Figura 17 apresenta os resultados da simulação pulmonar, do sítio EL, em relação ao tamanho da partícula e a deposição por gerações, de 0 a 23, do sistema respiratório humano. Cada geração corresponde a um local específico no aparelho respiratório, como descrito na Figura 5. A simulação foi feita a partir da concentração de MP coletados nos respectivos sítios. Os resultados mostraram que a capacidade de deposição de MP nas vias aéreas é inversamente proporcional ao diâmetro da partícula, em outras palavras, o poder de penetração de MP no pulmão aumenta à medida que o diâmetro aerodinâmico diminui. O que leva a concluir uma maior concentração de deposição nos pulmões de partículas menores, conforme simulação computacional realizada na Figura 17.

Figura 17. Fração de deposição das partículas da EL por número de geração para cada diâmetro aerodinâmico de partícula



A Figura 17 apresenta com clareza que a geração 19 e 20 (região dos bronquíolos respiratórios e do duto alveolar) são a parte que possuem predisposição de acumular as maiores frações de deposição de partículas no pulmão, independente do diâmetro da partícula. Outro fator que a observar é que, independentemente do diâmetro das partículas, o duto alveolar é a região do aparelho respiratório que sofre o maior acúmulo de MP para diâmetros aerodinâmicos inferiores a 289 nm.

O estudo de Guerreiro apresentou resultados similares ao da Figura 17, demonstrando que o duto alveolar (geração 20) é a região do aparelho respiratório que sofre o maior acúmulo de MP com diâmetros aerodinâmicos inferiores a 365.2 nm (GUERREIRO, 2016).

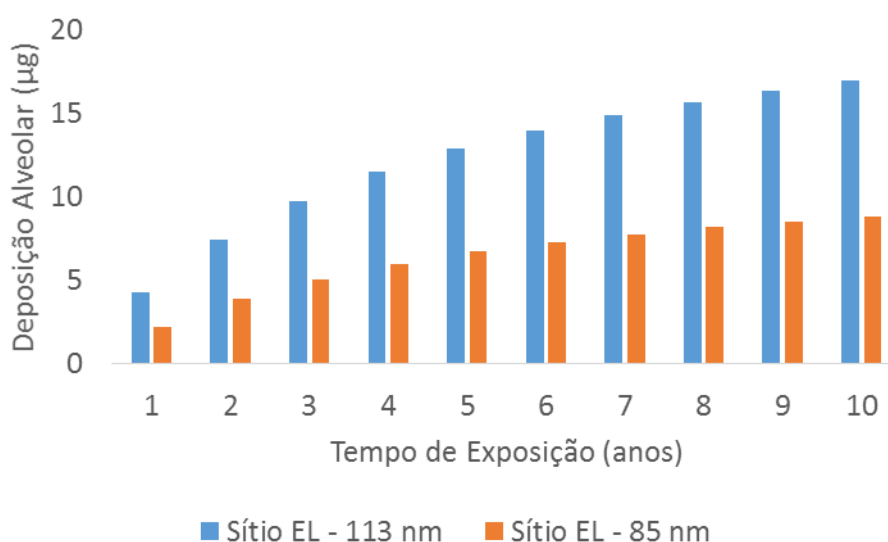
Através da constatação dos ambientes mais impactados pelas partículas finas e ultrafinas (Sitio EL) e os menos impactados (Sitio PB e BN), foram estabelecidos dados experimentais para serem simulados no *software* MPPD, a fim de se fazer uma estimativa de deposição da massa do particulado no trato respiratório de indivíduos humanos. Nessa simulação, foram utilizados valores da concentração de partículas para apenas dois diâmetros aerodinâmicos: 85 nm e 113 nm. Essa faixa de tamanho foi selecionada devido alguns estudos indicarem que as emissões dos motores diesel possuem moda característica de concentrações de MP próximos ao diâmetro de 100 nm (GUARIEIRO et al., 2014c; RISSLER et al., 2012).

As simulações da vulnerabilidade do indivíduo aos poluentes tiveram as seguintes configurações: exposição de seis hora por dia, durante cinco dias por

semana, ao longo de 10 anos. Essas determinações tiveram o interesse de simular um eventual empregador fixo nos respectivos sítios, e também o objetivo de exemplificar pessoas que circulam em ambientes semelhantes ao simulado. O resultado dessa simulação pode ser observado na Figura 18.

O sítio EL, por possuir características de MP distintas dos sítios PB e BN, foi realizado uma simulação computacional pontual desse ambiente visando uma análise isolada de deposição pulmonar ao longo de 10 anos no maior terminal de ônibus de Salvador - Ba. A Figura 18 ilustra a simulação computacional de deposição pulmonar para partículas finas e ultrafinas na EL.

Figura 18. Deposição Alveolar ao longo de 10 anos para partículas com 85 nm e 113 nm de diâmetro para o sítio EL

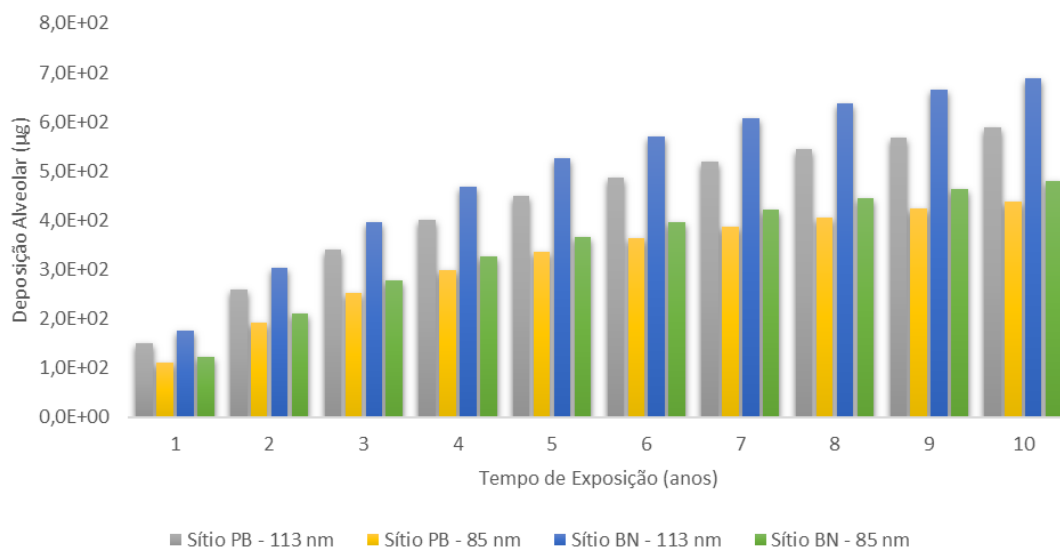


EL – Estação da Lapa.

Para ambos diâmetros aerodinâmicos (113 e 85 nm), a relação de deposição alveolar no tempo  $t=1$  (1 ano) com o tempo  $t=10$  (10 anos) totalizou em 4, isto é, em 10 anos o indivíduo quadriplicaria o acúmulo de MP no trato respiratório, tanto para partículas de diâmetro aerodinâmico de 113 e 85 nm.

A Figura 19 ilustra a simulação da deposição alveolar para os sítios PB e BN para partículas de diâmetro aerodinâmico de 113 e 85 nm..

Figura 19. Deposição Alveolar dos sítios PB e BN, ao longo de 10 anos, para partículas com 85 nm e 113 nm de diâmetro aerodinâmico

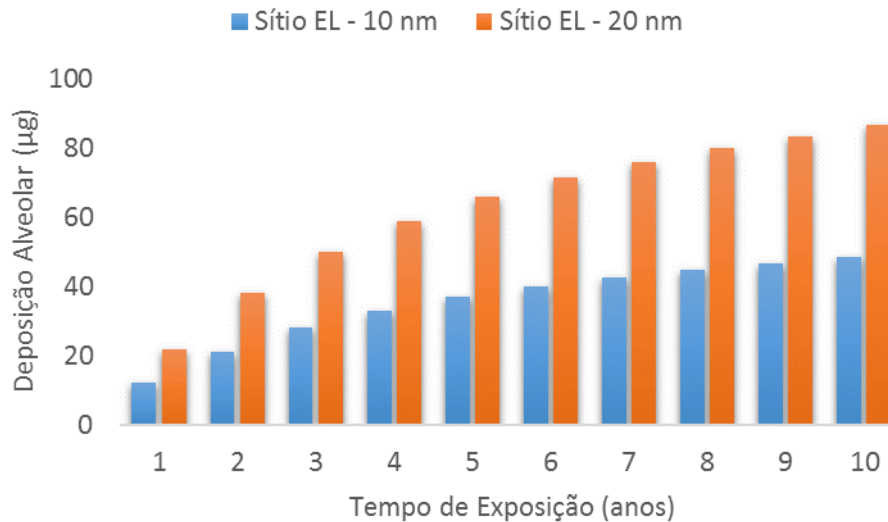


PB – Praia de Botelho;  
BN – Base Naval de Aratu.

A Figura 19 exhibe que os sítios BN e PB apresentam valores similares de deposição alveolar ao longo de 10 anos, não sendo possível afirmar qual sítio seria o mais maléfico a saúde humana para partículas de diâmetro aerodinâmico de 85 e 113 nm.

Como observado na Figura 16 que partículas com diâmetros aerodinâmicos menores tem maior capacidade de penetração no aparelho respiratório, e na Figura 12 que a maioria dos sítios obtiveram a maior concentração de partículas na faixa de diâmetro aproximadamente de 10 a 20 nm, o presente trabalho também simulou a deposição pulmonar da exposição de indivíduos às partículas entre os diâmetros aerodinâmicos de 10 a 20 nm no sítio EL (Figura 20). Pôde-se observar que embora as partículas menores tenham maior capacidade de penetração no aparelho respiratório humano, elas são as que possuem menor valor de deposição, justificado pela sua massa.

Figura 20. Deposição Alveolar do sítio EL, ao longo de 10 anos, para partículas com 10 e 20 nm de diâmetro aerodinâmico.

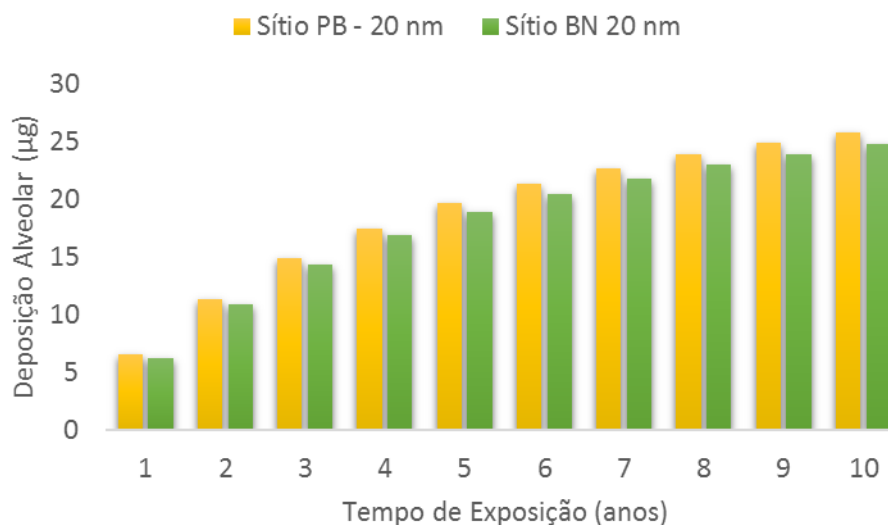


EL – Estação da Lapa.

O modelo computacional MPPD apresentou uma deposição pulmonar na EL, ao final de 10 anos, de 48,4 µg para o diâmetro de 10 nm, e 86,4 µg para o diâmetro de 20 nm. É de se esperar que a deposição alveolar mássica para partículas de diâmetro aerodinâmico de 20 nm obtenham valores superiores as de partículas de 10 nm, pois, partículas maiores tendem a ter maior massa quando possuem composições químicas similares.

Como a deposição pulmonar exibida na Figura 19 não apresentou resultados distintos entre os sítios PB e BN, é interessante analisar se em outra faixa de tamanho é possível existir diferenças nos valores de deposição de MP no trato respiratório, portanto, a Figura 21 e a Figura 22 ilustram a deposição pulmonar dos sítios PB e BN, ao longo de 10 anos, para os diâmetros aerodinâmicos de 20 e 10 nm, respectivamente.

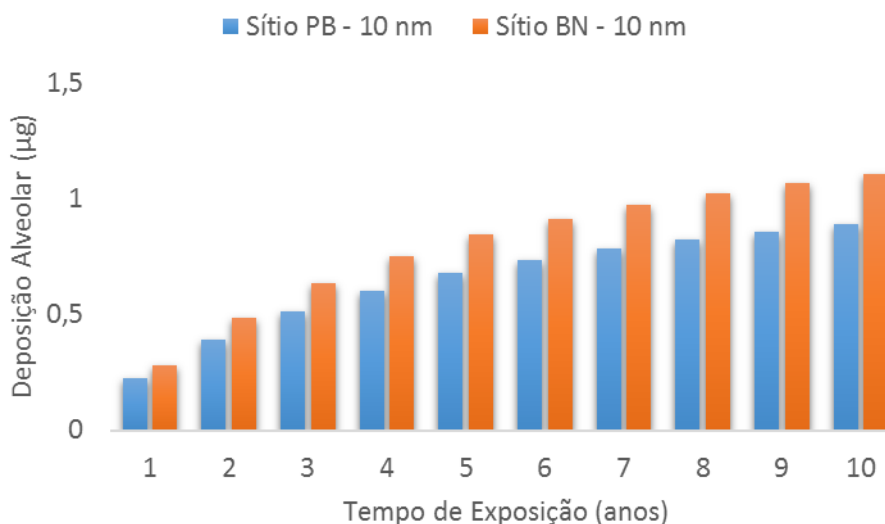
Figura 21. Deposição Alveolar dos sítios PB e BN, ao longo de 10 anos, para partículas com 20 nm de diâmetro aerodinâmico.



PB – Praia de Botelho;  
BN – Base Naval de Aratu.

Os valores de deposição pulmonar da Figura 21 apresentam novamente proximidades entre os sítios PB e BN, não sendo possível inferir qual sítio teria maior dano a saúde à comunidade. Entretanto, uma nova tentativa é feita na Figura 22 para partículas com diâmetros aerodinâmicos de 10 nm.

Figura 22. Deposição Alveolar dos sítios PB e BN, ao longo de 10 anos, para partículas de 10 nm de diâmetro aerodinâmico.

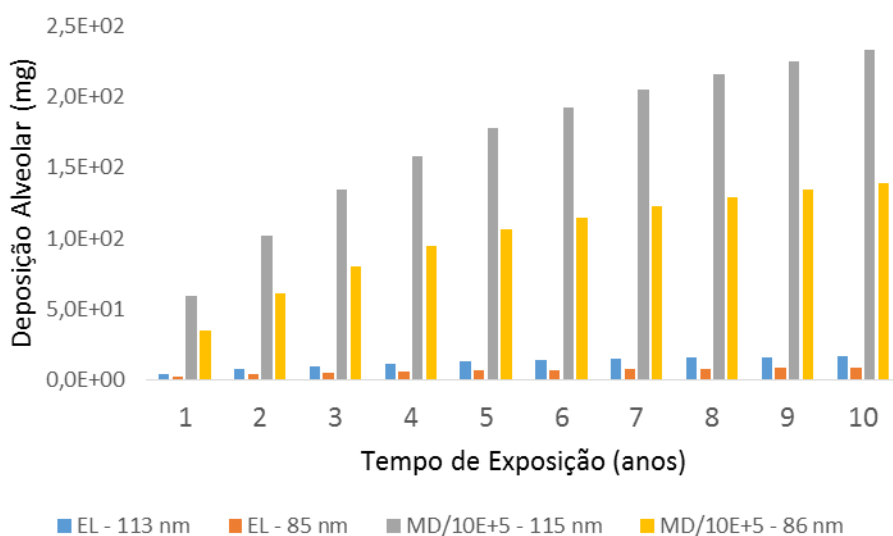


PB – Praia de Botelho;  
BN – Base Naval de Aratu.

A partir da Figura 22, o entendimento de deposição alveolar para os sítios PB e BN ficam mais claros, uma vez que simulado 10 anos de exposição ao MP, o indivíduo apresentou, para o diâmetro aerodinâmico de 10 nm, o valor de 1,11 µg e 0,89 µg de deposição alveolar, respectivamente. Concluindo que a base naval de Aratu retém 24% mais partículas no trato respiratório do homem que a PB, exibindo novamente uma similaridade nos resultados entre ambos sítios. Concluindo que a praia de Botelho e a base naval de Aratu são ambientes que possuem impactos similares, não podendo assim afirmar qual delas seria o sítio mais agressivo ao ser humano, e por fim, a estação da Lapa é com toda certeza um local extremamente danoso aos indivíduos que ali trafegam.

Sabendo disso, também foi feita uma comparação de deposição pulmonar de partículas entre os sítios EL e MD para a mistura B10 (combustível atualmente comercializado). Essa comparação é interessante para estimar a deposição pulmonar de sítios que possuem características de poluentes similares (emissão diesel). A Figura 23 apresenta a simulação da deposição pulmonar durante 10 anos para os diâmetros aerodinâmicos 113 ou 115 nm e 85 ou 86 nm dos sítios EL e MD, respectivamente.

Figura 23. Deposição Alveolar ao longo de 10 anos para partículas com 113 ou 116 nm e 85 ou 86 nm de diâmetro aerodinâmico.



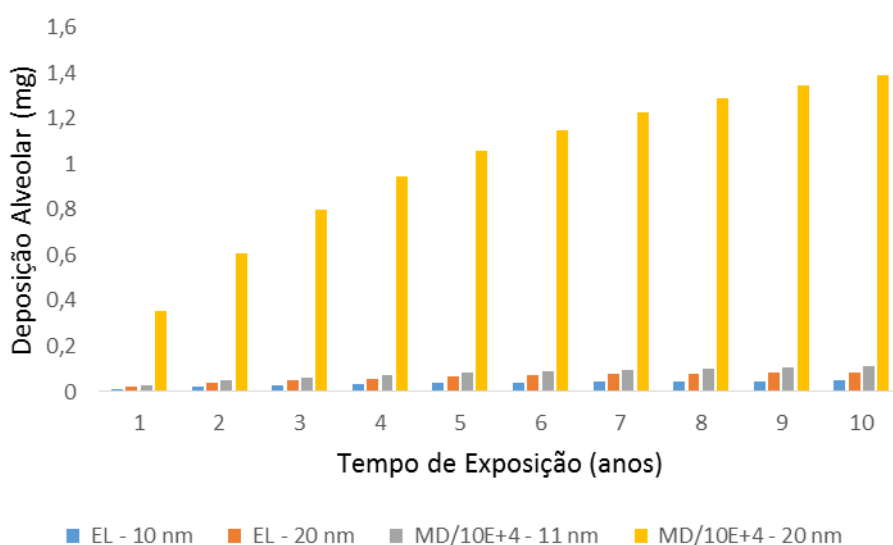
EL – Estação da Lapa;  
MD – Motor diesel.

Os valores da deposição pulmonar do sítio MD foram divididos em cem mil vezes em relação ao sítio EL. A diferença entre a deposição pulmonar dos sítios foi muito grande, sendo possível obter uma relação MD/EL a cerca de um milhão, isto é, para um ambiente que não possui uma diluição significativa de MP oriundos da queima incompleta do motor diesel, a inalação de partículas ainda poderia ser um milhão de vezes maior, apesar de não existir na natureza

ambientes onde a exposição de MP não seja diluída. A análise demonstra que até ambientes confinados com alta circulação de veículos pesados, como a EL, ainda podem ser piorados um milhão de vezes em relação ao potencial de deposição pulmonar.

Fazendo outra análise para as partículas no modo nucleação. A Figura 24 apresenta a simulação da deposição pulmonar durante 10 anos para os diâmetros aerodinâmicos 10 ou 12 nm e 20 nm dos sítios EL e MD, respectivamente.

Figura 24. Deposição Alveolar ao longo de 10 anos para partículas com 10 ou 12 nm e 20 nm de diâmetro aerodinâmico.



EL – Estação da Lapa  
MD – Motor diesel.

Os valores da deposição pulmonar do sítio MD foram divididos em dez mil vezes. Assim, foi possível obter uma relação MD/EL a cerca de 20 mil vezes e 100 mil vezes para os diâmetros aerodinâmicos 10 e 20 nm, respectivamente.

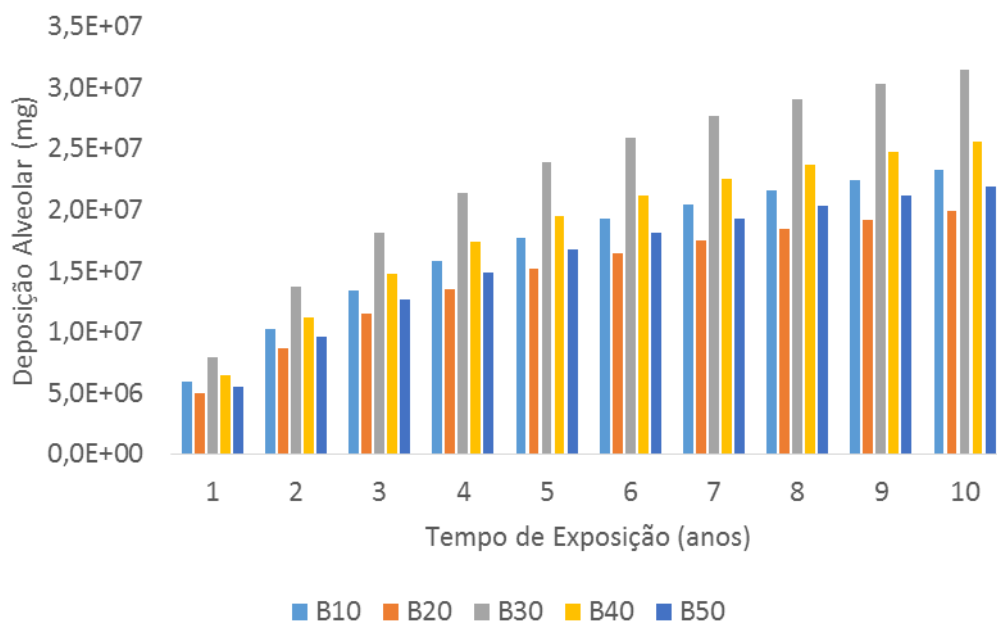
Por fim, por serem raras a existência de sítios com características de ambiente onde indivíduos fiquem expostos à configuração do sítio MD, o sítio EL apresenta ser o mais poluente de todos os cenários realísticos aqui estudados. Entretanto, a magnitude da emissão do MD demonstra preocupação em especial a cenários de alta concentração de MP e emissão aliados a uma baixa diluição.

Para avaliar o dano à saúde humana em relação ao teor de biodiesel no diesel, o presente trabalho também simulou a deposição pulmonar das cinco misturas (B10 a B50) durante 10 anos no homem. Os parâmetros aplicados que estabelecem a exposição do indivíduo aos poluentes foram os mesmos que os supracitados na Tabela 20.



A Figura 25 apresentou a simulação da deposição pulmonar de partículas de 115 nm de diâmetro aerodinâmico para as cinco misturas de diesel/biodiesel.

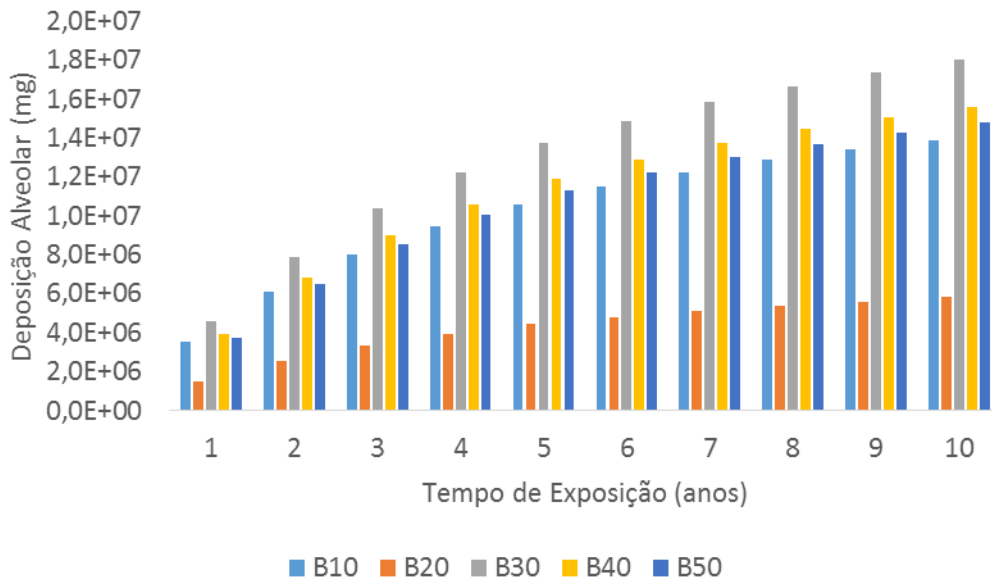
Figura 25. Deposição Alveolar do sítio MD para partículas com 115 nm de diâmetro aerodinâmico.



O combustível B20 foi a mistura que menos houve deposição de partículas finas e ultrafinas no sistema respiratório humano. Em seguida, o B50 exibiu ser o segundo menos maléfico à saúde humana. Os combustíveis B30 e B40 apresentaram alta deposição de partículas nos alvéolos, e o B10 (combustível contemporâneo comercializado) se encontrou na mediana.

A Figura 26 apresentou a simulação da deposição pulmonar de partículas de 86 nm de diâmetro aerodinâmico para as cinco misturas de diesel/biodiesel.

Figura 26. Deposição Alveolar do sítio MD para partículas com 86 nm de diâmetro aerodinâmico.



Os resultados da Figura 26 apresentaram valores similares ao da figura anterior, entretanto, o combustível B10 apresentou menor proporção na deposição alveolar, resultando ser a segunda mistura menos poluente para partículas de 86 nm de diâmetro aerodinâmico.

A variação que ocorreu entre as Figuras 25 e 26 pode ser justificado pelo teor de oxigênio presente no combustível B50 que pode estar ocasionando um deslocamento da mediana, refletindo no aumento da emissão de número de partículas menores e redução da emissão do número de partículas maiores (GUARIEIRO et al., 2014b).

## 6. Conclusões

As partículas ultrafinas ( $MP_{0,1}$ ) se destacam das demais ( $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$ ) quando o interesse é entender o potencial de penetração de partículas no trato respiratório, pois em razão da sua micro dimensão, as partículas com diâmetro inferiores à  $0,1 \mu\text{m}$  possuem a capacidade de ultrapassar barreiras naturais do sistema respiratório, conseguindo alcançar alvéolos pulmonares e, conseqüentemente, a corrente sanguínea. Já sobre a quantia mássica de MP a ser depositada no aparelho respiratório, as partículas ultrafinas possuem os menores valores de deposição devido principalmente à sua massa.

Nesse sentido, esta pesquisa realizou a amostragem de MP para diâmetros aerodinâmicos de 10 a 289 nm e de 10 a 420 nm em quatro diferentes tipos de ambientes, o primeiro sítio a ser amostrado foi a maior estação de ônibus; o segundo foi um litoral de uma ilha cuja população vive de pesca e de agricultura; o terceiro local amostrado foi uma base militar da Marinha do Brasil, localizada na baía de Aratu, possui cerca de 60% do total de operações de portos na região de Salvador, apoiando o transporte de produtos manufaturados do CIA e do Polo Petroquímico de Camaçari; e por fim, o quarto sítio foi um ambiente controlado, a exaustão de produtos de combustão incompleta de um motor diesel montado sobre um dinamômetro de bancada para gerar partículas a partir da combustão das misturas de combustíveis B10, B20, B30, B40 e B50. Portanto, os sítios possuem características distintas, pois o ecossistema, a infraestrutura e o meio cultural dos mesmos se diferem.

Nessa lógica, foi realizada uma avaliação da distribuição de número e massa de MP oriundos de diferentes fontes emissoras. Onde na EL foi observado uma distribuição de tamanho e número de partículas diário que se assemelham com as modas características encontradas na queima das misturas diesel/biodiesel. A PB e a BN apresentaram uma distribuição de tamanho e número de partículas diárias dispersas no ar muito inferior a EL, onde a PB apresentou uma moda de 20 nm de diâmetro aerodinâmico com  $1,05 \times 10^4$  partículas e a BN apresentou uma moda de 16 nm de diâmetro aerodinâmico com  $1,23 \times 10^4$  partículas por centímetros cúbicos, respectivamente. Assumindo que o sítio MD é um ambiente controlado e não é possível encontrar sua contabelação na natureza de forma espontânea, o sítio EL foi o que apresentou a concentração de partículas finas e ultrafinas com maiores valores entre os diâmetros aerodinâmicos de 85 e 113 nm, isso é justificado por se tratar de uma estação de ônibus *indoor*, pois o local confinado dificulta a dispersão dos poluentes originados pelos veículos pesados. O sítio PB apresentou a menor concentração de partículas para todos os horários. O sítio BN apresentou uma média diária de concentração de partículas muito próxima do sítio PB, apesar dos valores da concentração de partículas finas e ultrafinas serem discretamente superiores à do sítio PB e exageradamente inferiores à do sítio EL.

Analisando os dados obtidos para a distribuição de tamanhos de partículas, foi possível observar no sítio EL uma moda característica de partículas na faixa próxima de 100 nm para todos períodos, sendo que as 13 horas no meio de semana e as 7 horas no final de semana, foram os horários que ocorreram o maior fluxo de veículos pesados.

Nos sítios PB e BN foram observadas pequenas concentrações no número de partículas (100 nm) como um resultado de tráfego de veículos inferior e maior facilidade de dispersão de poluentes.

O espectro de tamanho das partículas emitidas pela queima do B10 e B40 no MD é de 37 a 206 nm, tendo uma moda de distribuição de partículas de 87 nm de diâmetro aerodinâmico (ambas) e uma emissão (de 10 a 420 nm de diâmetro aerodinâmico) por minuto de  $6,27 \times 10^{11}$  e  $6,80 \times 10^{11}$  de partículas  $\text{cm}^{-3}$ , respectivamente, valor bem expressivo visto que esses compostos são prejudiciais para o equilíbrio do meio ambiente e a saúde humana. A mistura B20 e B30 obtiveram as maiores concentrações entre os diâmetros aerodinâmicos 49 e 205 nm, tendo sua moda em 87 nm, tiveram um total de partículas por minuto de  $5,01 \times 10^{11}$  partículas  $\text{cm}^{-3}$  e  $6,35 \times 10^{11}$  partículas  $\text{cm}^{-3}$ , respectivamente. E por fim, o B50 foi o único que apresentou uma moda de 65 nm na distribuição de tamanho e número de partículas, obteve  $7,96 \times 10^{11}$  partículas  $\text{cm}^{-3}$  por minuto.

A partir do *software* MPPD, os dados coletados dos sítios presentes nesta pesquisa foram simulados computacionalmente para avaliar a exposição de indivíduos expostos às partículas finas e ultrafinas dos quatros sítios. A condição empregada no *software* foi a exposição de um ser humano adulto que sofreria quando trabalhasse todos os dias (cinco vezes por semana), seis horas por dia, durante dez anos nos sítios sem as devidas proteções. Para essa simulação utilizou-se quatro diâmetros aerodinâmico como parâmetro do estudo. A faixa de diâmetro selecionada é justificada por pesquisadores que indicarem que as emissões dos motores diesel possuem uma característica bimodal de 10 a 30 nm e 80 a 100 nm de diâmetro aerodinâmico, e também por partículas industriais possuírem uma moda de 20 nm, portanto, para uma análise abrangente do impacto de partículas veiculares e industriais, o presente trabalhou simulou a deposição pulmonar para diâmetros aerodinâmicos entre 10 e 20 nm e 80 e 100 nm.

Com isso, o modelo apresentou uma deposição no trato respiratório humano ao final de 10 anos para o sítio EL de 8.840  $\mu\text{g}$  de partículas com 85 nm de diâmetro aerodinâmico e 17.000  $\mu\text{g}$  de partículas com diâmetro de 113 nm. Já para o sítio PB, a quantia mássica depositada nos lóbulos pulmonares, nas mesmas configurações, foram 438  $\mu\text{g}$  para o diâmetro 85 nm e 589  $\mu\text{g}$  para o diâmetro 113 nm. No sítio BN, os resultados foram de aproximadamente 480  $\mu\text{g}$  para o diâmetro 85 nm e de 689,1  $\mu\text{g}$  para o diâmetro 113 nm. Por fim, o sítio

MD apresentou uma deposição pulmonar após 10 anos de  $2,33 \times 10^7$  e  $1,39 \times 10^7$  mg para os diâmetros aerodinâmicos de 116 nm e 86 nm, respectivamente.

Seguindo esse mesmo raciocínio, porém para partículas com diâmetros aerodinâmicos ultrafinos, o modelo apresentou uma deposição pulmonar no sítio EL, ao final de 10 anos, de aproximadamente 86,4  $\mu\text{g}$  para o diâmetro de 20 nm e de 48,4  $\mu\text{g}$  para o diâmetro de 10 nm. Em relação as pessoas que trabalham/vivem na praia de Botelho, os indivíduos da estação de ônibus *indoor* sofrem uma deposição pulmonar de aproximadamente 3 vezes maior para o diâmetro aerodinâmico de 20 nm e de 54 vezes maior para o diâmetro de 10 nm. Já em relação aos colaboradores da base naval de Aratu, nas mesmas condições mencionadas, os da estação de ônibus sofrem também 3 vezes a mais para o diâmetro de 20 nm e 43 vezes a mais para o diâmetro aerodinâmico 10 nm. Embora as partículas menores tenham maior capacidade de penetração no aparelho respiratório humano, são as que possuem menor valor de deposição, isso é devido principalmente a sua massa.

Nesse contexto, pode-se observar que ambientes confinados que possuem grades movimentações de frota veicular, principalmente de motores diesel, apresentam forte influência na exposição de partículas finas e ultrafinas em indivíduos que ali trafegam, sejam eles passageiros ou colaboradores, causando uma tendência ao agravamento de doenças cardiorrespiratórias. As concentrações de partículas ainda podem ser potencializadas conforme o dia e o horário, pois são as características ambientais dos sítios que definem variáveis como dispersão do vento, temperatura e humidade na camada limite.

. A simulação computacional das misturas diesel/biodiesel apresentou que o B20 possui colossal potencial para redução de emissão de MP da queima do motor à atmosfera, pois partículas com diâmetro aerodinâmico de 115 e 86 nm obtiveram a menor deposição alveolar. A segunda mistura menos poluente não ficou nítido nas análises se seria o B50 ou o B10. O B30 é o combustível que mais causa danos respiratórios.

Por fim, as pessoas devem, sempre que possível, evitar ambientes que tenham características similares ao sítio EL, principalmente quando forem escolher um local de trabalho, onde passam grande parte do dia alocados, reduzindo o impacto da deposição pulmonar de partículas finas e ultrafinas no aparelho respiratório, e conseqüentemente, reduzindo a chance de doenças respiratórias, cardíacas, fibrose pulmonar e câncer, pois nesse sentido, o IARC afirma que o aumento do número de casos da doença pulmonares entre não fumantes vem crescendo.

## 7. Referências

- AGARWAL, A. K. et al. Emission profiling of diesel and gasoline cars at a city traffic junction. **Particuology**, v. 18, p. 186–193, 2015.
- AGARWAL, A. K.; GUPTA, T.; KOTHARI, A. Particulate emissions from biodiesel vs diesel fuelled compression ignition engine. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3278–3300, ago. 2011.
- ALBUQUERQUE-SILVA, I. et al. Particle deposition in a child respiratory tract model: In vivo regional deposition of fine and ultrafine aerosols in baboons. **PLoS ONE**, v. 9, n. 4, p. 1–8, 2014a.
- ALBUQUERQUE-SILVA, I. et al. Particle Deposition in a Child Respiratory Tract Model: In Vivo Regional Deposition of Fine and Ultrafine Aerosols in Baboons. **PLoS ONE**, v. 9, n. 4, p. e95456, abr. 2014b.
- AMATO, F. et al. Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 37, p. 6777–6787, 2011.
- ANJILVEL, S.; ASGHARIAN, B. A multiple-path model of particle deposition in the rat lung. **Fundamental and applied toxicology: official journal of the Society of Toxicology**, v. 28, n. 1, p. 41–50, nov. 1995.
- ARA. **Tutorial MPPD v3.04**, 2015.
- ARHAMI, M. et al. Size-segregated inorganic and organic components of PM in the communities of the Los Angeles Harbor. **Aerosol Science and Technology**, v. 43, n. 2, p. 145–160, 2009.
- ASGHARIAN, B. et al. Computational modeling of nanoscale and microscale particle deposition, retention and dosimetry in the mouse respiratory tract. **Inhalation Toxicology**, v. 26, n. 14, p. 829–842, dez. 2014.
- AUFDERHEIDE, M. et al. The CULTEX RFS: A Comprehensive Technical Approach for the In Vitro Exposure of Airway Epithelial Cells to the Particulate Matter at the Air-Liquid Interface. **BioMed Research International**, v. 2013, p. 1–15, 2013.
- AVINO, P. et al. Benchmark study on fine-mode aerosol in a big urban area and relevant doses deposited in the human respiratory tract. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 530–537, 2016.
- BAILEY, M.; BIRCHALL, A. Deposition, Retention and Dosimetry of Inhaled Radioactive Substances. **Journal of Radiological Protection**, v. 18, n. 1, 1998.
- BALÁSHÁZY, I.; HOFMANN, W. Particle deposition in airway bifurcations—II. Expiratory flow. **Journal of Aerosol Science**, v. 24, n. 6, p. 773–786, set. 1993a.
- BALÁSHÁZY, I.; HOFMANN, W. Deposition of aerosols in asymmetric airway bifurcations. **Journal of Aerosol Science**, v. 26, n. 2, p. 273–292, mar. 1995.
- BALÁSHÁZY, U.; HOFMANN, W. Particle deposition in airway bifurcations—I. Inspiratory flow. **Journal of Aerosol Science**, v. 24, n. 6, p. 745–772, set. 1993b.

BARROS, M. A. T. M. **Emissões atmosféricas de grupos motogeradores na Região Metropolitana de São Paulo**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2007.

BEHERA, S. N. et al. Characterization and estimation of human airway deposition of size-resolved particulate-bound trace elements during a recent haze episode in Southeast Asia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 6, p. 4265–4280, 2015.

BÉRUBÉ, K. et al. In Vitro Models of Inhalation Toxicity and Disease. **Alta**, v. 37, n. November 2015, p. 89–141, fev. 2009.

BETHA, R.; BEHERA, S. N.; BALASUBRAMANIAN, R. 2013 Southeast Asian smoke haze: Fractionation of particulate-bound elements and associated health risk. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 8, p. 4327–4335, 2014.

BIRCHALL, A.; BAILEY, M. R.; JAMES, A. C. LUDEP: A Lung Dose Evaluation Program. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 38, n. 1–3, p. 167–174, set. 1991.

BRODAY, D. M.; GEORGOPOULOS, P. G. Growth and Deposition of Hygroscopic Particulate Matter in the Human Lungs. **Aerosol Science and Technology**, v. 34, n. 1, p. 144–159, jan. 2001.

BRUNI, A. DE C. et al. **Plano de controle de poluição veicular 2017-2019**. São Paulo: [s.n.]. Disponível em: <<http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-e-publicacoes>>.

BUNCHATHEERAVATE, P.; CURTIS, J. S. Deposition of non-spherical particles in bifurcating airways. **Pharmaceutical Development and Technology**, v. 19, n. 8, p. 942–951, 2014.

BURGER, H. Bioaerosols: Prevalence and health effects in the indoor environment. **Journal of Allergy and Clinical Immunology**, v. 86, n. 5, p. 687–701, 1990.

BURTSCHER, H. Physical characterization of particulate emissions from diesel engines: a review. **Journal of Aerosol Science**, v. 36, n. 7, p. 896–932, jul. 2005.

CAMPBELL, J. R. et al. Characterizing the vertical profile of aerosol particle extinction and linear depolarization over Southeast Asia and the Maritime Continent: The 2007-2009 view from CALIOP. **Atmospheric Research**, v. 122, p. 520–543, 2013.

CARMICHAEL, G. R. et al. Asian aerosols: Current and year 2030 distributions and implications to human health and regional climate change. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 15, p. 5811–5817, 2009.

CASTELLAN, R. M. et al. Inhaled Endotoxin and Decreased Spirometric Values. **New England Journal of Medicine**, v. 317, n. 10, p. 605–610, 1987.

CETESB. **Um respiro (saudável) em meio à paralisação**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/proclima/2018/06/06/um-respiro-saudavel-em-meio-a-paralisacao/>>. Acesso em: 7 jan. 2018.

CHALUPA, D. C. et al. Ultrafine Particle Deposition in Subjects with Asthma.

**Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 8, p. 879–882, 2004.

CODEBA. **Apresentação Porto Aratu-Candeias**. Disponível em: <<http://www.codeba.com.br>>. Acesso em: 28 jan. 2018.

COHEN, A. J.; NIKULA, K. The health effects of diesel exhaust: laboratory and epidemiologic studies. In: **Air pollution and health**. [s.l.] Elsevier, 1999. p. 707–745.

CONWAY, J. et al. The co-imaging of gamma camera measurements of aerosol deposition and respiratory anatomy. **Journal of aerosol medicine and pulmonary drug delivery**, v. 26, n. 3, p. 123–30, jun. 2013.

COZ, E. et al. Characterization of fine primary biogenic organic aerosol in an urban area in the northeastern United States. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 32, p. 3952–3962, 2010.

DAI, L. et al. Regional and local new particle formation events observed in the Yangtze River Delta region, China. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 122, n. 4, p. 2389–2402, 2017.

DAIGLE, C. C. et al. Ultrafine Particle Deposition in Humans During Rest and Exercise. **Inhalation Toxicology**, p. 539–552, 2003.

DALL'OSTO, M. et al. On the spatial distribution and evolution of ultrafine particles in Barcelona. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, n. 2, p. 741–759, 2013.

DARQUENNE, C. et al. Effect of microgravity and hypergravity on deposition of 0.5- to 3-micron-diameter aerosol in the human lung. **Journal of applied physiology (Bethesda, Md. : 1985)**, v. 83, n. 6, p. 2029–36, dez. 1997.

DARQUENNE, C. Aerosol Deposition in the Human Lung in Reduced Gravity. **Journal of Aerosol Medicine and Pulmonary Drug Delivery**, v. 27, n. 3, p. 170–177, jun. 2014.

DE BOER, A. H. et al. The Rate of Drug Particle Detachment from Carrier Crystals in an Air Classifier-Based Inhaler. **Pharmaceutical Research**, v. 21, n. 12, p. 2158–2166, 2004.

DE WINTER-SORKINA, R.; CASSEE, F. R. **From concentration to dose: factors influencing airborne particulate matter deposition in humans and rats**. Disponível em: <<http://rivm.openrepository.com/rivm/handle/10029/9272>>. Acesso em: 5 set. 2017.

DENATRAN. **Frotas de Veículos - 2018**. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/estatistica/635-frota-2018>>. Acesso em: 7 jan. 2018.

DOMINICK, D. et al. Characteristics of airborne particle number size distributions in a coastal-urban environment. **Atmospheric Environment**, v. 186, n. August 2017, p. 256–265, 2018.

DOS SANTOS AMPARO, K. K.; DO RIBEIRO, M. C. O.; GUARIEIRO, L. L. N.



Case study using mapping technology foresight as the main tool of scientific research . **Perspectivas em Ciencia da Informacao**, v. 17, n. 4, p. 195–209, 2014.

EPA. **Air Quality Criteria for Particulate Matter**. Disponível em: <<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=87903>>. Acesso em: 22 ago. 2017.

EPA. **National Ambient Air Quality Standards**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>>. Acesso em: 21 dez. 2018.

ESWORTHY, R. **Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard**. Disponível em: <<https://fas.org/sgp/crs/misc/R42934.pdf>>. Acesso em: 22 jul. 2017.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Air quality in Europe**. [s.l.: s.n.].

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Air quality standards** *Springer Series in Reliability Engineering* União Europeia 2008/50/EC, , 2017b. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/downloads/6cbbc2402c194045a4ad7fcc26cdfc6e/1510322877/air-quality-standards.pdf>>

FAÇANHA, C. et al. Deficiências no programa proconve P-7 Brasileiro e o caso para normas P-8. **ICCT - International Council on Clean Transportation**, p. 18, 2016.

FERNÁNDEZ TENA, A.; CASAN CLARÀ, P. Use of computational fluid dynamics in respiratory medicine. **Archivos de bronconeumologia**, v. 51, n. 6, p. 293–8, jun. 2015.

FEYNMAN, R. **The Brownian Movement**. Disponível em: <[http://www.feynmanlectures.caltech.edu/I\\_41.html](http://www.feynmanlectures.caltech.edu/I_41.html)>. Acesso em: 23 maio. 2018.

FIEBIG, M. et al. Particulate emissions from diesel engines: correlation between engine technology and emissions. **Journal of occupational medicine and toxicology (London, England)**, v. 9, n. 1, p. 6, 2014.

FIGUEIRÊDO, I. S.; GUARIEIRO, L. L. N.; GUARIEIRO, A. L. N. Modelagem da Deposição Pulmonar de Material Particulado Emitido por Veículos Utilizando MPPD: Uma breve Revisão Sistemática. **III Simpósio Internacional de Inovação e Tecnologia (SIINTEC)**, p. 8, 2017.

FRÖHLICH-NOWOISKY, J. et al. **Bioaerosols in the Earth system: Climate, health, and ecosystem interactions** *Atmospheric Research*, 2016.

GE, Q. J.; INTHAVONG, K.; TU, J. Y. Local deposition fractions of ultrafine particles in a human nasal-sinus cavity CFD model. **Inhalation toxicology**, v. 24, n. 8, p. 492–505, jul. 2012.

GODOI, R. H. M. et al. Health implications of atmospheric aerosols from asbestos-bearing road pavements traditionally used in Southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 24, p. 25180–25190,

2016.

GOLOKHAVAST, K. S. et al. Size-segregated emissions and metal content of vehicle-emitted particles as a function of mileage: Implications to population exposure. **Environmental Research**, v. 142, p. 479–485, 2015.

GOWER, S.; HAMMOND, D. CSP deposition to the alveolar region of the lung: Implications of cigarette design. **Risk Analysis**, v. 27, n. 6, p. 1519–1533, 2007.

GUARIEIRO, L. L. N. et al. Avaliação da exposição de passageiros de veículos às partículas ultrafinas em condições de tráfego de um grande centro urbano. **Simea**, v. 1, 2014a.

GUARIEIRO, L. L. N. et al. Estudo do perfil de distribuição de tamanho e número de partículas emitidas na queima de misturas de diesel/biodiesel/etanol. **Blucher Engineering Proceedings**, v. 1, p. 387–393, 2014b.

GUARIEIRO, L. L. N. et al. Assessment of the use of oxygenated fuels on emissions and performance of a diesel engine. **Microchemical Journal**, v. 117, p. 94–99, nov. 2014c.

GUARIEIRO, L. L. N.; GUARIEIRO, A. L. N. Vehicle Emissions: What Will Change with Use of Biofuel? In: **Biofuels - Economy, Environment and Sustainability**. [s.l.] InTech, 2013.

GUARIEIRO, L. L. N.; GUARIEIRO, A. L. N. Impact of the Biofuels Burning on Particle Emissions from the Vehicular Exhaust. In: BIERNAT, K. (Ed.). **Biofuels - Status and Perspective**. Rijeka ed. [s.l.] IntechOpen, 2015.

GUARIEIRO, L. L.; VASCONCELLOS, P. C.; SOLCI, M. C. Poluentes Atmosféricos Proveniente da Queima de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis: Uma Breve Revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. November, p. 434–445, 2011.

GUERREIRO, E. T. DE A. **Avaliação da exposição de passageiros à partículas ultrafinas no interior de um veículo em condições típicas de tráfego em um grande centro urbano**. [s.l.] Senai Cimatec, 2016.

HAM, W. A.; KLEEMAN, M. J. Size-resolved source apportionment of carbonaceous particulate matter in urban and rural sites in central California. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 24, p. 3988–3995, ago. 2011.

HAM, W. A.; RUEHL, C. R.; KLEEMAN, M. J. Seasonal variation of airborne particle deposition efficiency in the human respiratory system. **Aerosol Science and Technology**, v. 45, n. 7, p. 785–794, 2011.

HAMILTON, R. F. et al. Particle length-dependent titanium dioxide nanomaterials toxicity and bioactivity. **Particle and Fibre Toxicology**, v. 6, n. 1, p. 35, 2009.

HAYWOOD, J.; BOUCHER, O. **Estimates of the direct and indirect radiative forcing due to tropospheric aerosols: A review** *Reviews of Geophysics*, 2000.

HEEDERIK, D.; DOUWES, J. **Towards an occupational exposure limit for**

**endotoxins?Annals of Agriculture and Environmental Medicine**, 1997.

HELDAL, K. K. et al. Upper airway inflammation in waste handlers exposed to bioaerosols. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 60, n. 6, p. 444–450, 2003.

HERR, C. E. W. et al. Effects of bioaerosol polluted outdoor air on airways of residents: A cross sectional study. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 60, n. 5, p. 336–342, 2003.

HEXT, P. M. et al. **The Health Effects of PM<sub>2.5</sub> (including Ultrafine Particles)**. [s.l.] CONCAWE, 1999.

HINDS, W. C. **Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2012.

HOFFMAN, R. A.; BILLINGHAM, J. Effect of altered G levels on deposition of particulates in the human respiratory tract. **Journal of applied physiology**, v. 38, n. 6, p. 955–60, jun. 1975.

HOFMANN, W.; BALÁSHÁZY, I. Particle Deposition Patterns Within Airway Bifurcations - Solution of the 3D Navier-Stokes Equation. **Radiation Protection Dosimetry**, v. 38, n. 1–3, p. 57–63, set. 1991.

HU, M. et al. Estimation of size-resolved ambient particle density based on the measurement of aerosol number, mass, and chemical size distributions in the winter in Beijing. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 18, p. 9941–9947, 2012.

HUSSAIN, M.; MADL, P.; KHAN, A. Lung deposition predictions of airborne particles and the emergence of contemporary diseases, Part-I. **The Health**, v. 2, n. 2, p. 51–59, 2011.

HUSSEIN, T. et al. Modeling regional deposited dose of submicron aerosol particles. **Science of The Total Environment**, v. 458–460, p. 140–149, 1 ago. 2013.

IARC. **Outdoor air pollution**. In: **IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans**, vol. 209. Disponível em: <<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol109/index.php>>. Acesso em: 14 jan. 2018.

IBGE. **Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2017**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html?t=destaques&c=2927408>>. Acesso em: 28 jan. 2018.

ICRP. Human respiratory tract model for radiological protection. **Annals of the ICRP**, v. 24, n. 1–3, p. 1–482, 1994.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**.

ilustrada ed. [s.l.] Cambridge University Press, 2014.

JAKOB, L.; MASSLING, A. Size-Resolved Respiratory-Tract Deposition of Fine and Ultrafine Hydrophobic and Hygroscopic Aerosol Particles During Rest and Exercise Elvira Vaclavik and Steffen Loft. **Inhalation Toxicology**, p. 109–116, 2007.

JAKOBSSON, J. K. F. et al. A new method for measuring lung deposition efficiency of airborne nanoparticles in a single breath. **Scientific Reports**, v. 6, 2016.

JAPAN MINISTRY ENVIRONMENT. **Environmental Quality Standards in Japan - Air Quality**. Disponível em: <<https://www.env.go.jp/en/air/aq/aq.html>>. Acesso em: 21 dez. 2018.

JEANNET, N. et al. Acute toxicity of silver and carbon nanoaerosols to normal and cystic fibrosis human bronchial epithelial cells. **Nanotoxicology**, p. 1–13, 2015.

JONES, R. M.; NEEF, N. Interpretation and prediction of inhaled drug particle accumulation in the lung and its associated toxicity. **Xenobiotica**, v. 42, n. 1, p. 86–93, nov. 2011.

KAM, W. et al. On-road emission factors of PM pollutants for light-duty vehicles (LDVs) based on urban street driving conditions. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 378–386, 2012.

KANNIAH, K. D.; YASO, N. Preliminary assessment of the impact of atmospheric aerosols on climate change in Peninsular Malaysia. **International Archives of the Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Science**, v. 38, n. Part 8, p. 386–391, 2010.

KANNOSTO, J. et al. Mode resolved density of atmospheric aerosol particles. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, n. 17, p. 5327–5337, 2008.

KARAGULIAN, F. et al. Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. **Atmospheric Environment**, v. 120, p. 475–483, nov. 2015.

KAWANAKA, Y. et al. Size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere and estimation of the contribution of ultrafine particles to their lung deposition. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 17, p. 6851–6856, 2009.

KAWANAKA, Y. et al. Estimation of the contribution of ultrafine particles to lung deposition of particle-bound mutagens in the atmosphere. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 6, p. 1033–1038, 15 fev. 2011.

KIM, K.-H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, v. 74, p. 136–143, jan. 2015.

KITTELSON, D. B. Engines and nanoparticles: a review. **Journal of aerosol science**, v. 29, n. 5, p. 575–588, 1998.

KITTELSON, D. B. Recent Measurements of Nanoparticle Emissions from Engines Current Research on Diesel Exhaust Particles. **Current Research on Diesel Exhaust Particles**, v. 9, p. 451–457, 2001.

KITTELSON, D.; KRAFT, M. Particle Formation and Models in Internal Combustion Engines. **United Kingdom: University of Cambridge**, n. 142, 2014.

KITTELSON, D.; WATTS, W.; JOHNSON, J. Diesel aerosol sampling methodology-CRC E-43. **Final report, Coordinating Research Council**, 2002.

KLEINSTREUER, C.; ZHANG, Z. Airflow and Particle Transport in the Human Respiratory System. **Annual Review of Fluid Mechanics**, v. 42, n. 1, p. 301–334, 2010.

KOBLINGER, L. Analysis of human lung morphometric data for stochastic aerosol deposition calculations. **Physics in Medicine and Biology**, v. 30, n. 6, p. 541–556, 1985.

KOBLINGER, L.; HOFMANN, W. Monte Carlo modeling of aerosol deposition in human lungs. Part I: Simulation of particle transport in a stochastic lung structure. **Journal of Aerosol Science**, v. 21, n. 5, p. 661–674, 1990.

KOLANJIYIL, A. V; KLEINSTREUER, C. Computationally efficient analysis of particle transport and deposition in a human whole-lung-airway model. Part I: Theory and model validation. **Computers in biology and medicine**, v. 79, p. 193–204, dez. 2016.

KRISTENSSON, A. et al. Size-resolved respiratory tract deposition of sub-micrometer aerosol particles in a residential area with wintertime wood combustion. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 13, n. 1, p. 24–35, 2013.

KÜNZI, L. et al. Toxicity of aged gasoline exhaust particles to normal and diseased airway epithelia. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, jun. 2015.

LI, A.; AHMADI, G. Computer Simulation of Particle Deposition in the Upper Tracheobronchial Tree. **Aerosol Science and Technology**, v. 23, n. 2, p. 201–223, jan. 1995.

LI, X. et al. Modeled deposition of fine particles in human airway in Beijing , China. **Atmospheric Environment**, v. 124, p. 387–395, 2016.

LICHTVELD, K. M. et al. In Vitro Exposures in Diesel Exhaust Atmospheres: Resuspension of PM from Filter versus Direct Deposition of PM from Air. **Beilstein Journal of Nanotechnology**, v. 5, n. 1, p. 1590–1602, 2014.

LIN, P. et al. Marine aerosol size distributions in the springtime over China adjacent seas. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 32, p. 6784–6796, 2007.

LÖNDAHL, J. et al. Measurement techniques for respiratory tract deposition of airborne nanoparticles: a critical review. **Journal of aerosol medicine and pulmonary drug delivery**, v. 27, n. 4, p. 229–54, ago. 2014.

LUO, S. et al. TEM observations of particles based on sampling in gas and soil

at the Dongshengmiao polymetallic pyrite deposit, Inner Mongolia, Northern China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 158, p. 95–111, 2015.

MARTINS, L. D. et al. Potential health impact of ultrafine particles under clean and polluted urban atmospheric conditions: A model-based study. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 3, n. 1, p. 29–39, 2010.

MMA. **Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 5, de 15 de junho de 1989** **Diário Oficial da União** Brasil CONAMA, , 1989. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA\\_RES\\_CONS\\_1989\\_005.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1989_005.pdf)>

MMA. **PROGRAMA NACIONAL DE CONTROLE DE QUALIDADE DO AR**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/proconve-promot/2017/consulta-publica/2017-10-proposta-conama-L7-L8-v3-m.pdf>>. Acesso em: 7 jun. 2018a.

MMA. **PROCONVE: PROGRAMA DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DO AR POR VEÍCULOS AUTOMOTORES**. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/Arquivos/PROCONVE\\_atualizado em 21nov13.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/Arquivos/PROCONVE_atualizado em 21nov13.pdf)>. Acesso em: 28 jan. 2018b.

MMA. **Proposta Conama L7 e L8**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/proconve-promot/2017/consulta-publica/2017-10-proposta-conama-L7-L8-v3-m.pdf>>. Acesso em: 28 fev. 2018a.

MMA. **Proposta Conama P8**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/proconve-promot/2017/consulta-publica/2017-10-proposta-conama-P8-final-mbv-v3.pdf>>. Acesso em: 28 fev. 2018b.

MMA. **RESOLUÇÃO N . 491 , DE 19 DE NOVEMBRO DE 2018** Brasil CONAMA, , 2018. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740>>

MOHANKUMAR, S.; SENTHILKUMAR, P. Particulate matter formation and its control methodologies for diesel engine: A comprehensive review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p. 1227–1238, dez. 2017.

MORRIS, A. H. et al. Clinical pulmonary function testing. **A manual of uniform laboratory procedures**, v. 2, 1984.

NASA. **Aerosols: More Than Meets the Eye**, 2005. Disponível em: <<https://www.nasa.gov>>. Acesso em: 15 jun. 2018

NEEF, A.; AMANN, R.; SCHLEIFER, K.-H. Detection of Microbial Cells in Aerosols Using Nucleic Acid Probes. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 18, n. 1, p. 113–122, 1995.

NIE, D. et al. Bioaccessibility and health risk of trace elements in fine particulate matter in different simulated body fluids. **Atmospheric Environment**, v. 186, p. 1–8, 2018.

NØJGAARD, J. K. et al. Nucleation and Aitken mode atmospheric particles in

relation to O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> at semirural background in Denmark. **Atmospheric Environment**, v. 49, n. 3, p. 275–283, 2012.

NOWAK, N.; KAKADE, P. P.; ANNAPRAGADA, A. V. Computational fluid dynamics simulation of airflow and aerosol deposition in human lungs. **Annals of biomedical engineering**, v. 31, n. 4, p. 374–90, abr. 2003.

OBERDÖRSTER, G. et al. Translocation of Inhaled Ultrafine Particles to the Brain. **Inhalation Toxicology**, v. 16, n. 6–7, p. 437–445, jan. 2004.

OLENCHOCK, S. A. Health Effects of Biological Agents: The Role of Endotoxins. **Applied Occupational and Environmental Hygiene**, v. 9, n. 1, p. 62–64, jan. 1994.

OLLER, A. R.; OBEDÖRSTER, G.; SEILKOP, S. K. Derivation of PM<sub>10</sub> size-selected human equivalent concentrations of inhaled nickel based on cancer and non-cancer effects on the respiratory tract. **Inhalation Toxicology**, v. 26, n. 9, p. 559–578, 2014.

ORAVISJÄRVI, K. et al. Effects of physical activity on the deposition of traffic-related particles into the human lungs in silico. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 21, p. 4511–4518, 1 out. 2011.

OVERTON, J. H.; GRAHAM, R. C. Predictions of Ozone Absorption in Human Lungs From Newborn to Adult. **Health Physics**, v. 57, p. 29–36, 1989.

OWEN, M. K.; ENSOR, D. S.; SPARKS, L. E. Airborne particle sizes and sources found in indoor air. **Atmospheric Environment Part A, General Topics**, v. 26, n. 12, p. 2149–2162, 1992.

PADHI, B. K. et al. Predictors and respiratory depositions of airborne endotoxin in homes using biomass fuels and LPG gas for cooking. **Journal of exposure science & environmental epidemiology**, v. 27, n. 1, p. 112–117, jan. 2017.

PHILLIPS, C. G.; KAYE, S. R. On the asymmetry of bifurcations in the bronchial tree. **Respiration Physiology**, v. 107, n. 1, p. 85–98, 1997.

PINKERTON, K. E. et al. Distribution of particulate matter and tissue remodeling in the human lung. **Environmental Health Perspectives**, v. 108, n. 11, p. 1063–1069, 2000.

PREFEITURA DE SÃO PAULO. **DECRETO N° 54.797, de 28 de janeiro de 2014** DOM-SP Brasil, 2014. Disponível em: <<http://www.geradoresenerg.com.br/img/oxicatalizadores/Decreto-Municipal-n-54797-de-28-janeiro-2014-sobre-Oxicatalisadores-2.pdf>>

REID, J. S. et al. Observing and understanding the Southeast Asian aerosol system by remote sensing: An initial review and analysis for the Seven Southeast Asian Studies (7SEAS) program. **Atmospheric Research**, v. 122, p. 403–468, 2013.

REPONEN, T. et al. Biological Particle Sampling. In: KULKARNI, P.; BARON, P. A.; WILLEKE, K. (Eds.). **Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications: Third Edition**. [s.l.] John Wiley & Sons, Inc, 2011. p. 549–570.

RISSLER, J. et al. Experimental determination of deposition of diesel exhaust particles in the human respiratory tract. **Journal of Aerosol Science**, v. 48, p. 18–33, jun. 2012.

RISSLER, J. et al. A set-up for respiratory tract deposition efficiency measurements (15–5000 nm) and first results for a group of children and adults. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 17, n. 5, p. 1244–1255, 2017.

RIVM, N. I. FOR P. H. AND THE E. **Multiple Path Particle Dosimetry Model (MPPD v 1.0): A Model for Human and Rat Airway Particle Dosimetry**. Bilthoven, The Netherlands: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.ara.com/products/multiple-path-particle-dosimetry-model-mppd-v-304>>. Acesso em: 4 fev. 2018.

ROCHA, G. O. et al. Quantification and Source Identification of Atmospheric Particulate Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and their Dry Deposition Fluxes at Three Sites in Salvador Basin, Brazil, Impacted by Mobile and Stationary Sources. **Sociedade Brasileira de Química**, v. 20, n. 4, p. 680–692, 2009.

ROSENFELD, D. et al. **Climate effects of aerosol-cloud interactions** **Science**, 2014.

ROSTAMI, A. A. Computational modeling of aerosol deposition in respiratory tract: a review. **Inhalation toxicology**, v. 21, n. 4, p. 262–90, fev. 2009.

RUVER, G. S. **Revisão sobre o impacto da utilização do biodiesel em motores a diesel e suas emissões**. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

SALMA, I. et al. Lung burden and deposition distribution of inhaled atmospheric urban ultrafine particles as the first step in their health risk assessment. **Atmospheric Environment**, v. 104, p. 39–49, 2015.

SÁNCHEZ-SOBERÓN, F. et al. An approach to assess the Particulate Matter exposure for the population living around a cement plant: modelling indoor air and particle deposition in the respiratory tract. **Environmental Research**, v. 143, Part, p. 10–18, nov. 2015.

SARIGIANNIS, D. A. et al. Lung cancer risk from PAHs emitted from biomass combustion. **Environmental Research**, v. 137, p. 147–156, 2015.

SELTZER, J. M. Biologic contaminants. **Occup Med**, v. 10, n. 1, p. 1–25, 1995.

SIEGEL, P. D. et al. Part A: Current Issues Effect of diesel exhaust particulate (DEP) on immune responses : contributions of particulate versus organic soluble components. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, n. October 2014, p. 37–41, 2004.

SMITH, O. I. Fundamentals of soot formation in flames with application to diesel engine particulate emissions. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 7, n. 4, p. 275–291, 1981.

STAHLHOFEN, W.; RUDOLF, G.; JAMES, A. C. Intercomparison of Experimental Regional Aerosol Deposition Data. **Journal of Aerosol Medicine**,



v. 2, n. 3, p. 285–308, jan. 1989.

STEINFELD, I. J. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 40, n. 7, p. 26–26, 1998.

STOEHR, L. C. et al. Enhanced Deposition by Electrostatic Field-Assistance Aggravating Diesel Exhaust Aerosol Toxicity for Human Lung Cells. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 14, p. 8721–8730, jul. 2015.

TAKAHASHI, F.; GLASSMAN, I. Sooting Correlations for Premixed Flames. **Combustion Science and Technology**, v. 37, n. 1–2, p. 1–19, 1984.

TERZANO, C. et al. Air pollution ultrafine particles: toxicity beyond the lung. **Eur Rev Med Pharmacol Sci**, v. 14, n. 10, p. 809–821, 2010.

TIAN, G. et al. Validating CFD Predictions of Pharmaceutical Aerosol Deposition with In Vivo Data. **Pharmaceutical research**, v. 32, n. 10, p. 3170–87, out. 2015.

TØRSETH, K. et al. **Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972-2009** *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **Particulate Matter Emissions**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.epa.gov/roe/>>.

WANG, J.; PUI, D. Y. H. Dispersion and filtration of carbon nanotubes (CNTs) and measurement of nanoparticle agglomerates in diesel exhaust. **Chemical Engineering Science**, v. 85, p. 69–76, 2013.

WANG, L. et al. Characterization particulate matter from several Chinese cooking dishes and implications in health effects. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 72, p. 98–106, 2018.

WATSON, J. G. et al. Measurement System Evaluation for Fugitive Dust Emissions Detection and Quantification. **Prepared for South Coast Air Quality Management District Diamond Bar, CA**, 2010.

WILLIAMS, M.; MINJARES, R. A technical summary of Euro 6/VI vehicle emission standards. **ICCT**, n. June, 2016.

WOLFF, R. K. Toxicology Studies for Inhaled and Nasal Delivery. **Molecular Pharmaceutics**, v. 12, n. 8, p. 2688–2696, 2015.

XIE, R. K. et al. Characterization of individual airborne particles in Taiyuan City, China. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 2, n. 3, p. 123–131, 2009.

XUAN, J.; SOKOLIK, I. N. Characterization of sources and emission rates of mineral dust in Northern China. **Atmospheric Environment**, v. 36, n. 31, p. 4863–4876, 2002.

YEH, H.-C. et al. Comparisons of Calculated Respiratory Tract Deposition of Particles Based on the Proposed NCRP Model and the New ICRP66 Model. **Aerosol Science and Technology**, v. 25, n. 2, p. 134–140, jan. 1996.

YOU, S. et al. A comparison of PM exposure related to emission hotspots in a hot and humid urban environment: Concentrations, compositions, respiratory deposition, and potential health risks. **Science of The Total Environment**, v. 599–600, p. 464–473, 1 dez. 2017.

YOUN, J.-S. et al. Hygroscopic Properties and Respiratory System Deposition Behavior of Particulate Matter Emitted by Mining and Smelting Operations. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 21, p. 11706–11713, 2016.

ZHANG, Q. et al. Major components of China's anthropogenic primary particulate emissions. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 4, p. 45027, 2007.

## ANEXO A – Divulgação da Pesquisa

ILAN SOUSA FIGUEIRÊDO<sup>1</sup>, ALINE LEFOL NANI GUARIEIRO<sup>1</sup>, LÍLIAN LEFOL NANI GUARIEIRO<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Laboratório Integrado de Pesquisa em Química Aplicada Universidade, Centro SENAI CIMATEC, 41650-010, Salvador Bahia

<sup>2</sup>INCT de Energia e Meio Ambiente, UFBA, 40170-290, Salvador, BA, Brasil.

### MODELAGEM DA DEPOSIÇÃO PULMONAR DE MATERIAL PARTICULADO EMITIDO POR VEÍCULOS UTILIZANDO MPPD: UMA BREVE REVISÃO SISTEMÁTICA

**Resumo:** Os veículos automotores são responsáveis por grande parte das emissões de material particulado (MP). O grau de exposição ao MP dos pedestres e ocupantes das cabines dos veículos se intensifica com o aumento crescente da frota e engarrafamentos nos grandes centros urbanos. Nesse contexto, este trabalho trata-se de uma revisão sistemática com o objetivo de identificar metodologias de modelagem de deposição e eliminação de aerossóis monodispersos e polidispersos, proveniente de veículos, no trato respiratório de indivíduos e sumarizar as evidências existentes, visando uma maior qualidade e confiabilidade dos resultados. Os resultados foram classificados criteriosamente e sintetizados. Este estudo contribui tanto para a área de saúde como para a área de engenharia. A dosimetria de partículas finas e ultrafinas afeta a saúde dos seres vivos, sua inalação pode causar enfermidades pulmonar e cardiovascular. Os modelos computacionais desenvolvidos podem ser utilizados para melhorar as pesquisas sob os impactos dos seres expostos ao MP, uma vez que métodos *in-vivo* são muito mais evasivos e custosos.

**Palavras-Chaves:** revisão sistemática; material particulado; sistema respiratório humano e MPPD.

### MODELING THE PULMONARY DEPOSITION OF PARTICULATE MATTER ISSUED BY VEHICLES USING MPPD: A BRIEF SYSTEMATIC REVIEW

**Abstract:** Automotive vehicles are responsible for a large part of particulate matter (PM) emissions. The degree of exposure to the PM of pedestrians and occupants of vehicle cabins intensifies with increasing fleet and traffic jams in large urban centers. In this context, this work is a systematic review with the objective of identifying modeling methodologies for the deposition and elimination of monodisperse and polydisperse aerosols from vehicles in the respiratory tract of individuals and to summarize the existing evidence, aiming at a higher quality and Reliability of results. The results were carefully classified and synthesized. This study contributes to both the health area and the engineering area. The dosimetry of fine and ultrafine particles affects the health of living beings, their inhalation can cause pulmonary and cardiovascular diseases. The computational models developed can be used to improve the research on the impacts of the beings exposed to the MP, since *in-vivo* methods are much more evasive and costly.

**Keywords:** Systematic Review; particulate matter, human respiratory system; and MPPD

### ANEXO B – Relatório de Ensaio do Biodiesel B100

Característica	Resultado	Data do Ensaio	Especificação	Tolerância	Método
Aspecto, Visual (1) (2) / Temperatura, °C	Límpido e isento de impurezas / 22,8	06/03/2018	Límpido e isento de impurezas	-	-
Massa Específica a 20°C, kg/m <sup>3</sup>	882,3	26/02/2018	850 a 900	849,7 a 900,3	ASTM D 4052
Ponto de Fulgor, °C, min. (4)	177,5	27/02/2018	100	91,3 a 99,9	ASTM D 93
Ponto de Entupimento de Filtro a Frio, °C, max.	- 5	01-03/2018	Ver Resolução 45/2014 Nota 9	+ 1 (em relação ao limite dada resolução)	ASTM D 6371
Corrosividade ao Cobre, 3 h a 50 °C, max. (6)	1 b	22/02/2018	1	-	ASTM D 130
Teor de Éster, % m/m, min.	96,9	20/02/2018	96,5	94,0 a 96,4	EM 14103 (5)
Viscosidade Cinemática a 40°C, mm <sup>2</sup> /s	4,196	01/03/2018	3,0 a 6,0	2,96 a 6,08	ASTM D 445
Teor de Água, mg/kg, máx.	522	22/02/2018	0 a 250 (Produtor) 0 a 350 (Distribuidor)	251 e 314 (Produtor) 351 a 426 (Distribuidor)	ASTM D 6304
Teor de Na + K, mg/kg	0,55	26/04/2018	5	-	ICP/OES
Teor de Ca + Mg, mg/kg	0,89	26/04/2018	5	-	
Fósforo, máx. (7) mg/kg	< 0,10	26/04/2018	10	-	

Característica	Resultado	Data do Ensaio	Especificação	Tolerância	Método
Cinzas Sulfatadas, %m/m, máx. (6)	0,001	08/03/2018	0,020	0,021 a 0,030	ASTM D 874
Contaminação Total, mg/kg, máx.	105,2	06/03/2018	24	25 a 29	EN 12662
Índice de Acidez, mg KOH/kg, máx.	0,331	22/02/2018	0,50	0,51 a 0,58	ASTM D 664
Índice de lodo, g/100g	223,79	01/03/2018	Anotar	-	EN 14111 (5)
Estabilidade à oxidação a 110°C, h, min.	-	-	8	6,6 a 7,9	EN 14112
Enxofre total, mg/kg, máx.	9,1	27/02/2018	10	11 a 12	ASTM D 5453
Teor de Metanol, % m/m, máx.	0,03	05/04/2018	0,20	0,21 a 0,23	EN 14110

(n) As observações numeradas devem ser verificadas na Resolução ANP nº 45/2014 (26/08/2014) e as especificações estão baseadas na Resolução ANP nº 45/2017 (26/08/2014) e Regulamento Técnico ANP nº 3/2014.