



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Escola Politécnica & Escola de Química  
Programa de Engenharia Ambiental

Paula Caroline Freschi Merigue

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DAS EMISSÕES DE MATERIAL  
PARTICULADO PROVENIENTES DO SISTEMA DE MANUSEIO E  
ESTOCAGEM DE COQUE VERDE DE PETRÓLEO**

Rio de Janeiro  
2016



UFRJ

Paula Caroline Freschi Merigue

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DAS EMISSÕES DE MATERIAL  
PARTICULADO PROVENIENTES DO SISTEMA DE MANUSEIO E  
ESTOCAGEM DE COQUE VERDE DE PETRÓLEO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Claudinei de Souza Guimarães, D. Sc.

Rio de Janeiro

2016

Merigue, Paula Caroline Freschi.

Avaliação do impacto das emissões de material particulado provenientes do sistema de manuseio e estocagem de coque verde de petróleo / Paula Caroline Freschi Merigue. – 2016.  
234 f. il. 30 cm

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2016.

Orientador: Claudinei de Souza Guimarães

1. Coque Verde de Petróleo. 2. Material Particulado. 3. Fatores de Emissão. 4. Dispersão Atmosférica. I. Guimarães, Claudinei de Souza. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Título.



UFRJ

**AValiação DO IMPACTO DAS EMISSões DE MATERIAL PARTICULADO  
PROVENIENTES DO SISTEMA DE MANUSEIO E ESTOCAGEM DE COQUE  
VERDE DE PETRóLEO**

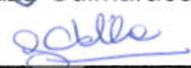
Paula Caroline Freschi Merigue

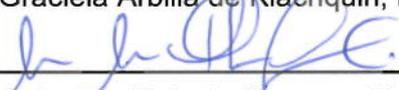
Orientador: Claudinei de Souza Guimarães, D. Sc.

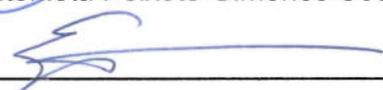
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Claudinei de Souza Guimarães, D.Sc., EQ/UFRJ (Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Graciela Arbilla de Klachquin, D.Sc., IQ/UFRJ

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Maria Antonieta Peixoto Gimenes Couto, D.Sc., EQ/UFRJ

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Estevão Freire, D.Sc., EQ/UFRJ

Rio de Janeiro

2016

## DEDICATÓRIA

*Dedico este trabalho aos meus pais Paulo e Marilene, à minha  
irmã Natália, ao meu marido Alessandro e ao meu filho Davi.  
Eles são meu porto seguro e a fonte de toda a minha alegria.*

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Deus pelo dom da vida, por ser o meu alicerce nos momentos de dificuldades e por conceder inúmeras dádivas em minha vida.

Agradeço ao meu marido Alessandro Torres por sempre me apoiar nos meus projetos e por compreender a minha ausência durante a execução deste trabalho.

Agradeço aos meus pais e a minha irmã por sempre me incentivarem nos estudos e por tudo que fizeram e fazem por mim.

Agradeço ao meu orientador, prof. Claudinei Guimarães, por ter aceitado e acreditado na proposta de dissertação proposta, pelos conhecimentos transmitidos, pelo incentivo e principalmente pelas cobranças.

Agradeço à colega de trabalho Luciana Neves Loureiro por todo o conhecimento compartilhado, pela dedicação e apoio essenciais à conclusão deste projeto, pelos conselhos profissionais e pessoais e pela amizade.

Agradeço aos meus gerentes Washington Geraldelli e Ana Carolina Gomes por acreditarem neste trabalho e principalmente por permitirem que eu me dedicasse à realização do mesmo.

Agradeço ao colega de profissão e amigo Amos Contrucci pelas sugestões e contribuições enriquecedoras.

Agradeço aos colegas de trabalho das gerências CENPES/EB-AB-G&E/CS e CENPES/PDEDS/AMA pelo apoio, suporte e incentivo à realização deste trabalho.

## RESUMO

MERIGUE, Paula Caroline Freschi. **Avaliação do impacto das emissões de material particulado provenientes do sistema de manuseio e estocagem de coque verde de petróleo.** Rio de Janeiro, 2016. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

O coque verde de petróleo é um produto sólido oriundo da unidade de coqueamento retardado responsável por converter frações residuais em diesel. O manuseio e a estocagem do coque são importantes fontes de emissão de material particulado (MP) que devem ser consideradas nas emissões totais de uma refinaria. Entretanto, essas emissões não são inventariadas devido à dificuldade de monitoramento ou pela ausência de metodologia de cálculo específica. Neste trabalho foram selecionados fatores de emissão de acordo com as etapas de operação do sistema permitindo que as emissões fossem estimadas, propondo assim, uma metodologia para a realização do inventário deste sistema. Os cálculos mostram que as emissões de materiais particulados totais em suspensão (PTS) provenientes da estocagem em pilhas abertas correspondem a 55% das emissões totais do sistema. Esse resultado comprova que as contribuições das demais atividades como a movimentação e a transferência do coque também influenciam nas emissões totais, indicando a importância do controle das emissões em todas as etapas da operação e não apenas na estocagem. A utilização de retomadora na remoção do coque da pilha indicou ser uma eficiente tecnologia de abatimento, pois o uso da pá-carregadeira aumenta significativamente as emissões de materiais particulados (cerca de 300% para PTS). O montante das emissões de MP<sub>10</sub> para o sistema de manuseio e estocagem representa menos de 9% das emissões totais de uma refinaria. As concentrações máximas dos poluentes analisados, obtidas via estudo de dispersão atmosférica, não ultrapassaram os limites dos padrões mais restritivos de qualidade do ar, permitindo concluir que o impacto desse sistema é de baixa relevância nas emissões de MP.

**Palavras-chave:** coque verde de petróleo, material particulado, fatores de emissão, dispersão atmosférica.

## ABSTRACT

MERIGUE, Paula Caroline Freschi. **Evaluation of the impact of emissions of particulate matter from the storage and handling of petroleum coke.** Rio de Janeiro, 2016. Master - Environmental Engineering Program, Polytechnic School and the School of Chemistry, Federal University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, in 2016.

Petroleum coke is a solid product derived from the delayed coking unit responsible for converting heavy oil fractions in diesel. The storage and handling of petcoke are important sources of emissions of particulate matter (PM) that must be considered in the total emissions of a refinery. However, these emissions are not inventoried because of the difficulty of monitoring or absence of specific calculation methodology. In this work we were selected emission factors according to the system operating steps allowing emissions were estimated, thus proposing a methodology for the inventory of the system. Calculations show that the total emissions of particulate matter in suspension (TSP) from storage in open yards corresponding to 55% of the total emissions of the system. This result proves that the contributions of other activities as the handling and conveying of coke also influence the total emissions, indicating the importance of controlling emissions at all stages of the operation and not only in storage. The use of reclaimer to remove coke from piles indicated to be an efficient abatement technology as the use of the front-end loader increases significantly the emissions of particulate matter (about 300% for TSP). The amount of emissions of PM<sub>10</sub> for the handling system and storage is less than 9% of total emissions of a refinery. The maximum concentrations of pollutants analyzed, obtained in the study of atmospheric dispersion, did not exceed the limits of the most restrictive standards of air quality, leading to the conclusion that the impact of this system is of low relevance in the issue of PM.

**Keywords:** petroleum coke, particulate matter, emission factors, atmospheric dispersion.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1:</b> Produção e Demanda de Óleo Combustível no Brasil. ....	27
<b>Figura 2:</b> Produção e Demanda de Óleo Diesel no Brasil. ....	28
<b>Figura 3:</b> Expectativa de Produção de Petróleo no Brasil nos próximos anos. ....	30
<b>Figura 4:</b> Esquema de processo simplificado de uma UCR. ....	36
<b>Figura 5:</b> Imagem do coque de petróleo tipo “ <i>Shot Coke</i> ”. ....	41
<b>Figura 6:</b> Imagem do coque tipo “Coque Esponja”. ....	42
<b>Figura 7:</b> Imagem do coque tipo “Coque Agulha”. ....	44
<b>Figura 8:</b> Principais Sistemas de Manuseio de Coque de Petróleo. ....	45
<b>Figura 9:</b> Representação esquemática da etapa de descoqueamento. ....	46
<b>Figura 10:</b> Imagem do coque sendo transferido do <i>coke pad</i> para moega móvel. ...	47
<b>Figura 11:</b> Representação dos tipos de transportadores de correia: (a) convencional e (b) <i>pipe</i> . ....	49
<b>Figura 12:</b> Esquema Simplificado da Seção de Empilhamento do Sistema de Manuseio e Armazenamento de Coque. ....	50
<b>Figura 13:</b> Representação simplificada das formas das pilhas de estocagem: (a) cônica, (b) longitudinal e (c) circular. ....	52
<b>Figura 14:</b> Esquema simplificado do empilhamento do tipo <i>Cone-Shell</i> . ....	53
<b>Figura 15:</b> Esquema simplificado de um empilhamento do tipo <i>Chevron</i> . ....	53
<b>Figura 16:</b> Esquema simplificado do empilhamento do tipo <i>Strata</i> . ....	54
<b>Figura 17:</b> Esquema simplificado do empilhamento do tipo <i>Windrow</i> . ....	55
<b>Figura 18:</b> Imagem de pátio de estocagem aberto com formação de pilha por meio de empilhadeira. ....	56
<b>Figura 19:</b> Esquema simplificado da Retomadora do tipo Ponte com Ancinhos com ataque frontal. ....	57
<b>Figura 20:</b> Esquema simplificado da retomadora do tipo portal com lança dupla - ataque lateral. ....	57
<b>Figura 21:</b> Esquema Simplificado da Seção de Retomada e Carregamento do Sistema de Manuseio e Armazenamento de Coque. ....	60
<b>Figura 22:</b> Emissões atmosféricas de uma UCR típica. ....	63
<b>Figura 23:</b> Comparação ilustrativa do diâmetro de partícula. ....	74

<b>Figura 24:</b> Representação esquemática dos principais dispositivos de abatimento de MP.....	80
<b>Figura 25:</b> Fenômeno da dispersão de poluentes na atmosfera. ....	87
<b>Figura 26:</b> Condições de estabilidade da atmosfera. ....	91
<b>Figura 27:</b> Tipos de plumas em função do gradiente de temperatura. ....	92
<b>Figura 28:</b> Efeito da velocidade dos ventos na concentração de poluente.....	94
<b>Figura 29:</b> Modelo de Rosa dos Ventos. ....	95
<b>Figura 30:</b> Diagrama de blocos com principais dados de entrada de um modelo de dispersão.....	98
<b>Figura 31:</b> Sistema de coordenadas de uma distribuição gaussiana. ....	101
<b>Figura 32:</b> Valores de $\sigma_y$ (a) e $\sigma_z$ (b) em relação à distância na direção dos ventos e da estabilidade da atmosfera. ....	103
<b>Figura 33:</b> Relação custo x confiabilidade das principais técnicas de elaboração de um inventário de emissões.....	110
<b>Figura 34:</b> Exemplo de aspersão de água em pilhas de estocagem de sólidos. ....	132
<b>Figura 35:</b> Exemplo de utilização de telas de proteção ( <i>wind fence</i> ) durante estocagem de sólidos: (a) vista geral e (b) detalhe da tela. ....	133
<b>Figura 36:</b> Exemplo de pátio de estocagem coberto. ....	134
<b>Figura 37:</b> (a) Exemplo de carregamento rodoviário com tromba telescópica; (b) Exemplo de sistema de lavagem de pneus dos caminhões.....	137
<b>Figura 38:</b> Localização do ponto de obtenção dos dados meteorológicos utilizados no estudo de dispersão atmosférica.....	153
<b>Figura 39:</b> Frequência de distribuição dos ventos na área de interesse do estudo de caso.....	154
<b>Figura 40:</b> Rosa dos ventos para o período de 2006 a 2008 dos dados meteorológicos próximos à região de estudo. ....	155
<b>Figura 41:</b> Comparação dos valores de emissão de PTS por operação para os cenários A (a) e A1 (b). ....	159
<b>Figura 42:</b> Comparação das emissões de PTS para os cenários com e sem medidas de controle.....	161
<b>Figura 43:</b> Comparação dos valores de emissão de $MP_{10}$ por operação para os cenários B (a) e B1 (b). ....	163
<b>Figura 44:</b> Comparação das emissões de $MP_{10}$ para os cenários com e sem medidas de controle. ....	164

<b>Figura 45:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A. ....	168
<b>Figura 46:</b> Curvas de isoconcentração para a maior concentração diária de PTS obtida para o cenário A, com foco na região de interesse. ....	169
<b>Figura 47:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A1. ....	172
<b>Figura 48:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A1, com foco na região de interesse.....	173
<b>Figura 49:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A, com foco na região de interesse.....	176
<b>Figura 50:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A1, com foco na região de interesse.....	177
<b>Figura 51:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A2, com foco na região de interesse.....	179
<b>Figura 52:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A3. ....	181
<b>Figura 53:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A3, com foco na região de interesse.....	182
<b>Figura 54:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A2, com foco na região de interesse.....	185
<b>Figura 55:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A3, com foco na região de interesse.....	186
<b>Figura 56:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B, com foco na região de interesse. ....	188
<b>Figura 57:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B1. ....	191
<b>Figura 58:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B1, com foco na região de interesse. ....	192
<b>Figura 59:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B, com foco na região de interesse. ....	194
<b>Figura 60:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B1, com foco na região de interesse. ....	195
<b>Figura 61:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B2, com foco na região de interesse. ....	198

<b>Figura 62:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B3. ....	199
<b>Figura 63:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B3, com foco na região de interesse. ....	200
<b>Figura 64:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B2, com foco na região de interesse. ....	202
<b>Figura 65:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B3, com foco na região de interesse. ....	203
<b>Figura 66:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B5, com foco na região de interesse. ....	207
<b>Figura 67:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B6, com foco na região de interesse. ....	208
<b>Figura 68:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B5, com foco na região de interesse. ....	210
<b>Figura 69:</b> Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP <sub>10</sub> obtida para o cenário B6, com foco na região de interesse. ....	211
<b>Figura 70:</b> Planilha de cálculo desenvolvida para calcular as emissões de MP da seção de empilhamento do coque.....	227
<b>Figura 71:</b> Planilha de cálculo desenvolvida para calcular as emissões de MP da seção de estocagem e expedição do coque. ....	228
<b>Figura 72:</b> Planilha de dados com informações das fontes do sistema de manuseio de coque para cadastramento no AERMOD – dados de emissão sem medidas de controle. ....	230
<b>Figura 73:</b> Planilha de dados com informações das fontes do sistema de manuseio de coque para cadastramento no AERMOD – dados de emissão com medidas de controle. ....	231
<b>Figura 74:</b> Planilha de dados com informações das demais fontes de uma refinaria com esquema de refino simplificado para cadastramento no AERMOD. ....	232

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Rendimento típico de Resíduo em função da qualidade do Petróleo. ....	29
<b>Tabela 2:</b> Estimativa de custos das principais unidades de conversão. ....	31
<b>Tabela 3:</b> Duração das fases de um ciclo do tambor de coque. ....	34
<b>Tabela 4:</b> Alterações no perfil de rendimento em função das variáveis operacionais. .....	37
<b>Tabela 5:</b> Alterações na qualidade do GOPK e coque em função das variáveis operacionais. ....	38
<b>Tabela 6:</b> Principais características dos diferentes tipos de coque. ....	44
<b>Tabela 7:</b> Composição típica de ar na troposfera. ....	65
<b>Tabela 8:</b> Comparação entre os principais equipamentos utilizados para remoção de MP. ....	81
<b>Tabela 9:</b> Padrões de qualidade do ar para material particulado definidos pela Resolução CONAMA. ....	83
<b>Tabela 10:</b> Histórico de valores de padrão de qualidade do ar nos EUA. ....	84
<b>Tabela 11:</b> Padrões de qualidade do ar para material particulado da União Europeia (UE). ....	85
<b>Tabela 12:</b> Padrões de qualidade do ar para o Estado de São Paulo. ....	86
<b>Tabela 13:</b> Classes de Estabilidade da Atmosfera segundo Pasquill. ....	103
<b>Tabela 14:</b> Faixa de validade dos parâmetros da Equação 4. ....	117
<b>Tabela 15:</b> Fatores de emissão do guia técnico EEA para manuseio de carvão. ...	118
<b>Tabela 16:</b> Fatores de emissão do manual técnico da agência australiana para formação das pilhas de estocagem. ....	119
<b>Tabela 17:</b> Fatores de emissão para operações de transferência e transporte de materiais metálicos. ....	122
<b>Tabela 18:</b> Faixa de validade dos parâmetros da Equação 11. ....	129
<b>Tabela 19:</b> Faixa de validade dos parâmetros da Equação 12. ....	129
<b>Tabela 20:</b> Medidas de controle recomendadas pela agência australiana para manuseio e estocagem de sólidos. ....	135
<b>Tabela 21:</b> Resumo das ações recomendadas para minimizar as emissões de MP no sistema de manuseio e estocagem de sólidos. ....	138
<b>Tabela 22:</b> Parâmetros de projeto e operação típicos de um sistema de manuseio e estocagem de CVP. ....	142

<b>Tabela 23:</b> Identificação e descrição dos cenários analisados no estudo de caso.	145
<b>Tabela 24:</b> Resumo das informações referentes às fontes de emissão consideradas no estudo de caso.	149
<b>Tabela 25:</b> Localização das estações meteorológicas e distância ao ponto de interesse.	152
<b>Tabela 26:</b> Principais parâmetros relacionados aos ventos apresentados individualmente ano a ano e a média total do período.	154
<b>Tabela 27:</b> Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar próximas à região de estudo.	156
<b>Tabela 28:</b> Valores das emissões anuais de PTS do sistema de manuseio e estocagem de CVP considerado no estudo de caso.	158
<b>Tabela 29:</b> Valores das emissões anuais de MP <sub>10</sub> do sistema de manuseio e estocagem de CVP considerado no estudo de caso.	162
<b>Tabela 30:</b> Valores das emissões anuais de MP <sub>10</sub> do sistema de manuseio e estocagem de CVP considerado no estudo de caso e demais fontes presentes em uma refinaria.	165
<b>Tabela 31:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24horas para o Cenário A.	170
<b>Tabela 32:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24horas para o Cenário A1.	174
<b>Tabela 33:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A.	175
<b>Tabela 34:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A1.	175
<b>Tabela 35:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24horas para o Cenário A2.	178
<b>Tabela 36:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24horas para o Cenário A3.	183
<b>Tabela 37:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A2.	184
<b>Tabela 38:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A3.	184
<b>Tabela 39:</b> Comparativo das concentrações máximas obtidas para todos os cenários do poluente PTS com padrão de qualidade do ar vigente.	187

<b>Tabela 40:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período de 24horas para o Cenário B. ....	189
<b>Tabela 41:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período de 24horas para o Cenário B1. ....	190
<b>Tabela 42:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período anual para o Cenário B. ....	193
<b>Tabela 43:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período anual para o Cenário B1. ....	193
<b>Tabela 44:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período de 24horas para o Cenário B2. ....	196
<b>Tabela 45:</b> Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período de 24horas para o Cenário B3. ....	197
<b>Tabela 46:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período anual para o Cenário B2. ....	204
<b>Tabela 47:</b> Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP <sub>10</sub> no período anual para o Cenário B3. ....	204
<b>Tabela 48:</b> Comparação das concentrações máximas obtidas para os cenários do poluente MP <sub>10</sub> com padrão de qualidade do ar vigente nacional e do estado de São Paulo, além de comparações com padrões internacionais. ....	205
<b>Tabela 49:</b> Comparação das concentrações máximas obtidas do poluente MP <sub>10</sub> para as emissões totais de uma refinaria hipotética com padrão de qualidade do ar vigente nacional e do estado de São Paulo, além de comparações com padrões internacionais. ....	212

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

API – *American Petroleum Institute*

ARPEL – Associação Regional de Empresas de Petróleo e Gás Natural da América Latina e Caribe.

BREF – *Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage*

CEMS – *Continuous Emissions Monitoring Systems*

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CFD – Fluidodinâmica Computacional

CLP – Camada Limite Planetária

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente do Estado de Pernambuco

CPTEC – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos

CTE – Coeficiente de Expansão Térmica

CVP – Coque Verde de Petróleo

EPE – Empresa de Pesquisa Energética

FCC – Craqueamento Catalítico Fluidizado

GLP – Gás Liquefeito de Petróleo

GOLK – Gasóleo Leve de Coque

GOMK – Gasóleo Médio de Coque

GOPK – Gasóleo Pesado de Coque

HCC – Hidrocraqueamento Catalítico

HGI – *Hardgrove Grindability Index*

INEA – Instituto Estadual do Meio Ambiente

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*

MM5 – Modelo de Mesoescala desenvolvido pela PennState University em parceria com o National Center for Atmospheric Research (NCAR).

MP – Material Particulado

NLK – Nafta Leve de Coque

NPI – *National Pollutant Inventory*

NPK – Nafta Pesada de Coque

OMS – Organização Mundial da Saúde (em inglês – WHO)

PI – Partículas Inaláveis

PP – Padrão Primário

PS – Padrão Secundário

PTS – Particulado Total em Suspensão

RNEST – Refinaria Abreu e Lima

RTI – *Research Triangle Institute*

SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*

TCEQ – *Texas Commission on Environmental Quality*

U.S. EPA – *Environmental Protection Agency*

UCR – Unidade de Coqueamento Retardado

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco

UTM – *Universal Transversa de Mercator* – sistema de coordenadas cartesianas bidimensional

VCM – Teor de Matéria Volátil

WRAP – *Western Regional Air Partnership's*

## LISTA DE SÍMBOLOS

- A Taxa da atividade geradora;
- $a_1$  Constante empírica, para PTS = 0,9 e  $MP_{10} = 0,7$ ;
- $a_2$  Constante empírica, para PTS = 1,2 e  $MP_{10} = 1,5$
- $A_{pilha}$  Área da pilha [ $m^2$ ];
- $b_1$  Constante empírica, para PTS e  $MP_{10} = 0,45$ ;
- $b_2$  Constante empírica, para PTS = 1,3 e  $MP_{10} = 1,4$ ;
- C Concentração do poluente [ $g/m^3$ ];
- $d_A$  Dias do ano nos quais há pelo menos 8 horas de atividade na pilha [d/ano];
- $EF_{correia}$  Fator de emissão da operação com correias [kg de MP emitido / Mg material transportado];
- $EF_i$  Fator de emissão da atividade i;
- $EF_{PC}$  Fator de emissão de MP para movimentação de veículos em superfícies não pavimentadas [kg / h de utilização do veículo];
- $EF_{pilhacarvão}$  Fator de emissão de MP por ação do vento em pilhas de carvão [g de MP emitido /  $m^2 \times h$ ];
- $EF_{SNP}$  Fator de emissão de MP para movimentação de veículos em superfícies não pavimentadas [g / km percorrido por veículo];
- $EF_{transferencia}$  Fator de emissão da operação de transferência [kg de MP emitido / Mg material transferido];
- $EF_{vento}$  Fator de emissão de MP por ação do vento em pilhas de estocagem [kg de MP emitido / dia x hectare ]
- $EF_{vento\_inativa}$  Fator de emissão de MP por ação do vento em pilhas de estocagem inativas [g de MP emitido /  $m^2 \times ano$ ]
- $E_i$  Taxa de emissão da atividade i;
- $E_{pilha}$  Taxa de emissão de MP por ação dos ventos na pilha [g de MP/ano];
- $ER_i$  Eficiência de redução nas emissões da atividade i;
- f Fração de tempo na qual a velocidade do vento excede 5,4m/s na altura média da pilha [%]
- FC Fator de controle;
- h Altura de interesse [m]

- H Altura efetiva da emissão [m];
- $h_0$  Altura na qual existe medição da velocidade [m]
- $k_c$  Fator em função do tamanho da partícula para operação com correias [adimensional], para PTS = 0,74 e  $MP_{10} = 0,35$ ;
- $k_{PC}$  Fator em função do tamanho da partícula [adimensional], para PTS = 35,6 e  $MP_{10} = 6,33$ ;
- $k_{SNP}$  Constante empírica, para PTS = 4,9 e  $MP_{10} = 1,5$ ;
- $k_t$  Fator em função do tamanho da partícula para operação de transferência [adimensional], para PTS = 0,74 e  $MP_{10} = 0,35$ ;
- $k_v$  Fator em função do tamanho da partícula por ação dos ventos em pilhas ativas [adimensional], para PTS = 1,0 e  $MP_{10} = 0,5$ ;
- $k_{vi}$  Fator em função do tamanho da partícula por ação dos ventos em pilhas inativas [adimensional], para PTS = 1,0 e  $MP_{10} = 0,5$ ;
- $L_c$  Comprimento total das correias [m];
- M Teor de umidade do material sólido [%];
- N Número de intervenções na pilha por ano;
- $N_p$  Número de dias com precipitação inferior à 0,25mm no ano [dias];
- p Coeficiente cujo valor está entre 0,1 a 0,4 – valor típico = 1/7
- $P_i$  Potencial de erosão das pilhas no período entre as intervenções [ $g/m^2$ ];
- Q Taxa de emissão [g/s];
- s teor de finos no material sólido [%];
- u Velocidade do vento [m/s];
- U Velocidade média dos ventos [m/s];
- $u^*$  Velocidade de fricção [m/s];
- $u_0$  Velocidade do vento na altura  $h_0$  [m/s]
- $u_h$  Velocidade do vento na altura h [m/s]
- $u_t^*$  Velocidade limiar de fricção [m/s];
- W Peso médio do veículo [Mg];
- x Coordenada horizontal na direção do vento [m];

- y Coordenada horizontal transversal ao vento [m];
- z Coordenada vertical acima do solo [m];
- $\sigma_y$  Desvio-padrão da distribuição da pluma ao longo da direção y [m];
- $\sigma_z$  Desvio-padrão da distribuição da pluma ao longo da direção z [m];

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>22</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>26</b>
<b>2.1</b>	<b>OBJETIVO GERAL</b> .....	<b>26</b>
<b>2.2</b>	<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	<b>26</b>
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>27</b>
<b>3.1</b>	<b>RELEVÂNCIA DA UNIDADE DE COQUEAMENTO RETARDADO NO ESQUEMA DE REFINO</b> .....	<b>27</b>
<b>3.2</b>	<b>DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE COQUEAMENTO RETARDADO</b> .....	<b>32</b>
3.2.1	VARIÁVEIS OPERACIONAIS.....	37
3.2.2	COQUE VERDE DE PETRÓLEO .....	39
3.2.3	TIPOS DE COQUE VERDE DE PETRÓLEO .....	41
<b>3.3</b>	<b>DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE MANUSEIO E ARMAZENAMENTO DE COQUE</b> .....	<b>45</b>
3.3.1	SEÇÃO DE EMPILHAMENTO .....	46
3.3.2	SEÇÃO DE ARMAZENAMENTO OU ESTOCAGEM.....	51
3.3.3	SEÇÃO DE CARREGAMENTO .....	56
<b>3.4</b>	<b>IMPACTOS AMBIENTAIS DA UNIDADE DE COQUEAMENTO RETARDADO</b> .....	<b>61</b>
<b>3.5</b>	<b>POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA</b> .....	<b>65</b>
3.5.1	FONTES DE EMISSÕES.....	66
3.5.2	CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS .....	67
3.5.3	POLUENTES REGULADOS.....	69
3.5.3.1	Dióxido de Enxofre (SO <sub>2</sub> ).....	69
3.5.3.2	Monóxido de Carbono (CO).....	70
3.5.3.3	Ozônio (O <sub>3</sub> ).....	71
3.5.3.4	Óxidos de Nitrogênio (NO <sub>x</sub> ) .....	72
3.5.3.5	Material Particulado (MP) .....	72

3.5.4	PRINCIPAIS FONTES EMISSORAS DE MATERIAL PARTICULADO.....	75
3.5.5	EFEITOS NOCIVOS DO MATERIAL PARTICULADO.....	76
3.5.6	FORMAS DE CONTROLE E TECNOLOGIAS PARA ABATIMENTO DAS EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO .....	78
<b>3.6</b>	<b>PADRÕES DE QUALIDADE DO AR.....</b>	<b>82</b>
<b>3.7</b>	<b>DISPERSÃO ATMOSFÉRICA.....</b>	<b>87</b>
3.7.1	FONTES DE EMISSÕES.....	88
3.7.2	DADOS CLIMÁTICOS .....	89
3.7.2.1	Calor .....	90
3.7.2.2	Pressão.....	93
3.7.2.3	Vento .....	93
3.7.2.4	Umidade .....	96
3.7.3	TOPOGRAFIA .....	96
<b>3.8</b>	<b>MODELAGEM MATEMÁTICA .....</b>	<b>97</b>
3.8.1	TIPOS DE MODELO.....	98
3.8.1.1	Relativo à Funcionalidade.....	99
3.8.1.2	Relativo à Estrutura Matemática .....	99
<b>3.9</b>	<b>MODELOS COMERCIAIS .....</b>	<b>104</b>
3.9.1	INDUSTRIAL SOURCE COMPLEX - ISC3.....	104
3.9.2	AERMOD .....	105
3.9.3	CALPUFF.....	105
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>107</b>
<b>4.1</b>	<b>INVENTÁRIO DE EMISSÕES .....</b>	<b>107</b>
<b>4.2</b>	<b>FATORES DE EMISSÃO.....</b>	<b>113</b>
4.2.1	OPERAÇÕES DE TRANSFERÊNCIA .....	116
4.2.2	CORREIAS TRANSPORTADORAS .....	120
4.2.3	AÇÃO DO VENTO NAS PILHAS DE ESTOCAGEM .....	123
4.2.4	MOVIMENTAÇÃO DE VEÍCULOS SOBRE AS PILHAS DE ESTOCAGEM.....	127

<b>4.3 EFICIÊNCIA DE REDUÇÃO NAS EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO .....</b>	<b>131</b>
<b>4.4 CARACTERIZAÇÃO DO ESTUDO DE CASO CONSIDERADO .....</b>	<b>141</b>
<b>4.5 DADOS DE ENTRADA PARA O SIMULADOR DE DISPERSÃO ATMOSFÉRICA – AERMOD .....</b>	<b>142</b>
4.5.1 IDENTIFICAÇÃO DOS CENÁRIOS DE ESTUDO .....	143
4.5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES EMISSORAS .....	145
4.5.3 DADOS DO RELEVO .....	149
4.5.4 DADOS DE DISPERSÃO .....	150
4.5.5 DADOS METEOROLÓGICOS .....	151
4.5.6 DEFINIÇÃO DOS RECEPTORES .....	156
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>158</b>
<b>5.1 EMISSÕES DE MP NO SISTEMA DE MANUSEIO E ESTOCAGEM DE CVP .....</b>	<b>158</b>
<b>5.2 CURVAS DE ISOCONCENTRAÇÃO DOS POLUENTES AVALIADOS.....</b>	<b>166</b>
5.2.1 PARTICULADOS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS) .....	166
5.2.2 MATERIAL PARTICULADO – MP <sub>10</sub> .....	187
<b>6 CONCLUSÕES .....</b>	<b>213</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>216</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>226</b>
<b>APÊNDICE B .....</b>	<b>229</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Estudos conduzidos pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE) indicam que a produção de óleo diesel é inferior à demanda nacional para este produto. Por outro lado, a produção de óleo combustível é superior à demanda, havendo um excedente deste derivado de petróleo. Esse panorama corresponde ao cenário atual e se manterá ao longo dos próximos dez anos (EPE, 2015).

O déficit na produção de óleo diesel e o excedente na produção de óleo combustível indicam a carência de unidades de conversão, no esquema de refino nacional, que aumentam a produção de diesel em detrimento do óleo combustível (QUELHAS et al., 2011). Dentre as unidades de conversão possíveis de serem incluídas no esquema de refino de petróleo, a Unidade de Coqueamento Retardado (UCR) merece destaque pelo alto rendimento de frações médias e baixo custo de implementação frente às opções disponíveis.

A carga da UCR são as correntes de resíduo (resíduo atmosférico, resíduo de vácuo e/ou resíduo asfáltico, entre outros) que se não fossem encaminhadas para a UCR se tornariam óleo combustível. Na UCR o resíduo é convertido, por meio de reações de craqueamento térmico, em frações mais leves como o GLP, nafta e gasóleos e em um produto mais pesado que se solidifica nos tambores formando o coque verde de petróleo (CVP). Este produto sólido é removido do interior dos tambores por ação hidráulica e encaminhado para o sistema de manuseio e estocagem de coque (ADAMS, 1994).

O sistema de manuseio e estocagem de coque se sobressai visualmente em uma refinaria de petróleo por possuir equipamentos diferenciados das demais unidades que compõem o parque de refino, além de operar com materiais sólidos em um ambiente onde predominam o processamento e manuseio de correntes gasosas e líquidas. Adicionalmente, a configuração aberta do sistema de manuseio, principalmente do pátio de estocagem do coque desperta incertezas quanto ao seu potencial de emissão de material particulado (MP).

Segundo Ekmann e Le (2004), o potencial de emissão de MP decorrente do armazenamento de coque é influenciado pelas condições climáticas (ventos e precipitação de chuvas) e pelas características do coque armazenado, como teor de umidade e quantidade de finos presentes nas pilhas de estocagem, além da configuração do sistema de manuseio e armazenamento propriamente dita.

O aumento da conscientização ambiental da população de modo geral e o avanço dos estudos que correlacionam a poluição aos prejuízos na saúde refletem em legislações mais restritivas quanto ao lançamento de poluentes na atmosfera. Recentemente, em 2013, o Estado de São Paulo publicou o Decreto nº 59.113 que estipula limites mais restritivos que a legislação nacional vigente, a Resolução Conama nº03/90, para os poluentes regulados em termos de padrão de qualidade do ar. Além dos novos limites, a meta final a ser alcançada é extremamente desafiadora e corresponde aos valores recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS), em termos de material particulado.

Para alcançar tais restrições, é necessário intensificar os esforços na redução das emissões de MP seja no controle das fontes com potencial de emissão amplamente conhecido, como as chaminés dos fornos e caldeiras e regeneradores das unidades de craqueamento catalítico (SZKLO, 2005), ou na identificação de fontes secundárias, mas que também contribuem para o aumento das emissões de MP. Em relação às emissões de MP nas chaminés de fornos e caldeiras os esforços se caracterizam pela substituição do óleo combustível por gás natural ou gás de refinaria, que reduzem significativamente as emissões, ou a instalação de equipamentos que auxiliam no abatimento das emissões, como os precipitadores eletrostáticos ou lavadores de gases. Quanto às emissões nas unidades de craqueamento catalítico fluidizado (FCC), o controle é realizado mediante a instalação de mais estágios de ciclones ou pelo aprimoramento da operação dos sistemas instalados.

Os sistemas de manuseio e estocagem de coque de petróleo começam a despertar o interesse dos órgãos ambientais quanto ao seu potencial de emissão de MP. A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) tem sinalizado preocupação em relação a esse sistema em função das exigências realizadas para a renovação das licenças de operação das refinarias, como por exemplo, a solicitação de estudo de monitoramento das emissões de MP. Outro exemplo é o caso do estado de Pernambuco, onde está localizada a refinaria Abreu e Lima. A Agência Estadual de Meio Ambiente do estado de Pernambuco (CPRH) concedeu a licença de operação à refinaria, no entanto, incluiu como condicionante um estudo para o fechamento do pátio de estocagem de coque, com o intuito de minimizar as emissões de MP.

Diante deste quadro, se faz necessário conhecer o real impacto do sistema de manuseio e estocagem de coque de petróleo para avaliar as alternativas disponíveis para abatimento ou redução das emissões. No entanto, antes de adotar qualquer solução mitigadora, é importante quantificar as emissões deste sistema, que por se tratarem de emissões fugitivas, acarretam em maiores dificuldades para a realização do inventário mais robusto.

O monitoramento contínuo não é recomendado para emissões fugitivas, mas, o monitoramento discreto, realizado em determinados períodos, pode ser uma alternativa viável (ZANNETTI, 2008). Porém, em relação ao material particulado, a dificuldade é ainda maior, pois as fontes de emissão de MP são diversas e dificilmente em uma medição será possível coletar MP de uma fonte específica, sem a interferência das demais. A caracterização do material coletado poderia ser uma solução para identificar a origem das fontes, entretanto, as principais fontes presentes em uma refinaria emitem MP com características muito semelhantes, com alto teor de carbono e traços de elementos como enxofre, níquel, vanádio, entre outros.

Uma possibilidade de realizar o inventário das emissões do sistema é pelo uso de fatores de emissão, isto é, correlações que quantificam as emissões em função das atividades executadas. Porém, na literatura existem disponíveis apenas fatores de emissão para manuseio e estocagem de sólidos em geral, sem detalhamento específico para o sistema de manuseio e estocagem de coque. As principais referências que apresentam os fatores de emissão para o manuseio de sólidos são o documento AP-42 da U.S. EPA, os manuais técnicos da agência australiana (NPI, 2015) e o guia da união europeia (EEA, 2013).

Um dos objetivos deste trabalho é definir uma metodologia de cálculo para estimar as emissões de MP decorrentes do sistema de manuseio e estocagem de coque, por meio da seleção de fatores de emissão disponíveis que melhor se enquadrem nas atividades e operações do sistema em questão. Essa abordagem é semelhante à realizada nos estudos de Martín et al (2007) e Monfort et al (2011). Em seus estudos esses autores citados selecionaram fatores de emissão disponíveis na literatura para aplicar a casos particulares, como as emissões oriundas do transporte de materiais sólidos em superfícies não pavimentadas e da indústria de cerâmica, respectivamente.

O levantamento dos fatores de emissão disponíveis na literatura que mais se assemelham às atividades de manuseio e estocagem de coque está descrito no capítulo 3 desta dissertação. Adicionalmente, neste capítulo são apresentadas as descrições do processo de coqueamento retardado e do sistema de manuseio e estocagem de coque e uma breve abordagem sobre poluição atmosférica, destacando os principais poluentes e suas consequências, além dos padrões nacionais e internacionais de qualidade do ar. Uma breve introdução sobre modelagem de dispersão atmosférica, apresentando as principais variáveis necessárias ao estudo e uma comparação entre os modelos comerciais disponíveis também é apresentada no capítulo 3 desta dissertação.

Para avaliar o impacto das emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque foi utilizado um estudo de caso, considerando um sistema típico para estimar as emissões de MP, bem como a caracterização de uma região para permitir a realização de um estudo de dispersão atmosférica. No capítulo 4 são apresentados os dados considerados no estudo de caso e a localização da região escolhida.

As taxas de emissão de MP oriundas do sistema de manuseio e estocagem de coque e as concentrações provenientes dessas emissões estão apresentadas no capítulo 5. Neste capítulo também são abordadas as diferentes configurações e possibilidades para o sistema, considerando algumas tecnologias de abatimento de emissões.

As conclusões obtidas com a realização deste estudo estão apresentadas no capítulo 6. As sugestões de trabalhos futuros e complementares a este também estão apresentadas no capítulo citado.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Este projeto possui como objetivo geral avaliar o impacto causado pelas atividades decorrentes do sistema de manuseio e estocagem de coque verde de petróleo em termos de emissão de material particulado, tanto para particulados totais em suspensão (PTS) quanto para partículas de diâmetro inferior à 10 µm (MP<sub>10</sub>).

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Os objetivos específicos deste trabalho se resumem em:

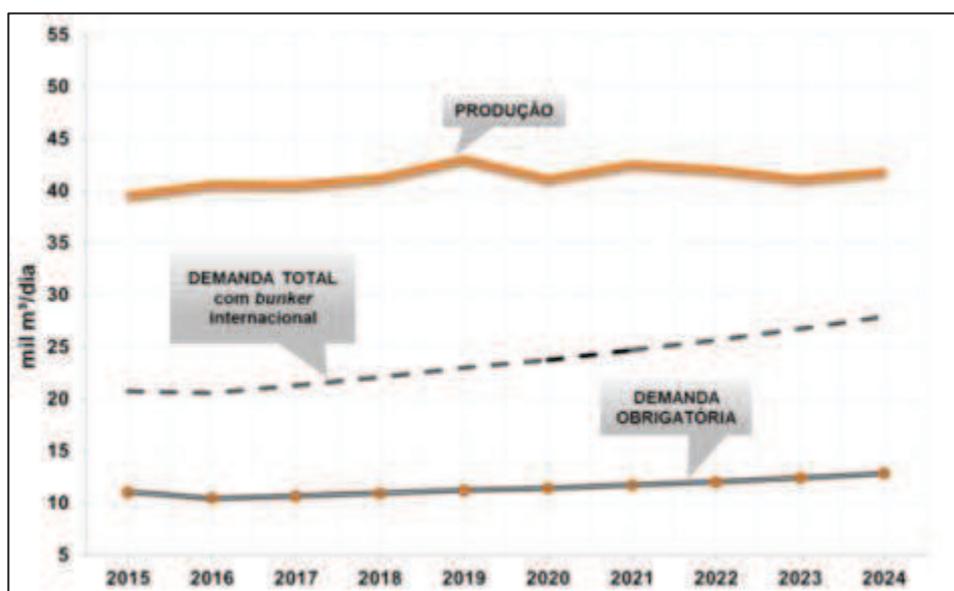
- a) propor metodologia de cálculo, baseada no uso de fatores de emissão, para estimar as emissões de MP do sistema de manuseio e estocagem de coque de petróleo;
- b) caracterizar as fontes de emissão de MP do sistema de manuseio e estocagem de coque de petróleo para inseri-las no simulador de dispersão atmosférica;
- c) realizar o estudo de dispersão atmosférica propriamente dito com dados de emissão do inventário calculado e com dados de relevo e clima baseado em uma localização definida para o sistema considerado;
- d) comparar os resultados do estudo de dispersão atmosférica, em termos de concentração de MP, com os limites preconizados pela legislação vigente e com padrões de qualidade do ar mais restritivos.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 RELEVÂNCIA DA UNIDADE DE COQUEAMENTO RETARDADO NO ESQUEMA DE REFINO

As unidades de conversão são de extrema importância no esquema de refino, pois permitem que frações pesadas de baixo valor agregado, como óleo combustível sejam convertidas em frações mais leves e de maior valor agregado, por exemplo, nafta e gasóleo que, após passarem por processo de remoção de impurezas, irão compor, respectivamente, o *pool*<sup>1</sup> de gasolina e diesel da refinaria (QUELHAS et al., 2011).

Embora a previsão de demanda por óleo combustível ao longo dos próximos dez anos seja superior aos valores atuais, segundo estimativa realizada pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2015) em seu Plano Decenal de Expansão de Energia 2024, a produção deste derivado continua superior à demanda, gerando um excedente significativo, conforme pode ser observado na Figura 1.

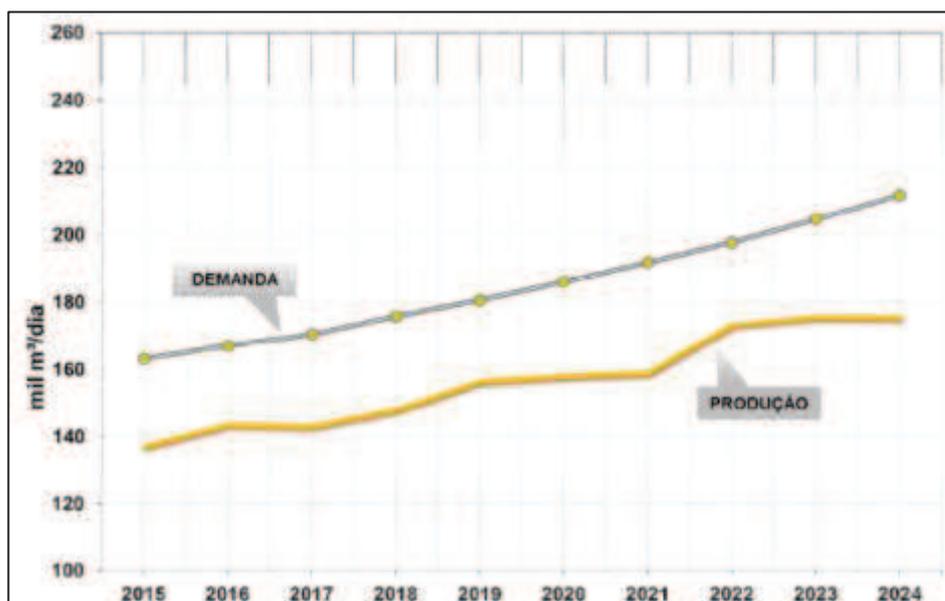


**Figura 1:** Produção e Demanda de Óleo Combustível no Brasil.

Fonte: EPE – Plano Decenal de Expansão de Energia 2024, 2015.

<sup>1</sup> Define-se como *pool* o conjunto de tanques que recebem correntes que compõem a formulação de um produto final.

Diferentemente da curva demanda x produção do óleo combustível apresentada na Figura 1, a demanda por óleo diesel é superior à sua produção, forçando as importações deste derivado para o suprimento do mercado interno. Esta situação ocorre atualmente e se estenderá ao longo dos próximos dez anos, como apresentado na Figura 2.



**Figura 2:** Produção e Demanda de Óleo Diesel no Brasil.  
Fonte: EPE – Plano Decenal de Expansão de Energia 2024, 2015.

Ao analisar as tendências apresentadas nas Figuras 1 e 2, pode ser concluído que há uma deficiência de unidades de conversão no esquema de refino global do país, pois há excedente de óleo combustível e déficit de óleo diesel. Essa deficiência poderia ser suprimida pela construção de novas unidades ou pelo aumento de capacidade das unidades existentes.

A quantidade de corrente de resíduo produzida está diretamente relacionada com a qualidade do petróleo processado nas refinarias. Petróleos considerados leves<sup>2</sup>, com densidade API superior a 31°, tendem a gerar menor quantidade de resíduo que os petróleos medianos (densidade API entre superior a 22° e inferior a 31°) e pesados (densidade API inferior a 22°), como indicado na Tabela 1.

<sup>2</sup> A classificação do tipo de petróleo está de acordo com a Portaria ANP n°9 de 21.01.2000

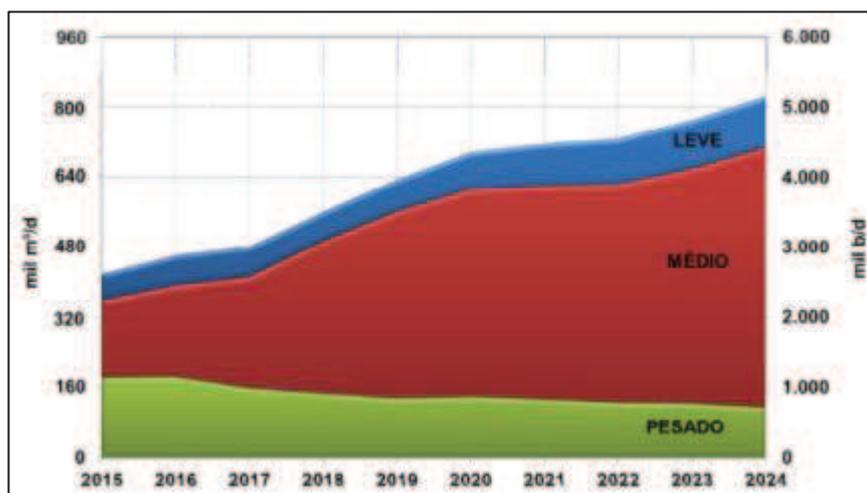
**Tabela 1:** Rendimento típico de Resíduo em função da qualidade do Petróleo.  
Fonte: QUELHAS et al., 2011.

<b>Tipo de Petróleo</b>	<b>Rendimento típico de Resíduo (%volume)</b>
Leve	12 – 22%
Mediano	24 – 26%
Pesado	36 – 42%

A seleção do elenco de petróleo que irá compor a carga de uma determinada refinaria leva em consideração os rendimentos esperados de cada corrente de derivado (GLP, nafta, querosene, óleo diesel e resíduo) em função do *hardware* disponível. No entanto, quanto mais restritiva for a cesta de petróleos que determinada refinaria poderá processar, mais custoso poderá ser para obter o petróleo ideal. Em geral, os petróleos mais pesados possuem menor valor comercial o que contribui para o aumento da margem de refino, desde que existam unidades de conversão para aumentar o rendimento das frações médias. Em contrapartida, petróleos mais leves, que geram menor quantidade de resíduo e normalmente possuem menor teor de contaminantes possuem preços maiores. Por esta razão, quanto maior a flexibilidade no processamento de petróleo, mais rentável torna-se o negócio. Por esta razão, as unidades de conversão, também denominadas de unidades fundo de barril, desempenham um importante papel no esquema de refino (QUELHAS et al., 2011).

A expectativa de produção de petróleo no Brasil para os próximos dez anos indica um aumento na produção, principalmente de petróleo mediano, conforme estudo realizado pela EPE (2015) e apresentado na Figura 3.

Apesar do decréscimo da produção de petróleo pesado, indicado na Figura 3, as unidades de conversão ainda possuem um importante papel no esquema de refino nacional, em virtude da produção de petróleo mediano. Embora o rendimento de resíduo para petróleos medianos seja menor que para petróleos pesados, ainda representa uma parcela significativa do total refinado, conforme dados apresentados na Tabela 1. Outro aspecto que deve ser considerado para aumentar a rentabilidade do negócio é a possibilidade de exportar o petróleo produzido e importar petróleo pesado. No entanto, para que o balanço econômico seja favorável, as refinarias devem possuir capacidade de conversão compatível com a necessidade do mercado interno.



**Figura 3:** Expectativa de Produção de Petróleo no Brasil nos próximos anos.  
Fonte: EPE – Plano Decenal de Expansão de Energia 2024, 2015.

As principais unidades de conversão adotadas no esquema de refino do Brasil são as unidades de Craqueamento Catalítico em leito Fluidizado (FCC) e as unidades de Coqueamento Retardado (UCR). Embora as duas unidades sejam consideradas unidades de conversão, o principal objetivo de uma unidade de FCC é a produção de GLP e nafta craqueada que irá compor o *pool* de gasolina, enquanto que a UCR tem por principal objetivo produzir frações médias que irão compor o *pool* de diesel (QUELHAS et al., 2011).

No cenário internacional é observada, além das unidades de FCC e UCR, a presença de unidades de Hidrocraqueamento Catalítico (HCC), ainda inexistente nas refinarias brasileiras<sup>3</sup>. A grande vantagem de uma unidade de HCC é que além de converter frações pesadas em frações leves e médias, assim como o FCC e a UCR, a qualidade destas frações são superiores às destas unidades. Esta característica é função do modo de operação da unidade de HCC, pois a mesma opera por ação conjunta de catalisador e hidrogênio, promovendo a remoção de impurezas como enxofre, nitrogênio e metais (QUELHAS et al., 2011).

A depender da severidade adotada no projeto da unidade de HCC, a unidade pode processar cargas como gasóleos, competindo pela carga com a unidade de FCC, ou resíduos, concorrendo com a UCR. A grande desvantagem de uma unidade

<sup>3</sup> No esquema de refino do COMPERJ está prevista a instalação de uma unidade de HCC. No entanto, segundo o Plano de Negócios da Petrobras 2015-2019, a previsão de início das atividades será apenas em 2019.

de HCC é o elevado custo de investimento necessário devido à severidade do processo que exige elevados valores de pressão e temperatura (QUELHAS et al., 2011). Além do custo da unidade ser superior quando comparada as demais unidades de conversão, FCC e UCR, por exemplo, existe também a necessidade de suprimento de hidrogênio o que acarreta em maiores investimentos globais. Na Tabela 2 são apresentados valores de referência do custo das unidades de conversão.

**Tabela 2:** Estimativa de custos das principais unidades de conversão.  
Fonte: IHS CERA, 2011.

<b>Unidade de Processo</b>	<b>Custo de Instalação (1000US\$/bpd)</b>
UCR	6,96
FCC	4,16
HCC (baixa / média severidade)	6,58
HCC (alta severidade)	10,79

De acordo com os dados da Tabela 2, pode-se observar que o custo de instalação de uma unidade de HCC de resíduo (alta severidade) é aproximadamente 35% superior ao custo de uma UCR. Além de seu custo de instalação ser superior, a unidade de HCC possui restrições no processamento de determinadas cargas, pois pode haver a desativação prematura do catalisador, aumentando também o custo operacional. Por estas razões, custo de investimento menor e maior flexibilidade com cargas, principalmente em termos de contaminantes, a UCR é amplamente utilizada, representando um terço das unidades de conversão instaladas no mundo (PHILLIPS, 2003).

Em suma, diante de uma demanda crescente e deficitária de óleo diesel e uma produção superior à demanda de óleo combustível é notória a necessidade de unidades de conversão. Nesse sentido, em função da flexibilidade operacional e do baixo investimento frente às demais opções, a UCR se destaca e se consolida como unidade fundamental no esquema de refino voltado para a produção de diesel.

### 3.2 DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE COQUEAMENTO RETARDADO

O processo de coqueamento retardado é um processo de conversão térmica no qual correntes residuais de petróleo são submetidas a elevadas temperaturas para que ocorram as reações de craqueamento, que irão formar compostos mais leves, como as correntes de gasóleo, nafta e gás e as reações de condensação, responsáveis pela formação do coque de petróleo (PARKASH, 2003).

Os principais equipamentos que compõem uma UCR são o forno, o tambor e a torre fracionadora. O forno e o tambor de coque compõem o sistema reacional da unidade. O forno de coque fornece a energia necessária para que as reações ocorram (reações endotérmicas) e o tambor de coque, provê o tempo de residência necessário para que as reações sejam completadas. Pelo fato das reações serem iniciadas no forno e finalizadas no tambor é que o processo possui a denominação de *retardado* (ADAMS, 1994 e ELLIS e PAUL, 1998).

Embora as reações sejam apenas iniciadas no forno e a maior parte ocorra nos tambores, uma porcentagem da carga reage dentro dos tubos dos fornos e parte do coque oriundo destas reações se deposita nos tubos dos fornos, prejudicando a troca de calor no equipamento. Por esta razão, de tempos em tempos é necessário interromper a operação da unidade para remover o coque depositado nos tubos (QUELHAS et al., 2011). O período entre as operações de limpeza dos fornos é denominado de tempo de campanha dos fornos.

As temperaturas de saída da massa reacional do forno são da ordem de 500°C, valor bem próximo à temperatura limite de coqueamento. Sendo assim, qualquer descontrole no processo pode acelerar o coqueamento nos tubos dos fornos, tornando-o excessivo e reduzindo o tempo de campanha do equipamento (ADAMS, 1994). Para evitar o coqueamento prematuro dos tubos dos fornos, o tempo de residência nos tubos deve ser bem controlado. O controle é feito por meio da injeção de vapor d'água na entrada do forno junto com a carga, dessa forma, o vapor d'água acelera o fluido pelo forno evitando que haja a deposição de coque nas paredes dos tubos (ELLIS e PAUL, 1998).

As reações que ocorrem no tambor de coque irão formar uma corrente gasosa, contendo as frações mais leves formadas pelas reações de craqueamento, que são encaminhadas para a torre fracionadora para posterior separação e uma corrente pesada, composta pelo coque, que irá se solidificar dentro do tambor.

Quando o nível de coque atingir uma altura limite, o efluente do forno é direcionado para um segundo tambor de coque, que está devidamente condicionado para prosseguir a operação. O tambor que estava em reação passará por etapas de purga, resfriamento e descoqueamento para que possa receber carga novamente. Devido a este processo de alternância dos tambores e em função da necessidade de condicionamento para que volte a receber carga novamente, o processo de coqueamento retardado é considerado semi-contínuo (ADAMS, 1994).

A troca de recebimento de carga do forno entre os tambores é feita com auxílio de uma válvula de três vias, conhecida como *switch valve*. Desta forma não é preciso que haja a parada da unidade para efetuar a troca (QUELHAS et al., 2011).

O tambor que deixou de receber o efluente do forno passará por diversas etapas a fim de remover o coque formado e estar condicionado novamente para receber carga novamente assim que o seu par estiver cheio. A primeira etapa a que este tambor recém-saído de operação é submetido é a purga com vapor d'água. Esta etapa visa à remoção de hidrocarbonetos que ficaram retidos no leito de coque. Após a purga inicia-se o resfriamento do leito de coque com a injeção de água de resfriamento, após o leito atingir a temperatura da ordem de 100°C, esta água é drenada e os flanges de topo e fundo do tambor são abertos para permitir que o descoqueamento seja realizado (PARKASH, 2003).

Após a remoção completa do coque do tambor, este é então fechado novamente e são realizados testes de estanqueidade para garantir a completa vedação do tambor. Em seguida, é feito um aquecimento do tambor descoqueado através de um desvio de parte do efluente do tambor que está na fase de enchimento. Esta etapa de aquecimento é importante para garantir a continuidade das reações quando o tambor passar a receber carga e também para a integridade do equipamento. Após atingir uma temperatura superior a 300°C o tambor estará apto a receber carga novamente, entrando na fase de enchimento (QUELHAS et al., 2011).

O tambor com coque que deixou de receber a carga passará por todas as etapas descritas anteriormente. Em função dessas alternâncias de etapas é que a UCR possui números pares de tambores. Essa alternância de etapas é conhecida como ciclo do tambor. O tempo do ciclo pode ser definido como a soma do tempo das etapas de enchimento e das demais etapas de descoqueamento, ou simplesmente se referir ao tempo de enchimento (SIELI, 2007). Na Tabela 3 está

detalhada a duração de cada etapa para um ciclo típico de tambor de coque de 20 horas de enchimento.

**Tabela 3:** Duração das fases de um ciclo do tambor de coque.

Fonte: Adaptado de QUELHAS et al., 2011.

Fases do Tambor	Duração (h)
Enchimento do tambor	20
Purga do leito de coque com vapor d'água	2
Resfriamento com água	5
Drenagem da água	2
Abertura do tambor	0,5
Descoqueamento	4
Fechamento do tambor	0,5
Purga e teste de estanqueidade	1
Aquecimento	5

Os projetos mais atuais das UCR ou até mesmo as modificações das unidades existentes contemplam tempo de ciclo menores com cerca de 16 horas de enchimento. Em alguns casos são relatados tempos menores, da ordem de 14 ou 12 horas de enchimento. No passado os projetos eram executados considerando o tempo de enchimento de 24, 20 e 18 horas (SIELI, 2007).

A torre fracionadora é a responsável pelo fracionamento do efluente do tambor de coque que é separado nas correntes de gás de topo, composto pelas correntes de gás combustível, GLP e nafta leve (NLK); e destilados que geralmente são nafta pesada (NPK), gasóleo leve (GOLK), gasóleo médio (GOMK) e gasóleo pesado (GOPK). A quantidade de correntes de destilado pode variar de unidade para unidade em função do projeto e do esquema de refino onde está instalada (QUELHAS et al., 2011).

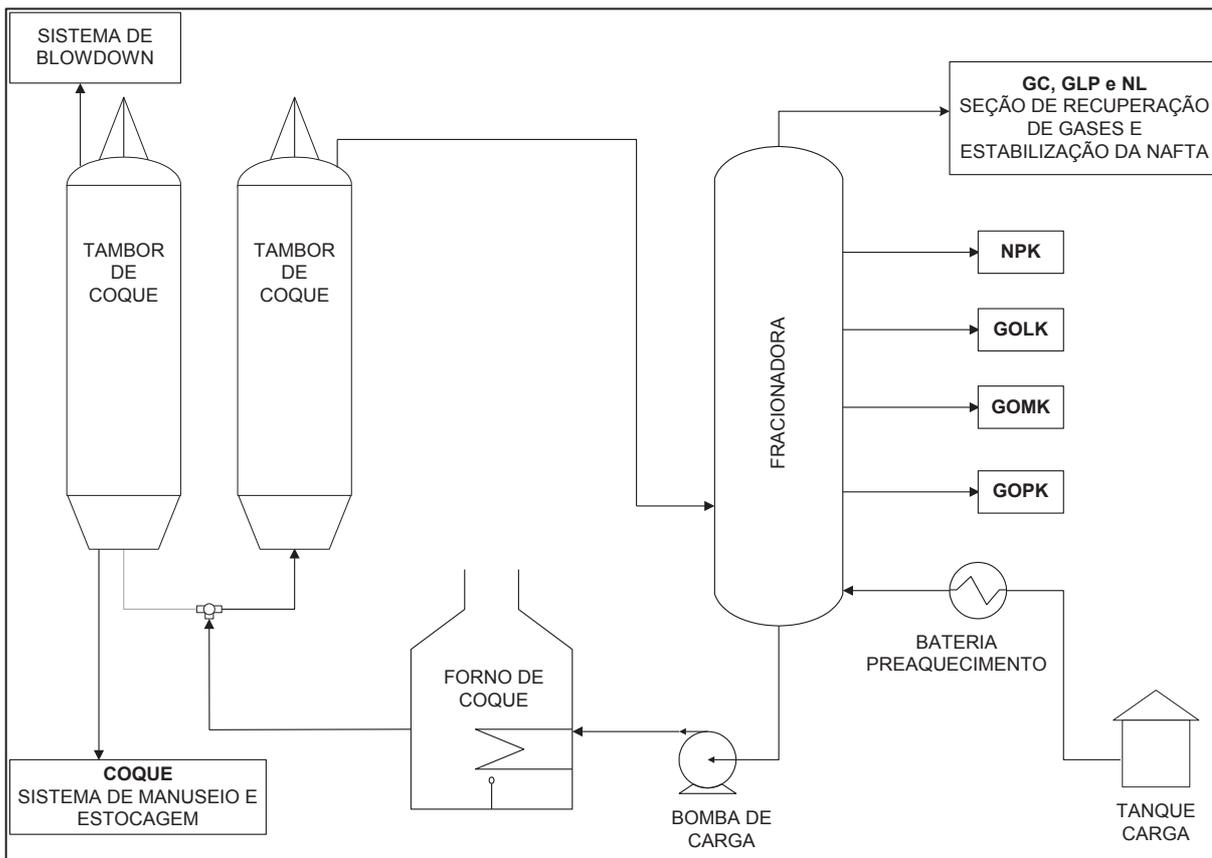
Além do fracionamento do efluente do tambor, a torre fracionadora possui a função de formar a carga combinada que alimentará o forno de coque. Parte da corrente de efluente do tambor que chega à fracionadora é condensada pelo contato com o reciclo interno de GOPK, esta fração que se condensa é denominada de reciclo natural. O fundo da torre fracionadora é responsável por promover a mistura do reciclo natural com a corrente de carga da unidade, a carga fresca, quando esta é alimentada diretamente na fracionadora. A mistura da carga fresca com a corrente

de reciclo é denominada de carga combinada. O objetivo de adicionar uma corrente de reciclo à carga a ser processada na UCR é para aumentar a temperatura de entrada no forno e com isso poupar o equipamento e também para melhorar as características da carga, melhorando a qualidade dos produtos (ADAMS, 1994).

A corrente de gás de topo da fracionadora é condensada e separada em fração gasosa, oleosa e aquosa. A fração gasosa é comprimida e enviada para seção de absorção para que haja a separação dos componentes leves dos pesados, formando a corrente de gás combustível. A fração oleosa é retificada para remoção dos compostos leves e em seguida enviada para a torre estabilizadora para que seja especificada como nafta leve. A fração leve removida da nafta e a fração pesada removida do gás combustível formarão a corrente de GLP. As correntes de gás combustível, GLP e nafta leve são encaminhados para unidades de tratamento para remoção de impurezas, principalmente compostos de enxofre. A fase aquosa é enviada para tratamento em uma unidade específica (QUELHAS et al., 2011).

Na Figura 4 é apresentado um esquema simplificado do processo de uma UCR, destacando os principais equipamentos da unidade.

O sistema de *blowdown* é projetado para recuperar hidrocarbonetos oriundos da etapa de purga com vapor d'água, resfriamento e aquecimento dos tambores de coque. Durante as horas finais da etapa de purga do leito de coque, os vapores são enviados para o sistema de *blowdown*. Na etapa de resfriamento os vapores gerados por consequência do resfriamento do leito também são encaminhados para o sistema de *blowdown*. Durante o aquecimento do tambor, o líquido condensado também é enviado para o sistema de *blowdown* (PARKASH, 2003). Os vapores e líquidos oriundos dessas etapas são uma mistura de água e hidrocarboneto. O sistema de *blowdown* é compreendido por torre, vaso de separação e permutadores que permitem a recuperação dos hidrocarbonetos que retornam ao processo e a separação da água que é enviada para unidade de tratamento e posterior reutilização.



**Figura 4:** Esquema de processo simplificado de uma UCR.  
 Fonte: Adaptado de QUELHAS et al, 2011.

O coque é removido do tambor por uma ferramenta acionada hidráulicamente e encaminhado para o sistema de manuseio e estocagem para posterior expedição. Essas operações serão detalhadas no item 3.3 desta dissertação.

As correntes de produtos e as correntes circulantes provenientes da fracionadora são utilizadas para promover uma recuperação de calor na unidade, servindo como fluido de aquecimento na bateria de preaquecimento da carga, nos refervedores das torres da seção de recuperação de gases e até mesmo para a geração de vapor d'água. Além de otimizar o consumo energético da unidade, reduzindo o consumo de combustível para o forno, essa integração permite reduzir o consumo de água de resfriamento utilizada para adequar as temperaturas das correntes finais para armazenamento (QUELHAS et al., 2011).

### 3.2.1 VARIÁVEIS OPERACIONAIS

As principais variáveis operacionais da UCR são temperatura na saída do forno, pressão no topo do tambor e razão de reciclo. A modificação dessas variáveis para uma mesma carga podem alterar o perfil de rendimento da unidade e até mesmo a qualidade final dos produtos (PARKASH, 2003).

Na Tabela 4 são apresentados os efeitos da modificação das variáveis operacionais no perfil de rendimento da UCR, considerando uma mesma carga processada.

**Tabela 4:** Alterações no perfil de rendimento em função das variáveis operacionais.  
Fonte: Adaptado de Hydrocarbon Publishing Co., 2010.

Variáveis	Rendimento				
	Gás	Diesel	GOPK	Liquido Total	Coque
<b>Aumento Razão Reciclo</b>	↑	↑	↓	↓	↑
<b>Aumento Pressão</b>	↑	↑	↓	↓	↑
<b>Aumento Temperatura</b>	↓	↑	↓	↑	↓

Como pode ser observado a partir dos dados dispostos na Tabela 4, o aumento da razão de reciclo e da pressão favorece o aumento do rendimento da corrente de diesel, embora reduza o rendimento de GOPK e aumente também o rendimento de coque. Alguns projetistas e operadores internacionais optam por trabalhar com pressões e razões de reciclo reduzidas. Isto porque, ao reduzir a pressão e a razão de reciclo, o rendimento de coque reduz e o rendimento de líquidos aumenta, embora esse aumento seja principalmente em função do aumento da corrente de GOPK. No entanto, baseado no esquema de refino dessas unidades, o aumento da produção de GOPK pode ser lucrativo se houver unidades de hidrocrackeamento ou craqueamento catalítico que absorvam esse aumento e possa convertê-la em diesel ou gasolina.

O aumento da temperatura favorece o rendimento de diesel e reduz o rendimento de GOPK e coque, como observado nos dados da Tabela 4. No entanto, essa variável deve ser usada com cautela. O aumento de temperatura significa exigir mais do forno de coque e com isso o tempo de campanha dos fornos pode ser prejudicado anulando o ganho obtido em termos de rendimentos.

Em termos de qualidade do GOPK e do coque, as variáveis citadas também exercem influência como destacado na Tabela 5. Nas demais correntes da unidade não há impactos na qualidade apenas no rendimento, como descrito anteriormente.

**Tabela 5:** Alterações na qualidade do GOPK e coque em função das variáveis operacionais.

Fonte: Adaptado de PASSOS, 2008 e Hydrocarbon Publishing Co., 2010.

Variáveis	Qualidade			
	GOPK	VCM Coque	Contaminantes Coque	Morfologia Coque
<b>Aumento Razão de Reciclo</b>	↑	↑	↓	↑
<b>Aumento Pressão</b>	↑	↑	↓	↑
<b>Aumento Temperatura</b>	↓	↓	↑	↓

A preocupação com a qualidade da corrente de GOPK é em relação aos processos subsequentes dos quais esta corrente é parte da carga a ser processada, como por exemplo, o FCC. Os principais parâmetros controlados são os teores de metais (níquel e vanádio), resíduo de carbono e asfaltenos, que prejudicam o desempenho do catalisador do FCC, reduzindo a conversão da unidade (SIELI, 2007).

Tais parâmetros de qualidade estão correlacionados com o ponto final da curva de ebulição do GOPK (SIELI, 2007). Sendo assim, o aumento da produção de GOPK está relacionado com uma queda na qualidade da corrente, considerando que os demais parâmetros da unidade se mantenham constante.

Os dados da Tabela 5 indicam que ao aumentar a razão de reciclo ou a pressão de operação, há uma melhora na qualidade do GOPK. Este fato pode ser explicado pela redução no rendimento do GOPK e aumento da produção de coque apresentados na Tabela 4.

Em relação a qualidade do coque, a preocupação maior é em relação ao aumento da probabilidade de formação de *shot coke*. Conforme os dados da Tabela 5, o aumento de temperatura reduz a qualidade do coque quanto à morfologia, aumentando as chances de formação de *shot coke*. O aumento da razão de reciclo ou da pressão tem como efeito melhorar a qualidade do coque, reduzindo a probabilidade de formar *shot coke*.

Os demais quesitos de qualidade, como contaminantes e teor de VCM podem ser críticos ou não a depender do tipo de coque produzido e do uso final do produto, como será abordado nos itens 3.2.2 e 3.2.3 a seguir. O aumento da razão de reciclo e da pressão possuem efeitos similares, reduzem o teor de contaminantes no coque, embora aumentem o VCM presente, enquanto o aumento de temperatura reduz o VCM, mas aumenta o teor de contaminantes, como apresentado na Tabela 5.

A alteração da razão de reciclo pode ter outros objetivos além da qualidade ou rendimento da unidade. Para unidades existentes, ao reduzir a razão de reciclo é possível aumentar a carga fresca a ser processada sem afetar drasticamente os equipamentos da unidade, aumentando a rentabilidade da mesma. As demais variáveis são alteradas para controle da qualidade ou rendimento conforme a necessidade da unidade.

### **3.2.2 COQUE VERDE DE PETRÓLEO**

O coque produzido na UCR é denominado de coque verde de petróleo (CVP) e o principal componente deste material é o carbono, com cerca de 85-90% em massa na composição, os demais componentes são hidrocarbonetos voláteis (VCM) e contaminantes (PARKASH, 2003). Os contaminantes presentes no coque, como enxofre, níquel, vanádio, entre outros, são oriundos da carga processada na UCR, que pela sua característica de operação favorece que tais impurezas se concentrem na corrente mais pesada, no caso o coque (ADAMS, 1994).

As condições operacionais empregadas na UCR, como a razão de reciclo, pressão e temperatura no topo do tambor de coque e principalmente tempo de ciclo do tambor também têm influência na qualidade final do coque, embora a qualidade da carga processada seja a principal responsável pelo tipo de coque que será produzido na UCR (*Hydrocarbon Publishing Co.*, 2010 e QUELHAS et al., 2011).

A classificação do coque oriundo da UCR pode ser feita em função da sua aparência e da morfologia, variando de isotrópico a anisotrópico. Em relação à aparência, o coque pode ser categorizado em *shot coke*, coque esponja e coque agulha. Em termos de morfologia, o *shot coke* apresenta estrutura amorfa, ou seja, altamente isotrópica, enquanto que o coque agulha apresenta uma morfologia cristalina, altamente anisotrópica. O coque esponja apresenta uma estrutura mista entre isotrópico e anisotrópico (ELLIOT, 2008). Alguns autores fazem uma

subdivisão do coque esponja em coque esponja grau combustível e grau anodo. Essa diferenciação é devido ao uso final do produto que pode ser utilizado como combustível ou anodo, respectivamente (QUELHAS et al., 2011).

O destino final do coque é função do tipo de coque formado e de suas propriedades físicas. A depender de suas características o coque pode ser usado, por exemplo, como combustível, em substituição ao carvão, ou como anodo na indústria de alumínio (PARKASH, 2003). No item 3.2.3 será detalhado os tipos de coque com seus principais usos.

As principais propriedades do coque são o teor de matéria volátil (VCM), a dureza (determinada pelo HGI – *Hardgrove Grindability Index*), o teor de contaminantes entre eles enxofre, nitrogênio e metais, e a granulometria (ELLIOT, 2008).

O teor de VCM indica a quantidade de hidrocarbonetos não coqueados presentes no coque, é a propriedade principal para diferenciar o coque verde do coque calcinado, pois este último é submetido a um processo de calcinação para eliminar esses compostos voláteis (PARKASH, 2003). Geralmente, o coque que apresenta valores elevados de VCM é mais friável e quebradiço, portanto, mais propício à formação de finos do que o coque que apresenta valores de VCM menores (ELLIOT, 2008).

O HGI é uma propriedade que permite quantificar a dureza do material e conseqüentemente seu potencial de gerar finos. Quanto maior o seu valor, mais dúctil o material e com maior tendência à geração de finos (ELLIOT, 2008).

A presença de nitrogênio, enxofre e metais no coque está diretamente relacionada com a qualidade da carga processada. A quantidade destes contaminantes presentes no coque é um fator importante de qualidade do produto final e possui valores mais restritivos para o coque agulha ou esponja grau anodo do que para o grau combustível. Entretanto, existem restrições ao uso do coque como combustível em regiões saturadas e com limites de emissões restritivos principalmente quanto ao teor de enxofre.

A importância da granulometria do coque está relacionado à quantidade de finos presentes no produto final. Entende-se por finos, partículas com diâmetros menores que 1 mm. Assim como em relação aos contaminantes, os coques agulha e esponja grau anodo possuem limitação na quantidade de finos presentes. Além de um quesito de qualidade, os finos podem causar distúrbios operacionais,

principalmente no sistema de água de descoqueamento, além de aumentarem as emissões de material particulado da refinaria (ELLIOT, 2008).

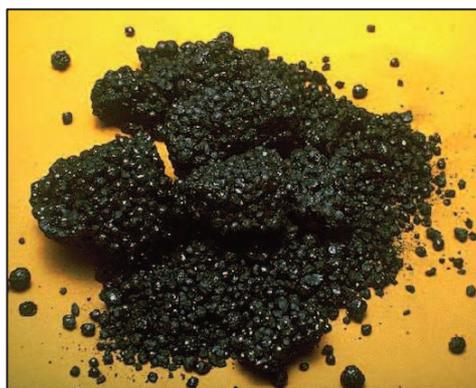
O coeficiente de expansão térmica (CTE) é uma importante propriedade do coque calcinado, pois indica a sua estabilidade quando submetido a altas temperaturas. Os valores de CTE podem ser utilizados para inferir a estrutura do coque, o coque agulha possui valores baixos de CTE, enquanto que o esponja apresenta valores intermediários e o *shot coke* apresenta os maiores valores. Em termos de aplicação do coque calcinado, o desejável são os valores mais baixos de CTE (ELLIS e PAUL, 1998 e PASSOS, 2008).

### 3.2.3 TIPOS DE COQUE VERDE DE PETRÓLEO

Como mencionado anteriormente, o coque de petróleo pode ser classificado em três tipos de acordo com suas propriedades. As principais características de cada tipo estão descritas a seguir.

- **Shot Coke**

A principal característica que permite classificar o coque como *shot coke* é a forma esférica vista a olho nu, conforme apresentado na Figura 5. Outras propriedades características deste tipo de coque são a elevada dureza (baixos valores de HGI) e altos valores de contaminantes (ELLIS e PAUL, 1998).



**Figura 5:** Imagem do coque de petróleo tipo “*Shot Coke*”.  
Fonte: ELLIOTT, 2008.

A formação de *shot coke* está diretamente relacionada à qualidade da carga. Resíduos com altos teores de asfaltenos são mais propícios à formação deste tipo de coque, por esta razão, a diluição de tais correntes com outras mais aromáticas (por exemplo, o óleo decantado) auxiliam a minimizar a probabilidade de formação do *shot coke*. Algumas condições operacionais da unidade, como baixas razões de reciclo e elevadas temperaturas também contribuem para a formação do *shot coke* (ADAMS, 1994). Geralmente, resíduos com elevados teores de asfaltenos também possuem valores elevados de contaminantes e metais.

A aplicação do *shot coke* é limitada ao uso como combustível para a indústria cimenteira e termoelétricas que são menos restritivas quanto à presença de contaminantes (QUELHAS et al., 2011).

Além da pouca aplicabilidade deste material e por consequência seu baixo valor de venda, a formação de *shot coke* pode aumentar os riscos para a operação da UCR pelo aumento da possibilidade de desmoronamento do leito de coque durante o descoqueamento e pela maior frequência de ocorrências de *hot spot* pela dificuldade em realizar o resfriamento do leito de forma adequada (ELLIOT, 2008).

Em função do baixo valor agregado e do aumento dos riscos operacionais que o *shot coke* acarreta para a UCR, a produção deste tipo de coque é evitado, quando possível, através de ajustes das variáveis de processo ou até mesmo realizando mistura da carga a ser processada.

- **Coque Esponja**

O coque esponja recebe esta denominação por sua aparência esponjosa (ELLIS e PAUL, 1998), como ilustrado na Figura 6.



**Figura 6:** Imagem do coque tipo “Coque Esponja”.  
Fonte: ELLIOTT, 2008.

Normalmente os resíduos que originam o coque esponja possuem teores moderados a baixos de asfaltenos e contaminantes. Se o resíduo possuir boa qualidade, isto é, baixos teores de contaminantes e asfaltenos e as condições operacionais forem propícias, o coque esponja poderá ser grau anodo. Caso contrário, será classificado como grau combustível (PASSOS, 2008).

A ocorrência de formação do coque esponja grau combustível é maior do que o grau anodo, isso devido à qualidade da carga e das condições operacionais favoráveis da unidade (ADAMS, 1991). No entanto, em termos de valor de venda, o coque grau anodo é superior ao coque combustível, pois este último é destinado ao uso como combustível, enquanto que o coque grau anodo, após ser calcinado, pode ser usado como anodo na fabricação do alumínio e de óxido de titânio (QUELHAS et al., 2011).

Para a produção de coque grau anodo, além da seleção de uma corrente de carga com baixos teores de asfaltenos e contaminantes é necessário controlar o VCM do produto formado. Para alcançar os limites desejáveis de VCM deve-se atentar para as condições operacionais da unidade, principalmente a temperatura de topo do tambor de coque (ELLIS e PAUL, 1998).

- **Coque Agulha**

O coque agulha é um coque de excelente qualidade e sua produção requer condições especiais de operação da UCR e uma seleção criteriosa da carga, que deve ser aromática, como a corrente de óleo decantado do FCC e com o mínimo de contaminantes possível. Sua estrutura se assemelha à agulhas dispostas horizontalmente, por esta razão seu nome de coque agulha (ELLIS e PAUL, 1998). Na Figura 7 está ilustrada uma amostra típica deste coque e na Tabela 6 é apresentado um resumo das principais características em função do tipo de coque.

A principal aplicação do coque agulha é na produção de eletrodos de grafite para a indústria siderúrgica (QUELHAS et al., 2011). Este destino confere ao coque um elevado valor de mercado, em alguns casos superiores ao valor das correntes líquidas. No entanto, para a sua produção, requer cargas selecionadas e condições operacionais mais severas o que direciona o projeto da UCR para o caso específico da produção de coque agulha. Como o principal objetivo da UCR é o processamento de resíduos para a produção de correntes líquidas de maior valor agregado, a

qualidade do coque nem sempre é o fator principal na seleção dos parâmetros da unidade.



**Figura 7:** Imagem do coque tipo “Coque Agulha”.

Fonte: ELLIOT, 2008.

**Tabela 6:** Principais características dos diferentes tipos de coque.

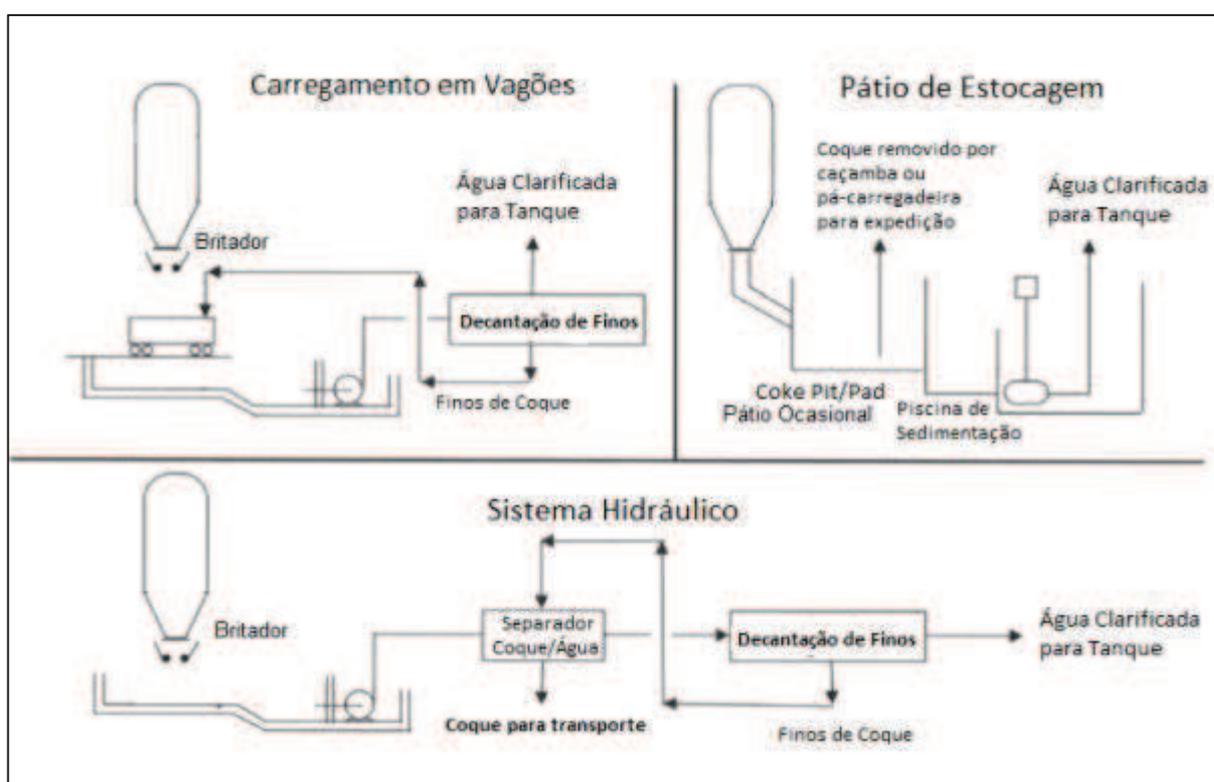
Fonte: ADAMS, 1994 e PASSOS, 2008.

	<b>Shot Coke</b>	<b>Coque Esponja</b>		<b>Coque Agulha</b>
<b>VCM (%)</b>	<12	<12	<11	4 - 5
<b>HGI</b>	35 - 70	>80	80	-
<b>S (%)</b>	3,5 – 7,0	3,0 – 6,0	<3,0	<0,6
<b>Ni + V (ppm)</b>	>300	300 - 600	<500	<100
<b>Aspecto</b>	Pequenas Esferas	Esponjoso	Esponjoso	Agulhas
<b>Aplicação Principal</b>	Combustível	Combustível	Anodo para produção de alumínio	Eletrodo de grafite para produção de aço
<b>Preço de Venda</b>	Baixo	Baixo a Moderado	Moderado	Alto

Vale ressaltar que embora o valor comercial do coque agulha seja superior ao valor dos demais tipos de coque, o mercado é limitado e normalmente é atendido em regiões específicas onde há o interesse mútuo (*Hydrocarbon Publishing Co.*, 2010). Além disso, para a sua obtenção é necessário restringir a carga a ser processada na UCR o que pode ser contraditório com o esquema de refino proposto, uma vez que a principal característica da UCR é conseguir processar cargas residuais, com altos teores de contaminantes, convertendo-as em frações de maior valor agregado. Em geral, as UCR operam de forma a maximizar as correntes líquidas, minimizando a formação de coque (ELLIOT, 2008).

### 3.3 DESCRIÇÃO DO PROCESSO DE MANUSEIO E ARMAZENAMENTO DE COQUE

O manuseio de coque para armazenamento e/ou expedição pode ser feito de diversas formas, a depender do nível de investimento e automatização do projeto e da área disponível para instalação do sistema. Existe a possibilidade do coque removido do tambor ser direcionado diretamente para um vagão de expedição ou então ser encaminhado para pátios de estocagem e manuseado através de pontes rolantes com caçamba ou pás-carregadeiras. Existe ainda um sistema hidráulico, onde o coque é enviado com a água do descoqueamento para uma espécie de silo onde ocorre a separação do coque e da água. Por ser um sistema fechado onde a exposição do coque ao meio ambiente é mínima, os impactos ambientais relacionados a emissões de material particulado são reduzidos (HAMILTON e MALLIK, 2002). Na Figura 8 são apresentados os esquemáticos das possibilidades descritas acima.



**Figura 8:** Principais Sistemas de Manuseio de Coque de Petróleo.  
Fonte: Adaptado de HAMILTON e MALLIK, 2002.

O sistema presente nas refinarias do Brasil é o sistema no qual o coque é enviado para pátios de estocagem sendo transportado posteriormente com caçambas e/ou pás-carregadeiras para área de armazenamento e expedição. Este esquema também é o mais empregado mundialmente.

Nos itens a seguir, serão descritas as principais etapas deste processo. Apenas para fins descritivos, o processo de manuseio e armazenamento será dividido em três seções: **Seção de Empilhamento, Seção de Armazenamento e Seção de Carregamento.**

### 3.3.1 SEÇÃO DE EMPILHAMENTO

O coque formado é removido do tambor através de um sistema de descoqueamento hidráulico, no qual jatos de água com altas pressões são direcionados ao leito de coque através de uma ferramenta de furo e corte (ELLIS e PAUL, 1998). Inicialmente é aberto um canal através de um furo ao longo do leito de coque e em seguida o coque é removido do tambor em camadas, como exemplificado na Figura 9. A maneira como a etapa de descoqueamento é conduzida impacta significativamente na geração de finos, ou seja, se for executada de maneira inadequada pode acarretar em uma geração excessiva de finos de coque (ADAMS, 1994).



**Figura 9:** Representação esquemática da etapa de descoqueamento.  
Fonte: QUELHAS et al., 2011.

A mistura coque/água efluente desce pela rampa de descoqueamento, situada abaixo do tambor, e é encaminhada para um pátio denominado *coke pit*. A função do *coke pit* é prover tempo de residência para que ocorra a drenagem da água resultante da etapa de descoqueamento. A água escoada do *coke pit* para as piscinas de sedimentação onde ocorre a decantação dos finos de coque remanescentes na corrente de água, que agora clarificada é enviada para um tanque para ser reutilizada no processo de descoqueamento (QUELHAS et al., 2011).

O coque é transferido do *coke pit* para o *coke pad* por uma ponte rolante com caçamba. Em algumas unidades pode ser encontrado um semi-pórtico, em substituição à ponte rolante. O *coke pad*, também chamado de pátio ocasional, é uma área contínua ao *coke pit* e possui a mesma função de drenagem de água.

Do *coke pad* o coque é transferido pela caçamba para a moega móvel. A parte superior da moega móvel possui uma grelha cuja função é evitar que pedras de grande diâmetro sigam adiante no fluxo do material causando obstrução e danos aos equipamentos subsequentes. O material rejeitado pela grelha retorna ao *coke pit* ou *pad* por gravidade (queda) provocando a fragmentação do mesmo. O procedimento descrito acima está exemplificado pela imagem da Figura 10.



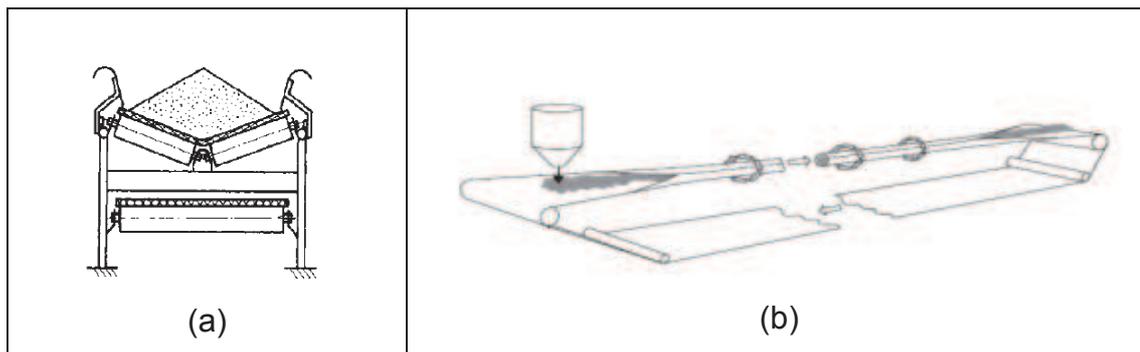
**Figura 10:** Imagem do coque sendo transferido do *coke pad* para moega móvel.  
Fonte: Foto de Acervo Pessoal.

Alternativamente, o coque pode ser transferido diretamente do *coke pit* para a moega móvel. Essa operação é possível quando o tempo de residência do coque no *coke pit* é suficiente para permitir a drenagem da água sem que haja interferência com o coque oriundo dos demais tambores a serem descoqueados. Essa operação direta reduz a geração de finos de coque, pois minimiza as operações de queda do material, que passam a ser movimentados apenas uma vez (DA TORRE, 2004).

A base do silo móvel é composta por um alimentador vibratório que auxilia na transferência do material presente no silo para os transportadores de correia. O coque é deslocado pelos transportadores de correia até a empilhadeira que é o equipamento responsável por formar as pilhas de coque no pátio de estocagem.

Os transportadores de correia podem ser do tipo convencional, enclausurado ou aberto, ou do tipo tubo (*pipe*), como representado na Figura 11. Os transportadores convencionais são os mais comuns e os mais empregados industrialmente no transporte de material sólido (SINNOTT e TOWLER, 2013). A mudança de direção nos transportadores de correia convencionais é realizada nas torres de transferência, comumente denominadas de chutes de transferência. Em função da grande geração de finos de coque pela queda do material para permitir a mudança de direção, os chutes de transferências são enclausurados, reduzindo-se assim a emissão de material particulado para o meio ambiente (API, 2014).

Os transportadores de correia do tipo "*pipe*" são mais modernos e, normalmente são empregados para transportar sólidos por grandes distâncias, pois sua construção e operação permitem a realização de mudança de direção sem a necessidade de chutes de transferência. Neste tipo de transportador, o material sólido fica enclausurado na correia e assim está menos sujeito a ação do ambiente evitando a sua contaminação além de minimizar emissões de material particulado (BREF, 2006). A desvantagem do transportador do tipo *pipe* em relação ao convencional é que o primeiro possui limitação no tamanho do material a ser transportado o que na maioria dos casos exige a instalação de um britador (*crusher*) à montante desses transportadores (BARBOSA, 2011).

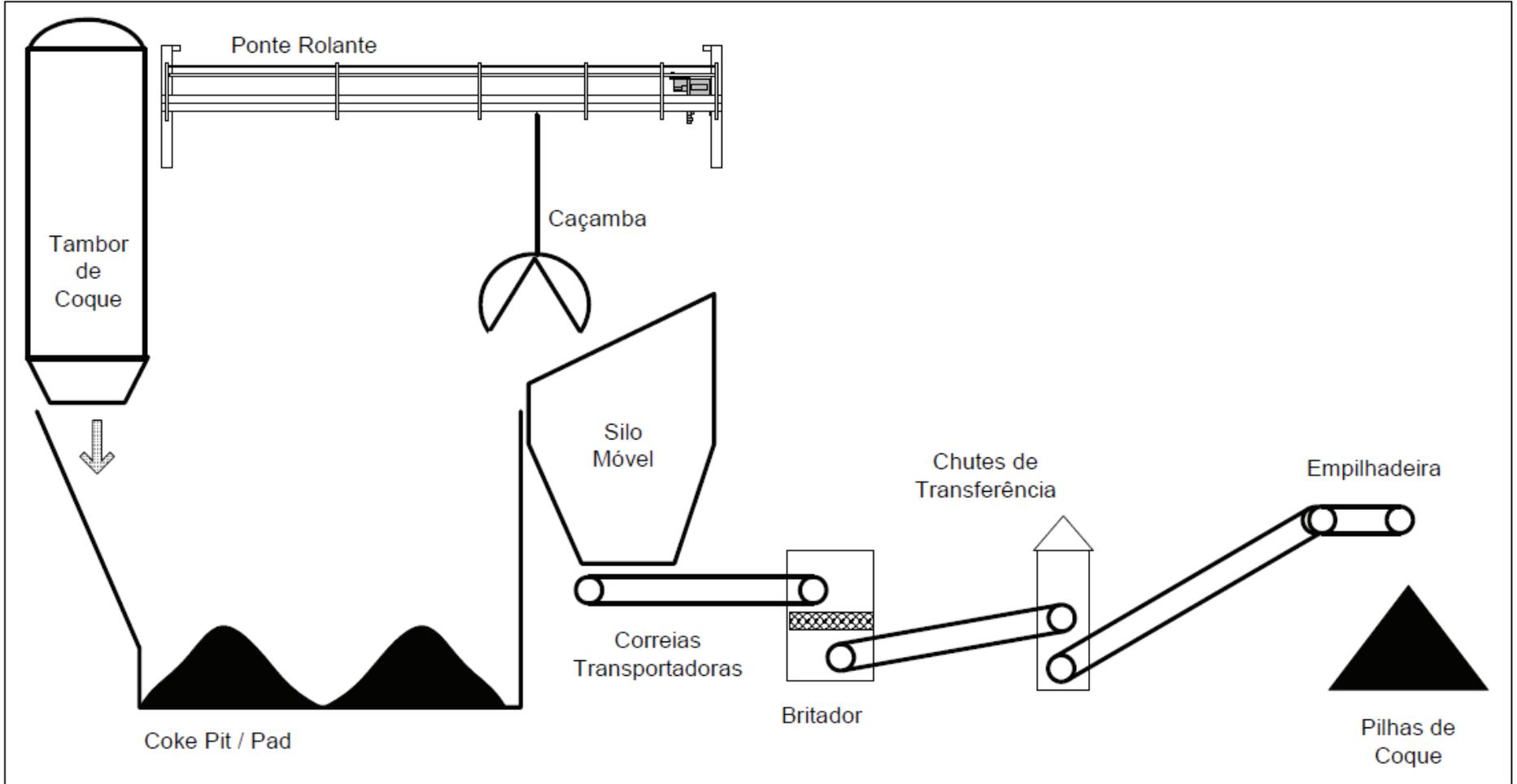


**Figura 11:** Representação dos tipos de transportadores de correia: (a) convencional e (b) *pipe*.

Fonte: (a) BREF, 2006; (b) SINNOTT e TOWLER, 2013.

Ao longo das correias transportadoras podem ser encontrados extratores eletromagnéticos e/ou detectores de metais que visam à retirada destes materiais que poderiam provocar danos aos equipamentos subsequentes.

Na Figura 12 é apresentado um esquema simplificado da seção de Empilhamento.



**Figura 12:** Esquema Simplificado da Seção de Empilhamento do Sistema de Manuseio e Armazenamento de Coque.

### 3.3.2 SEÇÃO DE ARMAZENAMENTO OU ESTOCAGEM

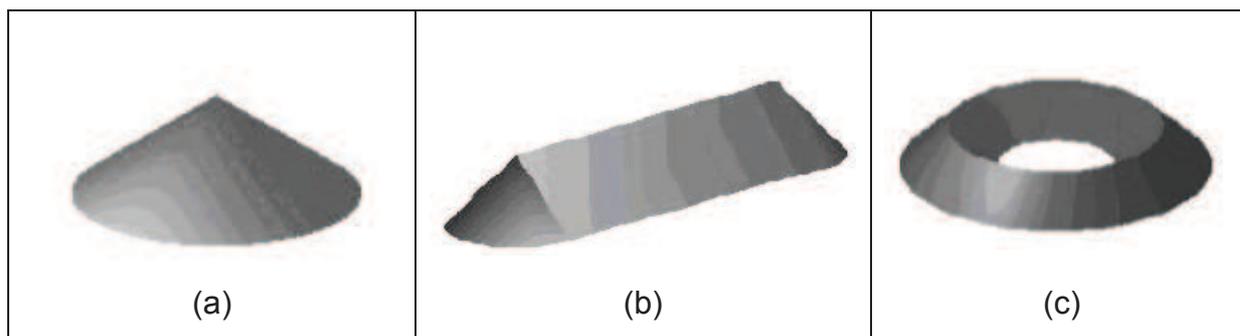
Os métodos mais tradicionais de estocagem de materiais sólidos são o armazenamento em silos ou em pilhas. Geralmente o armazenamento em pilhas é selecionado para os materiais sólidos cuja qualidade não é significativamente alterada pela exposição ao tempo, como por exemplo, carvão mineral e coque. Para os materiais mais sensíveis a intempéries, o armazenamento é feito em silos. Além da qualidade final do produto, também deve ser considerada na seleção do método mais apropriado para o armazenamento a quantidade de material a ser estocado em função do custo. As pilhas de estocagem possuem maior capacidade de armazenamento quando comparadas aos silos (SINNOTT e TOWLER, 2013).

Os silos de armazenamento são mais vantajosos em relação às pilhas de estocagem em termos de área requerida para a implantação e por não contribuírem com emissão de material particulado, enquanto que as pilhas de estocagem são preferidas por permitirem um maior tempo de residência do material estocado (BARBOSA, 2011).

O armazenamento em pilhas de estocagem necessita de facilidades para o transporte do material e equipamentos complementares para permitir a formação das pilhas e a retomada do material (SINNOTT e TOWLER, 2013). Elas podem possuir diferentes formas, tais como: cônicas, longitudinais ou circulares, conforme representado na Figura 13. As longitudinais e circulares são as mais empregadas industrialmente. As de formato longitudinal possuem maior capacidade de estocagem que as circulares e possuem maior flexibilidade para expansão futura da área de armazenamento (BREF, 2006).

As pilhas de estocagem podem ser cobertas para proteger de intempéries o material estocado, como o caso de adubos ou fertilizantes que são sensíveis à água (SINNOTT e TOWLER, 2013) ou devido a restrições ambientais, para minimizar as emissões de material particulado (BARBOSA, 2011).

Quando há a necessidade de enclausuramento das pilhas, as de formato circulares são mais vantajosas, pois a cobertura das mesmas requer um custo de investimento menor quando comparado à cobertura das pilhas longitudinais, embora o custo de instalação de uma pilha circular seja superior ao das longitudinais. Em termos de custo de operação e manutenção, as pilhas circulares são mais vantajosas em relação as longitudinais (EKMANN e LE, 2004).



**Figura 13:** Representação simplificada das formas das pilhas de estocagem: (a) cônica, (b) longitudinal e (c) circular.

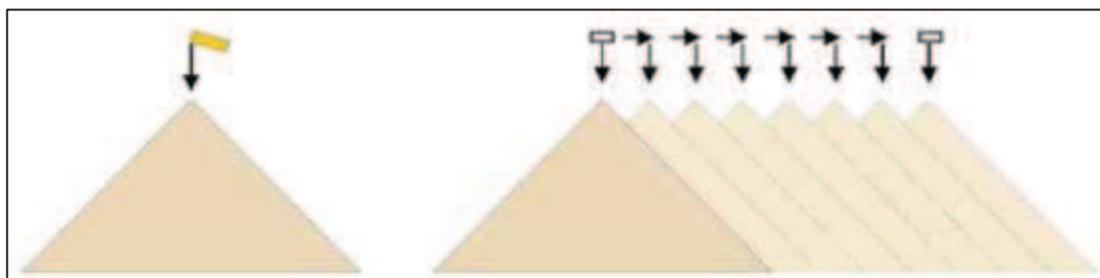
Fonte: BREF, 2006.

O armazenamento do coque nas refinarias do Brasil, em sua totalidade, é feito em forma de pilhas de estocagem longitudinais. Possivelmente, a opção por este método de estocagem tenha sido pela capacidade maior de estocagem de material, sendo menos impactado por problemas relacionados ao escoamento do produto. O custo de investimento menor também pode ter sido um direcionador da tecnologia empregada. Em alguns casos, são observadas coberturas para as pilhas de estocagem.

Além dos aspectos discutidos anteriormente, no processo de formação das pilhas também devem ser considerados fatores como a necessidade de homogeneização do material a ser estocado e a altura máxima de queda do material evitando-se assim uma formação excessiva de finos e conseqüentemente reduzindo as emissões de material particulado (EKMANN e LE, 2004).

Em relação à homogeneização do material estocado, para as pilhas longitudinais existem quatro possibilidades de formação: *Cone-Shell*, *Strata*, *Chevron* e *Windrow* (BREF, 2006).

No empilhamento do tipo *Cone-Shell* a pilha é formada por diversos cones dispostos longitudinalmente, como exemplificado na Figura 14. Inicialmente, é formado um cone à partir de uma posição fixa da empilhadeira. Quando este primeiro cone está formado, a empilhadeira é movimentada para uma nova posição para a formação do segundo cone, adjacente ao primeiro. Este processo é repetido até que a extensão da pilha esteja completamente formada (FLSMIDTH, 2013).

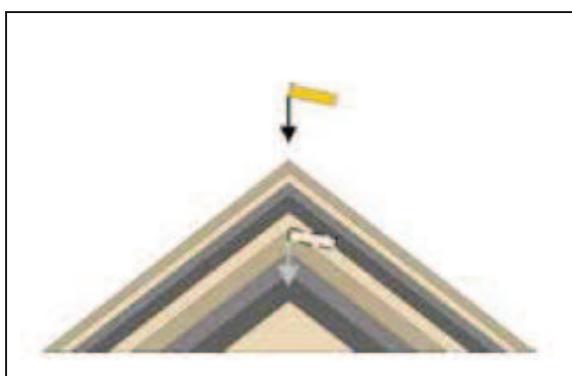


**Figura 14:** Esquema simplificado do empilhamento do tipo Cone-Shell.  
Fonte: FLSMIDTH, 2013.

O empilhamento do tipo Cone-Shell é utilizado quando não há necessidade de homogeneização do material, uma vez que este tipo de empilhamento não é o mais eficiente neste quesito (EKMANN e LE, 2004).

As pilhas do tipo *Cone-Shell* podem ser formadas por empilhadeiras ou por *trippers*, pois não necessitam de deslocamento transversal do ponto de descarga para a formação da pilha (BARBOSA, 2011). Da mesma forma, as pilhas do tipo *Chevron* também necessitam apenas da movimentação longitudinal da empilhadeira ou do *tripper* para serem formadas (EKMANN e LE, 2004).

Na formação das pilhas do tipo *Chevron*, o material é disposto em camadas ao longo da extensão longitudinal da pilha. As camadas de materiais vão sendo sobrepostas umas as outras até que a altura da pilha atinja o valor nominal de projeto (BARBOSA, 2011). Na Figura 15 temos uma representação simplificada da formação da pilha tipo *Chevron*.

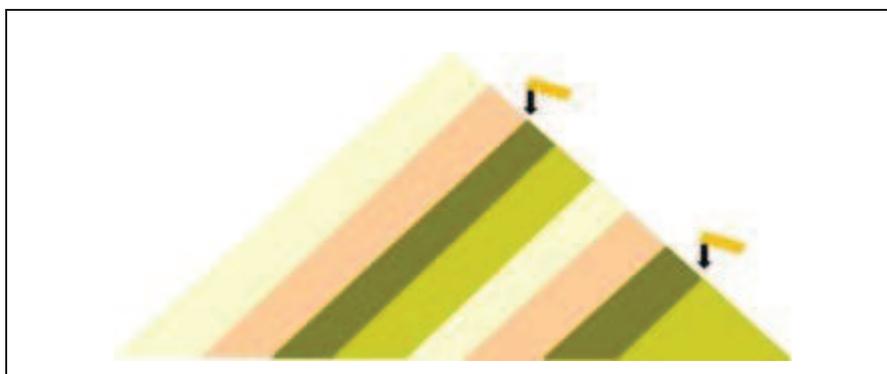


**Figura 15:** Esquema simplificado de um empilhamento do tipo *Chevron*.  
Fonte: FLSMIDTH, 2013.

Segundo o catálogo da FLSMIDTH (2013), o empilhamento do tipo *Chevron* causa segregação do material estocado. As pedras de maior diâmetro tendem a se concentrarem nas bordas e na superfície das pilhas, enquanto que as de menor diâmetro se concentram na parte central. A homogeneização do material neste tipo de pilha pode ser obtida com condições específicas de retomada, que serão discutidas no item 3.3.3.

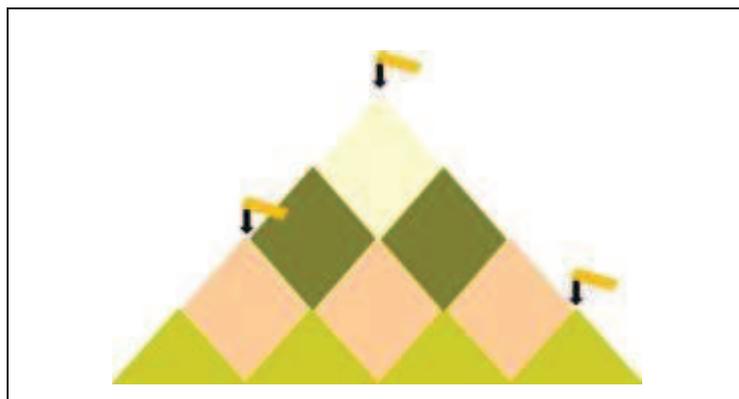
No empilhamento do tipo *Strata*, uma primeira camada é formada ao longo da extensão da pilha, em uma das extremidades laterais da mesma. Após a formação da primeira camada, a posição da empilhadeira deve ser ajustada para permitir a formação da segunda camada atrás da primeira, e assim, sucessivamente até que a pilha esteja em seu formato final (THYSSENKRUPP, 2010).

Na Figura 16 é apresentado um esquema simplificado de formação da pilha do tipo *Strata*. Como pode ser observado na Figura 16, a empilhadeira deve possuir capacidade de movimento transversal para formar a pilha do tipo *Strata*, por esta razão, o uso de *trippers* para este tipo de empilhamento não é possível (BARBOSA, 2011).



**Figura 16:** Esquema simplificado do empilhamento do tipo *Strata*.  
Fonte: Adaptado de THYSSENKRUPP, 2010.

Na Figura 17 é apresentado um esquema simplificado do empilhamento tipo *Windrow*. Para a formação deste tipo de pilha a empilhadeira necessita ser capaz de realizar movimentos giratórios e com múltiplos pontos de descarga (EKMANN e LE, 2004).



**Figura 17:** Esquema simplificado do empilhamento do tipo *Windrow*.  
Fonte: Adaptado de THYSSENKRUPP, 2010.

No método de empilhamento *Windrow*, inicialmente, forma-se uma pilha longitudinal ao longo de toda a extensão da pilha, porém com altura reduzida. Em seguida, é alterada a posição da empilhadeira para formar uma segunda pilha, adjacente à primeira e de mesma altura. Este procedimento é repetido até que a base da pilha esteja completa. A seguir, são preenchidos os vales resultantes da camada inicial, formando novas pilhas com o mesmo comprimento, mas de maior altura. Essas etapas são continuamente repetidas até que a pilha resultante atinja seu formato de projeto (BARBOSA, 2011).

O empilhamento tipo *Windrow* resulta em uma menor segregação do material estocado, pois as pedras de grande e pequeno diâmetro são melhores distribuídas através das pilhas (FLSMIDTH, 2013).

Os métodos de empilhamento, *Cone-Shell*, *Chevron*, *Strata* ou *Windrow* diferem-se entre si na formação das pilhas e na necessidade de equipamentos de maior ou menor complexidade para a sua formação. A complexidade dos equipamentos para a formação das pilhas contribui também para a redução nas emissões de material particulado. Isto porque, a emissão de material particulado durante a formação da pilha está diretamente relacionada com a altura de queda do material, sendo assim, equipamentos que permitem a regulação de altura contribuem para uma menor formação de poeira e conseqüentemente, menores taxas de emissões de material particulado.

A localização das pilhas também é um fator importante na redução de emissões de materiais particulados: a face mais estreita das pilhas é que deve estar na mesma direção dos ventos predominantes (EKMANN e LE, 2004). Dessa forma,

o potencial de emissão é reduzido, pois a menor área da pilha é que estará sujeita a ação dos ventos.

Na Figura 18 é apresentada uma imagem de um sistema de estocagem aberto com pilhas longitudinais. Na foto em questão, é possível observar a formação da pilha por meio da empilhadeira e ao fundo, o material sendo removido pela retomadora.



**Figura 18:** Imagem de pátio de estocagem aberto com formação de pilha por meio de empilhadeira.

Fonte: Foto de Acervo Pessoal.

### 3.3.3 SEÇÃO DE CARREGAMENTO

O material armazenado nas pilhas de estocagem deve ser removido das mesmas para ser enviado aos silos de carregamento. Esta remoção pode ser feita através de equipamentos específicos, denominados retomadoras, ou por meio de pás carregadeiras.

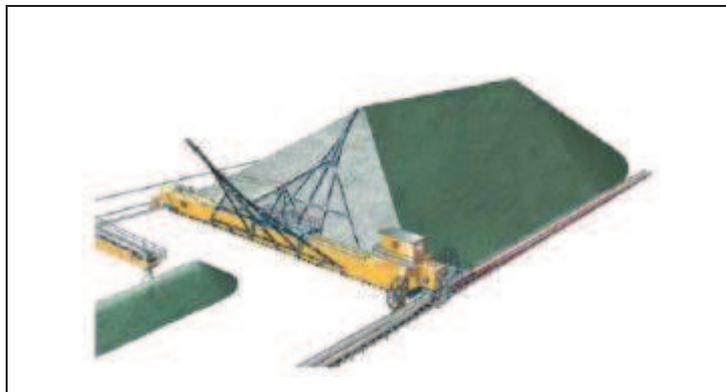
Existem diversos tipos de configurações de retomadoras e a seleção da mais adequada ao processo deve considerar o sistema utilizado para o empilhamento e o grau de homogeneização requerido (THYSSENKRUPP, 2010).

A retomadora do tipo ponte com ancinhos<sup>4</sup> é projetada para retomar o material pela parte frontal da pilha, como apresentado na Figura 19. A retomada frontal proporciona boa homogeneização do material principalmente para as pilhas

---

<sup>4</sup> Espécie de raspadores que auxiliam na remoção do material da pilha.

do tipo *Cone-Shell* e *Chevron* que apresentam segregação do material estocado (FLSMIDTH, 2013).



**Figura 19:** Esquema simplificado da Retomadora do tipo Ponte com Ancinhos com ataque frontal.

Fonte: FLSMIDTH, 2013.

A retomadora do tipo portal remove o material da pilha de estocagem lateralmente e por esta razão não confere uma boa homogeneização durante a retomada, a menos que a pilha seja do tipo *Strata* (BARBOSA, 2011). A retomadora do tipo portal pode ser de lança simples ou de lança dupla, este último permite a retomada de material dos dois lados da pilha ao mesmo tempo, como pode ser observado na Figura 20.



**Figura 20:** Esquema simplificado da retomadora do tipo portal com lança dupla - ataque lateral.

Fonte: FLSMIDTH, 2013.

Comparando as Figuras 19 e 20 é possível constatar que em função do aspecto construtivo, a retomadora do tipo Portal confere maior flexibilidade operacional ao sistema, pois é capaz de transpor a pilha de estocagem, diferentemente da retomadora do tipo Ponte com Ancinhos (BARBOSA, 2011).

Além dos tipos de retomadoras mencionados, existem também as retomadoras do tipo roda com caçambas, ponte com tambor e disco. Esses tipos possuem uma elevada capacidade de retomada e embora sejam de ataque frontal não conferem boa homogeneização ao material retomado em comparação à retomadora do tipo Portal (EKMANN e LE, 2004).

Como mencionado no item 3.3.2, o tipo de pilha formada no pátio de estocagem confere maior ou menor homogeneização do material estocado. No entanto, a forma como o material é retomado também tem influência na qualidade final do produto. Por esta razão, a seleção do tipo de equipamento que formará as pilhas, empilhadeira ou *tripper*, deve considerar também qual retomadora será utilizada. Dessa forma, evita-se que o efeito benéfico de um seja anulado pelo outro.

As pilhas do tipo *Cone-Shell*, *Chevron* e *Windrow* devem estar associadas a uma retomada frontal da pilha para garantir a homogeneização do material, enquanto que a pilha do tipo *Strata* deve ser retomada lateralmente (BARBOSA, 2011). Por esta razão, a retomada frontal é, normalmente, associada a uma maior homogeneização do material, mas, na verdade, depende fortemente da forma como o material foi empilhado.

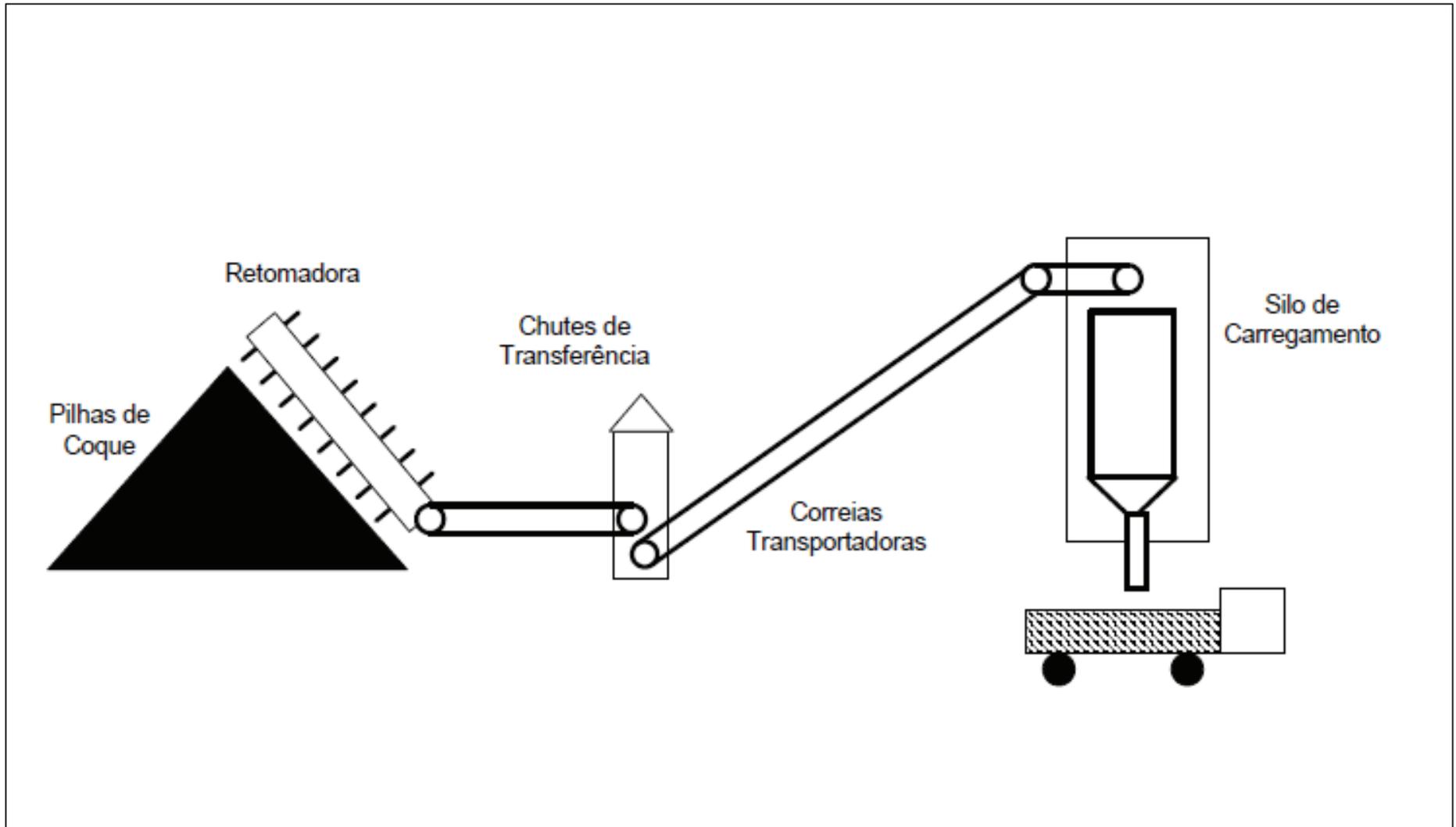
O material retomado é direcionado aos transportadores de correia que alimentam os silos de carregamento. Para o carregamento dos caminhões, equipamentos como transportador de correia e tromba telescópica auxiliam no direcionamento do material proveniente dos silos para a caçamba dos caminhões. Na Figura 21 é apresentado um esquema simplificado das etapas da seção de carregamento.

Após o carregamento, a caçamba do caminhão é envolvida com lona para evitar a perda do material durante o transporte. Também são previstos lavadores de roda para os caminhões, com o objetivo de remover os finos de coque que possam ter se aderido aos pneus. Estas etapas de cobertura da caçamba e lavagem dos pneus visam minimizar as emissões de finos durante o transporte rodoviário do coque.

Excepcionalmente, a retomada do material das pilhas pode ser feita por meio de pás carregadeiras. Geralmente, as pás carregadeiras são empregadas para movimentar pequenas quantidades de material (EKMANN e LE, 2004) ou durante o período em que a retomadora está inoperante ou em manutenção.

Quando a utilização das pás carregadeiras for devido à manutenção na retomadora e os demais equipamentos da seção de carregamento continuam disponíveis para a operação, a pá carregadeira transfere o material da pilha de estocagem para uma moega de emergência localizada no pátio de estocagem. À partir desta moega, o material é encaminhado para os silos de carregamento por meio das correias transportadoras. Caso todo o sistema de carregamento esteja indisponível, o carregamento dos caminhões é feito diretamente no pátio de estocagem com a transferência direta das pilhas para o caminhão por meio das pás carregadeiras.

A utilização de pás carregadeiras acarreta em uma maior geração de finos e conseqüentemente aumento das emissões de material particulado devido à movimentação do veículo sobre as pilhas de coque (U.S. EPA, 2006). Além do impacto ambiental negativo, o tempo da operação com pá carregadeira torna-se maior, necessitando de mais veículos para garantir a mesma vazão de carregamento.



**Figura 21:** Esquema Simplificado da Seção de Retomada e Carregamento do Sistema de Manuseio e Armazenamento de Coque.

### 3.4 IMPACTOS AMBIENTAIS DA UNIDADE DE COQUEAMENTO RETARDADO

Os impactos ambientais típicos de uma refinaria de petróleo consistem em emissões atmosféricas dos principais poluentes, dentre eles pode-se citar compostos orgânicos voláteis (COV), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), monóxido de carbono (CO), óxidos de enxofre ( $\text{SO}_x$ ), óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), material particulado (MP), além de compostos como amônia ( $\text{NH}_3$ ) e sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ). As principais fontes de emissão desses compostos são as chaminés dos fornos e caldeiras que queimam combustíveis fósseis para gerar energia e vapor d'água necessários ao processo. Além dos fornos e caldeiras, o *flare* que queima os compostos aliviados durante situações de emergência, de partida e parada das unidades, do processo propriamente dito através das emissões fugitivas no transporte de produtos (vazamentos em flanges, válvulas, selos de bomba) e no armazenamento, também possuem grande relevância nas emissões atmosféricas (SZKLO, 2005).

O efluente hídrico das unidades de processo é composto, basicamente, de água contaminada com óleo, chamada de água oleosa e a água ácida que possui compostos de amônia e enxofre. Essas correntes são destinadas às unidades de tratamento de água oleosa e água ácida, respectivamente e após tratamento são reutilizadas, quando possível, no processo.

A UCR, em termos de emissões, tem comportamento bem similar a uma unidade de refino, porém também se diferencia das demais unidades de processo em função da necessidade de abertura para a atmosfera dos tambores para a remoção do coque. Durante esse processo pode ocorrer emissões de COV e MP (IPCA, 2009). Essas emissões são de difícil quantificação, pois não há monitoramento contínuo das mesmas. Visualmente o que se percebe no momento da abertura é uma grande quantidade de vapor d'água que deixa o tambor de coque.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA) preocupada com os possíveis impactos das emissões de COV na qualidade do ar estipulou um valor máximo de pressão no tambor de coque no qual a abertura seria realizada. Recentemente esse valor foi revisado<sup>5</sup> e reduzido de 5 psig para 2 psig,

---

<sup>5</sup> Regulamentado por SCAQMD Rule 1114.

porém, o API (*American Petroleum Institute*) e o AFMP (*American Fuel and Petrochemical Manufacturers*) questionam o ganho ambiental frente ao alto investimento necessário para conseguir realizar o procedimento de abertura no nível de pressão estipulado (API/AFPM, 2014). No Brasil, não há nenhuma regulamentação que defina em qual valor de pressão o tambor de coque deva ser aberto.

Quanto às emissões relativas à queima de combustível nos fornos e relacionadas ao sistema de segurança, a UCR segue os padrões das principais unidades de processo de uma refinaria (CHAPLIN et al., 2013), com a vantagem que o combustível utilizado nos fornos de coque é o gás natural ou gás de refinaria, que possui menor potencial poluidor quando comparado ao óleo combustível.

Em relação aos fornos de coque, os projetos mais modernos contemplam queimadores *Low NOx* e a integração energética da unidade permite reduzir a necessidade de carga térmica nos fornos. Os projetos contemplam ainda fornos mais eficientes, com preaquecedores de ar e sistemas de controle avançado para garantir a operação no ponto ótimo. Esses avanços além de melhorar a performance da unidade contribuem para a redução das emissões destes equipamentos (FAHIM et al., 2010).

Outra particularidade da UCR é seu sistema de manuseio e estocagem de coque que durante suas operações de transferência, carregamento e estocagem liberam material particulado para a atmosfera (IPCA, 2009). As emissões de material particulado ocorrem principalmente pelas operações de transferência do material e pela ação do vento nas pilhas de estocagem (EKMANN e LE, 2004).

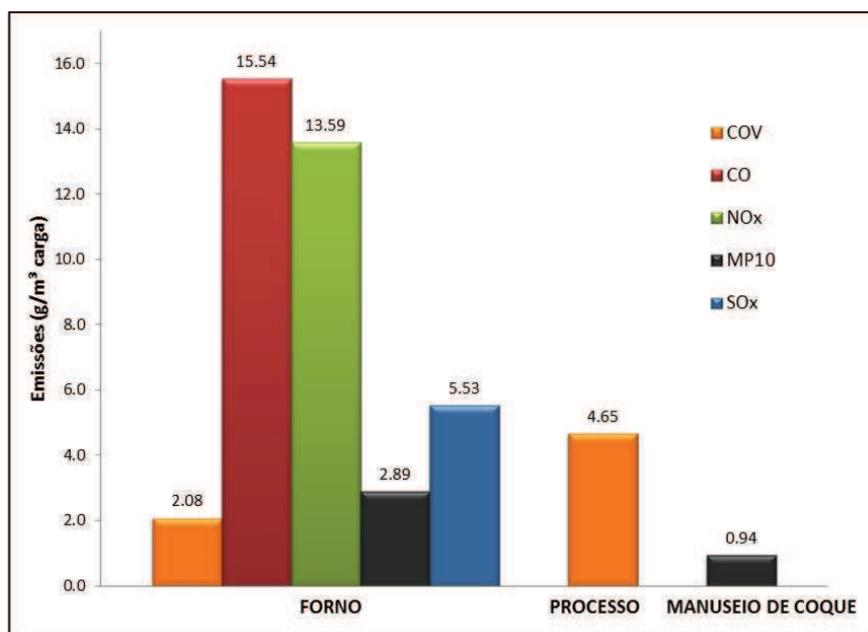
O potencial de emissões de material particulado está diretamente relacionado com as características do material manuseado, como por exemplo, distribuição granulométrica, formato da partícula e teor de umidade, além das condições climáticas do local, principalmente a velocidade dos ventos e os índices pluviométricos (EKMANN e LE, 2004).

Condições climáticas desfavoráveis, isto é, altas velocidades dos ventos e baixo índice pluviométrico, associadas a um material com baixo teor de umidade e com grande teor de finos contribuem para maiores valores de emissões quando comparadas a situações contrárias.

A principal forma de reduzir as emissões de material particulado é manter o teor de umidade do material em um ponto ótimo (API, 2014), normalmente superior a 8% (EKMANN e LE, 2004).

No trabalho apresentado por Chaplin et al. (2013) são apresentados dados de emissões atmosféricas de uma UCR típica, os valores convertidos para unidades do Sistema Internacional, SI, estão apresentados no gráfico da Figura 22. Pode ser observado que em termos de COV o processo é o maior responsável pelas emissões, segundo o autor, as emissões contabilizadas no processo correspondem às emissões fugitivas de válvulas e selos de bombas. Não foram considerados os valores de emissão provenientes da abertura do tambor.

Outro ponto que merece destaque são as emissões de material particulado decorrentes do sistema de manuseio e estocagem de coque. Pelos dados da Figura 22, a quantidade de MP<sub>10</sub> emitido pelo forno é maior que as emissões do sistema de manuseio.



**Figura 22:** Emissões atmosféricas de uma UCR típica.

Fonte: Adaptado de CHAPLIN et al., 2013.

A água utilizada para o resfriamento do leito de coque e para a remoção do mesmo do interior do tambor é, em sua grande parte, reutilizada no processo após passar por decantadores para a remoção de partículas sólidas.

O vapor utilizado no processo para aceleração dos fornos, para purga do leito de coque e para a selagem de instrumentos e linhas gera uma água com traços de óleo e compostos de sulfetos e amônia com características alcalinas, embora seja denominada de água ácida. Esta corrente é direcionada à unidade de tratamento para remoção dos compostos de enxofre e nitrogênio, para posterior reutilização ou descarte (FAHIM et al., 2010).

O efluente hídrico oriundo do sistema de manuseio e estocagem de coque geralmente possui grande quantidade de sólidos em suspensão e é gerado principalmente em decorrência das chuvas, da água aspergida sobre as pilhas de coque e da drenagem da água presente no material (EKMANN e LE, 2004). Após tratamento, que consiste em separar os sólidos em suspensão, esta corrente de água é reutilizada no processo para resfriamento do leito de coque ou para aspersão das pilhas de coque (API, 2014).

### 3.5 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

As quatro principais camadas da atmosfera terrestre são conhecidas como: troposfera, estratosfera, mesosfera e termosfera ou ionosfera. Tais camadas são definidas em função da variação da temperatura com a altitude (PEAVY, 1985, FINLAYSON-PITTS e PITTS, 1986, SEINFELD e PANDIS, 2006). As camadas mais distantes da superfície terrestre, a mesosfera e a termosfera são de interesse espacial e para as telecomunicações. A estratosfera é a região de interesse da aeronáutica, devido a maior parte das aeronaves circularem nesta região, além do interesse dos meios de comunicação em função das ondas de rádio e televisão (VALLERO, 2014).

Considerando o interesse ambiental, as camadas da estratosfera e da troposfera são as mais importantes. A estratosfera é a camada da atmosfera que abriga a maior concentração de ozônio, componente responsável pela proteção contra os raios ultravioletas. Na troposfera ocorrem os processos climáticos responsáveis pela manutenção da vida terrestre, além de ser a camada onde se encontram a maioria dos seres vivos (BRAGA et al., 2005).

A composição do ar presente na troposfera é apresentada na Tabela 7 (PEAVY, 1985). Nesta tabela são apresentados os principais componentes, mas, em menores porcentagens também podem ser encontradas outras substâncias como hidrogênio, metano e gases nobres como neônio, hélio e criptônio. Algumas substâncias possuem concentrações variáveis devido às condições climáticas e tipo de atividade desenvolvida, são elas: vapor d'água ( $H_2O_v$ ), ozônio ( $O_3$ ), dióxido de enxofre ( $SO_2$ ) e de nitrogênio ( $NO_2$ ), monóxido de carbono (CO), amônia ( $NH_3$ ) e partículas sólidas em suspensão (PTS) (MOTA, 2006).

**Tabela 7:** Composição típica de ar na troposfera.  
Fonte: PEAVY, 1985.

Gás	(%)
Nitrogênio ( $N_2$ )	78,1
Oxigênio ( $O_2$ )	20,9
Argônio (Ar)	0,93
Dióxido de Carbono ( $CO_2$ )	0,03

Alterações da composição do ar listada na Tabela 7 podem ocorrer devido às atividades desenvolvidas na superfície do planeta, sejam elas de origens naturais ou antropogênicas. Quando a composição é alterada de tal forma que cause danos à saúde dos seres vivos e interfira no modo de vida das espécies diz-se que há poluição atmosférica (MOTA, 2006).

A poluição atmosférica é causada pela presença no ar de qualquer substância que atinja valores de concentração nocivos ao ambiente. Essas substâncias são denominadas de poluentes atmosféricos (MOTA, 2006). Os principais poluentes, seus efeitos nocivos e suas principais fontes de emissão serão abordados nos itens a seguir.

O lançamento de poluentes na atmosfera é também caracterizado como emissão atmosférica. As emissões podem ser classificadas como pontuais, evaporativas ou fugitivas em função da maneira como ocorrem. As emissões pontuais são aquelas que ocorrem à partir de pontos discretos, fixos ou móveis, como a chaminé de uma fábrica ou escapamento de um veículo. As emissões oriundas de perdas por evaporação de líquidos voláteis durante seu transporte ou armazenamento são classificadas em emissões evaporativas. As emissões fugitivas são causadas por vazamentos indesejáveis em tubulações ou demais acessórios (como flanges, válvulas e/ou conexões) e até mesmo em equipamentos como bombas e compressores. As emissões podem ocorrer por diversas fontes que serão discutidas no item 3.5.1.

### **3.5.1 FONTES DE EMISSÕES**

As fontes de emissões podem ser de origem natural ou antropogênica. Exemplos de fontes naturais são as erupções vulcânicas, incêndios em florestas, decomposição anaeróbia de matéria orgânica e os processos biogênicos. Os principais poluentes destas fontes são o dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) emitido durante as erupções vulcânicas; material particulado (MP), óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) emitidos durante os incêndios em florestas; e metano ( $\text{CH}_4$ ) e ácido sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) oriundos da decomposição de matéria orgânica (PEAVY, 1985 e MOTA, 2006). Os processos biogênicos são a principal fonte de emissão de compostos orgânicos voláteis (COV), superando, em alguns casos, a emissão de

fontes antropogênicas. Dentre os compostos mais comuns, destaca-se o isopreno (FINLAYSON-PITTS e PITTS, 1986, SEINFELD e PANDIS, 2006).

As fontes antropogênicas são aquelas decorrentes das atividades humanas, dentre as quais se destacam a queima de combustíveis fósseis em processos industriais, para o transporte e para a geração de energia além das emissões decorrentes do processo de incineração de resíduos, de processos industriais diversos, do uso de agrotóxicos na agricultura, entre outros (PEAVY, 1985 e MOTA, 2006).

Pode-se ainda classificar as fontes em estacionárias ou fixas e móveis. As fontes móveis são compostas basicamente pelos meios de transporte (veículos, aviões, trens, barcos e etc.), enquanto que as fontes fixas são compostas por chaminés de indústrias (BRAGA et al., 2005 e MOTA, 2006).

Segundo Braga et al (2005), o conhecimento de cada tipo de fonte se faz necessário para permitir o correto direcionamento das medidas de controle que serão adotadas visando a minimização de seus efeitos.

Para a elaboração de um inventário de emissões ou estudos de dispersão atmosférica dos poluentes as fontes de emissão são categorizadas de outra maneira, sendo as mais comuns as fontes pontuais, linhas e áreas. Esta classificação considera o comportamento e a forma das fontes, por exemplo, as rodovias por onde circulam os veículos são caracterizadas como fontes linhas, enquanto que as chaminés de uma indústria são categorizadas como pontuais e as lagoas de tratamento são consideradas como fonte área (WHO, 2006). Este tipo de categorização será detalhado no item 3.7 que trata de estudos de dispersão atmosférica.

### **3.5.2 CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS**

Os poluentes podem ser classificados de acordo com a sua origem, composição química e estado físico (PEAVY, 1985). Quanto à origem podem ser primários e secundários. Os poluentes primários são aqueles emitidos diretamente das fontes de emissão, enquanto que os poluentes secundários são oriundos de interações químicas entre os poluentes primários e os componentes naturais da atmosfera. Como exemplos de poluentes primários pode-se citar o dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO) e particulados e como poluente

secundário o ozônio ( $O_3$ ) que pode ser formado pela reação de óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ) com compostos orgânicos não metano na presença da luz solar (FINLAYSON-PITTS e PITTS, 1986 e BRAGA et al., 2005).

Em relação à composição química os poluentes são identificados como orgânicos ou inorgânicos. Compostos orgânicos são aqueles que contêm, necessariamente, carbono e hidrogênio em sua composição, mas, podem estar presentes outras substâncias como enxofre, nitrogênio e oxigênio. Os compostos inorgânicos são as substâncias não orgânicas, como minerais e metais. Como exemplo de poluentes orgânicos pode-se citar hidrocarbonetos (metano), cetonas e aldeídos; como exemplo dos inorgânicos tem-se os óxidos de enxofre ( $SO_x$ ) e nitrogênio ( $NO_x$ ) e ainda  $CO_2$  e CO (PEAVY, 1985).

Quanto ao estado físico os poluentes são classificados em partículas ou gases e vapores. As partículas são compostas por materiais líquidos e sólidos finamente divididos, como poeiras, neblina e fumaça. Os gases e vapores são formados por moléculas com grande mobilidade e sem forma e volume definidos. Dentre os poluentes gasosos, merecem destaque o dióxido de carbono ( $CO_2$ ) e os óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ) (PEAVY, 1985).

Existe um grupo específico de poluentes, que por seus efeitos adversos à saúde, por causarem danos aos recursos naturais e às construções e devido à grande frequência de ocorrência são muito estudados e possuem grande interesse. Esses poluentes são denominados de poluentes padrões, no inglês *criteria air pollutants* (VALLERO, 2014). No Brasil, tais poluentes são chamados de poluentes regulados sendo definidos pela Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990) e serão abordados no item 3.5.3.

### 3.5.3 POLUENTES REGULADOS

Os poluentes regulados no Brasil, definido na Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990), são materiais particulados que englobam as partículas totais em suspensão, a fumaça e as partículas inaláveis, o dióxido de enxofre, o monóxido de carbono, o ozônio e o dióxido de nitrogênio.

A agência ambiental americana (EPA) considera o chumbo como poluente padrão, além dos considerados na legislação brasileira. Segundo Vallero (2014), órgãos ambientais de outros países como Canadá e países da União Europeia possuem a mesma lista de poluentes padrões dos Estados Unidos. O motivo pelo qual o chumbo não está presente na lista dos poluentes regulados nacionais deve-se ao fato da gasolina nacional não conter este composto em sua formulação, diferentemente dos Estados Unidos e dos países da União Europeia (NALDONI et al., 2012).

Os efeitos nocivos dos poluentes regulados bem como as principais fontes emissoras serão abordados a seguir neste item, com exceção para o material particulado que por ser o poluente de interesse neste trabalho será detalhado no item 3.5.3.5.

#### 3.5.3.1 *Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>)*

O dióxido de enxofre é um gás incolor, não inflamável e não explosivo, mas com um odor sufocante. É um gás relativamente estável e pode permanecer na atmosfera por dias, além de ser facilmente transportado para longas distâncias, razão pela qual esse poluente possui interesse internacional (PEAVY, 1985).

Embora algumas fontes naturais, como a decomposição biogênica, e as erupções vulcânicas emitam este poluente, a principal fonte é de origem antropogênica (BAIRD, 2002 e BRAGA et al., 2005). A queima de combustíveis fósseis que possuam enxofre em sua composição é a principal responsável pelas emissões deste poluente. Dentre os combustíveis fósseis, o carvão desempenha um papel significativo nas emissões de SO<sub>2</sub>. Seu principal uso é para geração de energia elétrica e em diversos processos industriais. Os demais combustíveis fósseis também podem ser utilizados em substituição ao carvão e nos meios de transportes (PEAVY, 1985 e BAIRD, 2002).

Os efeitos nocivos deste poluente estão correlacionados com a concentração e o tempo de exposição ao poluente (PEAVY, 1985). Em casos extremos pode causar a morte, em concentrações elevadas acarreta problemas no trato respiratório, em alguns casos de forma irreversível e forte irritação nos olhos e em baixas concentrações pode provocar faringite, conjuntivite, bronquite e perda temporária do paladar e olfato (MOTA, 2006).

Além dos efeitos nocivos listados acima, a presença deste poluente na atmosfera contribui para a formação da chuva ácida, através da reação do SO<sub>2</sub> com o vapor d'água presente na atmosfera (BRAGA et al., 2005). Os efeitos da chuva ácida são danos à vegetação com redução no crescimento e da produtividade, acidificação dos solos com a lixiviação dos nutrientes e a eliminação de microrganismos, acidificação das águas superficiais e subterrâneas afetando o consumo humano e a população de peixes, a destruição por processos de corrosão de monumentos históricos e obras civis (PEAVY, 1985; BRAGA et al., 2005 e MOTA, 2006).

### **3.5.3.2 Monóxido de Carbono (CO)**

O monóxido de carbono é um gás incolor, inodoro e insípido, quimicamente estável em condições normais e pode permanecer por longos períodos na atmosfera (PEAVY, 1985).

A exemplo do SO<sub>2</sub>, o CO pode ser emitido por fontes naturais como a oxidação do gás metano proveniente da decomposição de vegetações e do próprio metabolismo humano. No entanto, a principal fonte é decorrente da combustão incompleta dos combustíveis fósseis ou qualquer outro componente que possua carbono em sua composição. A principal fonte de combustão incompleta são os veículos automotores, seguidos dos processos industriais (PEAVY, 1985 e BRAGA et al., 2005).

Para as vegetações ou construções a presença de CO no ambiente não acarreta em grandes prejuízos, porém, a presença em altas concentrações afeta significativamente a saúde humana, causando asfixia e em casos mais críticos levando a óbito. A presença deste poluente reduz a capacidade do sangue em transportar o oxigênio, por ser altamente reativo com a hemoglobina. Em pequenas concentrações pode afetar o sistema nervoso central e afetar a visão (PEAVY, 1985 e MOTA, 2006).

### 3.5.3.3 Ozônio ( $O_3$ )

O ozônio é o principal oxidante fotoquímico encontrado na atmosfera, no entanto existem outras substâncias que compõem o grupo dos oxidantes fotoquímicos como os peróxidos (PEAVY, 1985).

A classificação do ozônio como poluente é função da sua localização na atmosfera terrestre. O ozônio presente na estratosfera não é considerado um poluente, pelo contrário, é bastante desejado, pois tem a função de filtrar os raios ultravioletas proveniente do sol. No entanto, a presença do ozônio na camada da troposfera é indesejada causando danos à saúde humana e a vegetação, e por isso, o ozônio é considerado poluente (MOTA, 2006).

Os efeitos nocivos do ozônio na saúde humana são irritações nos olhos, nariz e garganta, mau funcionamento do aparelho respiratório, tosse, dores de cabeça, entre outros. Também é prejudicial à vegetação e causa a deterioração de produtos sintéticos e borrachas (PEAVY, 1985).

O ozônio é um poluente secundário, ou seja, não é emitido diretamente por nenhuma fonte, sendo formado através de reações químicas entre outros poluentes catalisadas pela radiação solar. Os principais componentes que são precursores de ozônio são os compostos orgânicos voláteis e os óxidos de nitrogênio (BRAGA et al., 2005).

Para que ocorram as reações de formação do ozônio na troposfera diversas condições devem ser atendidas, como a presença de substâncias precursoras ( $NO_x$  e COV), luminosidade solar abundante, temperatura ideal e baixa movimentação de massa de ar, de forma que não haja diluição dos poluentes. Na realidade, as reações dos óxidos de nitrogênio com os compostos orgânicos voláteis na presença de radiação solar são reações de formação dos oxidantes fotoquímicos, dos quais o mais característico é o ozônio (FINLAYSON-PITTS e PITTS, 2000; BAIRD, 2002 e BRAGA et al., 2005 ).

#### **3.5.3.4 Óxidos de Nitrogênio (NO<sub>x</sub>)**

Além dos efeitos nocivos às plantas e a saúde humana, afetando principalmente o sistema respiratório, os óxidos de nitrogênio (NO e NO<sub>2</sub>) são precursores do ozônio troposférico além de responsáveis pela formação da chuva ácida (PEAVY, 1985 e MOTA, 2005). Os danos causados pelo ozônio e pela chuva ácida já foram apresentados anteriormente.

A principal fonte de emissão antropogênica são os processos de combustão. A formação do NO<sub>x</sub> pode ocorrer devido à presença de nitrogênio nos combustíveis utilizados ou a própria presença do ar atmosférico no processo de combustão pode acarretar na formação do poluente. A grande parte dos óxidos de nitrogênio provenientes dos processos de combustão está na forma de óxido de nitrogênio (NO), embora a presença de NO<sub>2</sub> possa variar consideravelmente (FINLAYSON-PITTS e PITTS, 2000 e BRAGA et al., 2005). Em altas temperaturas, as moléculas de nitrogênio e oxigênio presentes no ar reagem e formam o óxido nítrico que é gradualmente oxidado formando o dióxido de nitrogênio (BAIRD, 2002). Como fontes naturais de NO<sub>2</sub> têm-se as descargas elétricas e os produtos oriundos da decomposição bacteriana (PEAVY, 1985).

#### **3.5.3.5 Material Particulado (MP)**

Diferentemente dos demais poluentes listados anteriormente, o material particulado não pode ser caracterizado por uma única substância, na verdade, a denominação de material particulado refere-se a qualquer partícula líquida ou sólida, suspensa no ar (VALLERO, 2014).

Em função de uma extensa possibilidade de partículas serem enquadradas como material particulado, algumas padronizações são necessárias de modo que seja possível agrupar tais partículas de acordo com características semelhantes, considerando aspectos físicos, químicos ou biológicos (PEAVY, 1985).

Uma das principais propriedades físicas do material particulado é o seu diâmetro. Nem todas as partículas consideradas material particulado possuem a forma esférica, no entanto, por simplificação, são consideradas como se fossem. Considerando a definição de material particulado, isto é, considerando as partículas em suspensão no ar, os limites de diâmetro máximo para enquadrar tais partículas

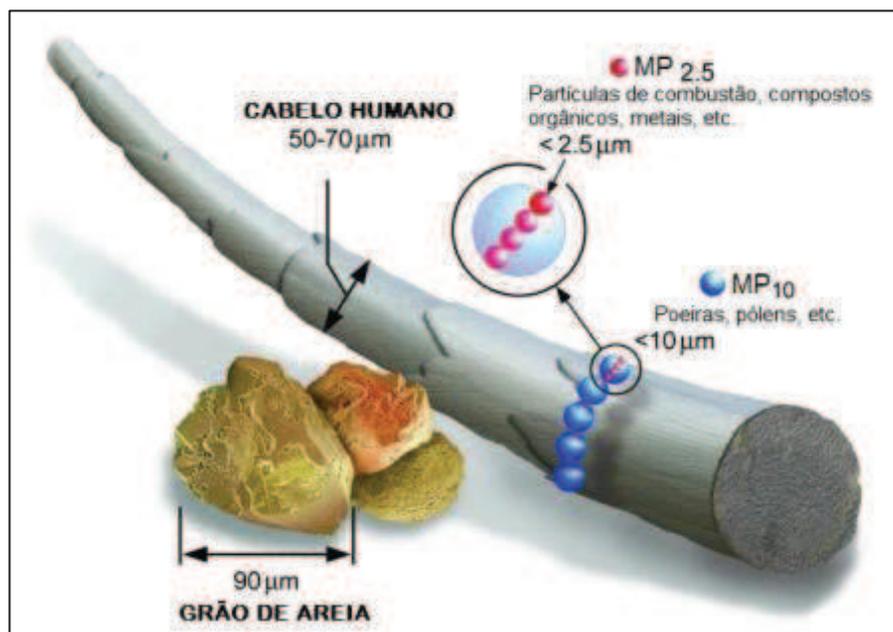
como MP são da ordem de 100  $\mu\text{m}$ . As menores partículas suspensas possuem diâmetro de 0,002  $\mu\text{m}$  (BAIRD, 2002).

Ainda em relação ao seu diâmetro, as partículas podem ser classificadas em grosseiras ou finas. O material particulado grosso é considerado todo aquele cujo diâmetro seja superior a 2,5  $\mu\text{m}$ , enquanto que as partículas finas são aquelas cujo diâmetro é menor que 2,5  $\mu\text{m}$ , representado pela sigla  $\text{MP}_{2,5}$ . Também são muito comuns as terminologias partículas inaláveis, que são aquelas cujo diâmetro é menor que 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{10}$ ), partículas respiráveis, diâmetro menor que 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$ ) e particulados totais em suspensão (PTS) que considera todo o material particulado, isto é, partículas cujo diâmetro seja menor ou igual a 100  $\mu\text{m}$  (BAIRD, 2002 e VALLERO, 2014).

Com o avanço das pesquisas, principalmente aquelas que correlacionam o tamanho das partículas com seus efeitos nocivos, uma nova categoria de MP está sendo utilizada. São as partículas denominadas de ultrafinas, as quais são caracterizadas por partículas cujo diâmetro é menor que 0,1  $\mu\text{m}$ . As partículas ultrafinas são formadas por nucleação tendem a se transformar em partículas de maiores diâmetros pelo processo de aglomeração com outras partículas (BAIRD, 2002 e WHO, 2006).

Para exemplificar o tamanho das partículas classificadas como material particulado foi utilizada a comparação realizada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA), como apresentado na Figura 23. Nesta figura é feita uma comparação entre o fio de cabelo humano, grão de areia e partículas classificadas como  $\text{MP}_{10}$  e  $\text{MP}_{2,5}$ . Ao observar a Figura 23 pode-se notar que as partículas inaláveis (PI) e as respiráveis são invisíveis a olho nu.

Outras denominações para material particulado podem ser encontradas, como por exemplo, poeira, fumos, fumaça, fuligem, névoa e neblina. Alguns autores fazem a diferenciação de cada uma dessas estratificações pelo tamanho e/ou pela forma como são formados. Névoa e neblina são utilizadas para diferenciar as partículas de origem líquida das partículas de origem sólidas, que seriam os fumos, poeira, fumaça e fuligem (PEAVY, 1985; BAIRD, 2002 e VALLERO, 2014).



**Figura 23:** Comparação ilustrativa do diâmetro de partícula.

Fonte: Adaptada da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) – Particulate Matter (PM).

O tamanho ou diâmetro da partícula é utilizado também para avaliar o potencial de sedimentação da mesma. Quanto maior o diâmetro maior será o seu potencial de sedimentação quando comparado às partículas de menores diâmetros (VALLERO, 2014). A diferença no potencial de sedimentação entre as partículas pode ser explicada pela Lei de Stokes, que correlaciona a velocidade de sedimentação com o quadrado do diâmetro da partícula. Sendo assim, quanto menor o diâmetro da partícula menor a velocidade de sedimentação. Por esta razão, algumas partículas podem permanecer na atmosfera por longos períodos de tempo (PEAVY, 1985 e BAIRD, 2002).

Em função de seu potencial de sedimentação, o material particulado pode ser classificado como suspenso ou sedimentável. Normalmente, as partículas enquadradas como sedimentáveis são aquelas que possuem diâmetro maior que 10  $\mu\text{m}$  (PEAVY, 1985).

Quanto ao aspecto químico, os componentes do material particulado podem ser classificados como orgânico ou inorgânico, como os demais poluentes. Os principais compostos inorgânicos observados nos particulados são nitratos, sulfatos e metais, dentre os quais se destacam os presentes na crosta terrestre como silício, alumínio, ferro, sódio, cálcio, potássio e magnésio, além do níquel, vanádio,

manganês e chumbo. Usualmente o material particulado encontrado na atmosfera é composto por substâncias orgânicas e inorgânicas (PEAVY, 1985 e FINLAYSON-PITTS e PITTS, 2000).

As partículas classificadas como biológicas dizem respeito aos microrganismos como vírus, bactérias, protozoários, pólenes entre outros. A ausência de nutrientes e a radiação solar contribuem para que tais partículas não se mantenham presentes na atmosfera por muito tempo (PEAVY, 1985).

### **3.5.4 PRINCIPAIS FONTES EMISSORAS DE MATERIAL PARTICULADO**

Identificar as principais fontes de emissão de um determinado poluente é o primeiro passo para agir no controle das emissões atmosféricas. No entanto, essa identificação de fontes, quando se trata de material particulado é mais desafiadora que os demais poluentes, pois são diversas fontes emissoras desde as fontes naturais até as fontes antropogênicas. Além das emissões diretas, há também a contribuição de partículas secundárias que são formadas por reações fotoquímicas de outros poluentes (VALLERO, 2014).

As fontes naturais de emissão de MP são compreendidas pela ação dos ventos nos solos e rochas, com resuspensão do material, emissões de sais em ambientes próximos aos oceanos, pólenes das vegetações e erupções vulcânicas (PEAVY, 1985 e BAIRD, 2002). A contribuição de cada fonte listada será maior ou menor, dependendo da localização da região de estudo.

Como exemplo de fontes antropogênicas têm-se a queima de combustíveis fósseis nos processos industriais, na geração de energia e para o transporte rodoviário. Demais indústrias como as de mineração, cerâmica e metalúrgica também são importantes fontes emissoras. Também são exemplos de fontes antropogênicas as emissões decorrentes de obras civis e das atividades relacionadas à agricultura (BAIRD, 2002).

Em estudo publicado por Karagulian et al (2015), foi feita uma análise das principais fontes emissoras em diversas regiões do mundo. Em grande parte das regiões analisadas, a principal fonte é decorrente do tráfego de veículos, sendo responsável por 25% das emissões tanto para MP<sub>10</sub> quanto para MP<sub>2,5</sub>. As demais

fontes analisadas foram as fontes industriais, fontes de uso doméstico, fontes naturais e fontes não específicas, compreendidas pelas partículas secundárias.

Ao analisar os dados relativos às emissões brasileiras, observa-se que o tráfego de veículos é a principal fonte de emissão de  $MP_{2,5}$ , contribuindo para 34% das emissões totais. As demais fontes são as fontes não específicas (25%), fontes naturais (22%) e Indústrias (19%) (KARAGULIAN et al., 2015).

O tamanho das partículas pode ser correlacionado com fonte emissora. Partículas mais grossas ( $>2,5 \mu m$ ) geralmente são provenientes de fontes naturais e de atividades humanas relacionadas à agricultura ou mineração. Geralmente, as partículas grosseiras são procedentes de partículas ainda maiores que se quebram em partículas menores (BAIRD, 2002).

As partículas finas ( $<2,5 \mu m$ ) são oriundas geralmente de partículas ainda menores que se coagulam ou de reações químicas, como a combustão. Em função dessas diferenças, na composição de partículas finas são encontrados maiores teores de carbono que nas partículas grosseiras. Em contrapartida, na composição das partículas grosseiras são encontrados altos teores de alumínio (Al), cálcio (Ca) e silício (Si), oriundos de rochas e de resuspensão do solo (BAIRD, 2002).

Essa diferenciação de tamanho por fonte emissora também foi observada por Karagulian et al (2015). As emissões de fontes naturais foram mais representativas para as partículas  $MP_{10}$ , enquanto que as emissões de  $MP_{2,5}$  foram expressivas em grande parte dos países analisados para as fontes não específicas, compostas basicamente pelas emissões de partículas secundárias.

### **3.5.5 EFEITOS NOCIVOS DO MATERIAL PARTICULADO**

A presença de material particulado na atmosfera contribui fortemente para o aumento de casos de doenças respiratórias, como asma, bronquites e alergias. Em casos mais extremos com exposição prolongada pode causar câncer nos pulmões e até mesmo a morte de indivíduos (PEAVY, 1985; BAIRD, 2002 e MOTA, 2006).

Normalmente, os efeitos nocivos do material particulado estão correlacionados ao tamanho da partícula presente. As partículas maiores são mais facilmente sedimentáveis que as partículas menores e por esta razão estão menos propensas a causarem danos à saúde. Outro ponto favorável às partículas de maior

diâmetro é que são mais facilmente retidas pelo nariz, não sendo transportadas até os pulmões (PEAVY, 1985 e BAIRD, 2002).

O aumento de doenças cardiovasculares também pode estar correlacionado à presença de material particulado. No entanto, a presença de outros poluentes como ozônio, sulfatos, monóxido de carbono presentes na atmosfera dificulta a correlação exata entre um determinado poluente e uma doença específica. O que se observa é um aumento das internações hospitalares associadas a episódios críticos de poluição atmosférica (BAIRD, 2002 e WHO, 2006).

Os efeitos nocivos da presença de MP parecem ser mais críticos em crianças do que em adultos. Essa constatação pode ser função do sistema respiratório das crianças ainda estar em desenvolvimento quando submetidos à presença dos poluentes. A diferença comportamental das crianças em relação aos adultos também pode explicar essa maior susceptibilidade; as crianças, em geral, permanecem por mais tempo em ambientes abertos e mais sujeitos à poluição que os adultos (TABAKU et al., 2011).

Além da correlação do tamanho das partículas com os efeitos nocivos, a composição das mesmas também podem ter efeitos diferenciados na saúde. Um exemplo clássico é em relação ao chumbo. A inalação de partículas cuja componente principal seja o chumbo podem causar distúrbios no sistema renal, no sistema nervoso e na corrente sanguínea (PEAVY, 1985).

A avaliação conduzida por Rohr e Wyzga (2012) analisou diversos estudos sobre MP e efeitos nocivos à saúde. Tal avaliação mostra que a maioria dos casos analisados correlaciona a composição do MP com algum efeito nocivo e não apenas a simples presença de MP na atmosfera. Dentre os compostos mais críticos à saúde destacam-se os compostos de carbono (carbono elementar e/ou carbono orgânico). Mas, conclui que ainda há muitos estudos a serem realizados para que se comprovem tais suspeitas.

A dificuldade de caracterizar os componentes presentes no MP e de correlacionar com precisão a sua origem torna complexa a associação dos efeitos nocivos da presença de MP com algum componente específico. Muitos estudos são baseados em dados estatísticos, mas estudos complementares se fazem necessários para aumentar a confiabilidade dos dados analisados (STANEK et al., 2011).

Outros efeitos da presença de material particulado na atmosfera estão correlacionados com problemas de visibilidade e deposição das partículas sobre as construções e monumentos acelerando o processo de corrosão em ambientes propícios (PEAVY, 1985 e MOTA, 2006).

### **3.5.6 FORMAS DE CONTROLE E TECNOLOGIAS PARA ABATIMENTO DAS EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO**

A maneira mais efetiva e menos custosa de reduzir as emissões de qualquer poluente é evitar que o mesmo seja lançado na atmosfera. A substituição de processos produtivos ou de matérias-primas por outros que emitam menos, a utilização de condições menos severas e conseqüentemente menos poluidoras, a correta utilização dos equipamentos e a manutenção preventiva dos mesmos são exemplos de modificações que podem ser feitas visando à redução e/ou eliminação das emissões (STERN et al., 1984 e PEAVY, 1985). Porém, nem sempre esta abordagem é possível, seja por limitações de matéria-prima que poderiam ser utilizadas como substitutas seja por limitações no processo produtivo.

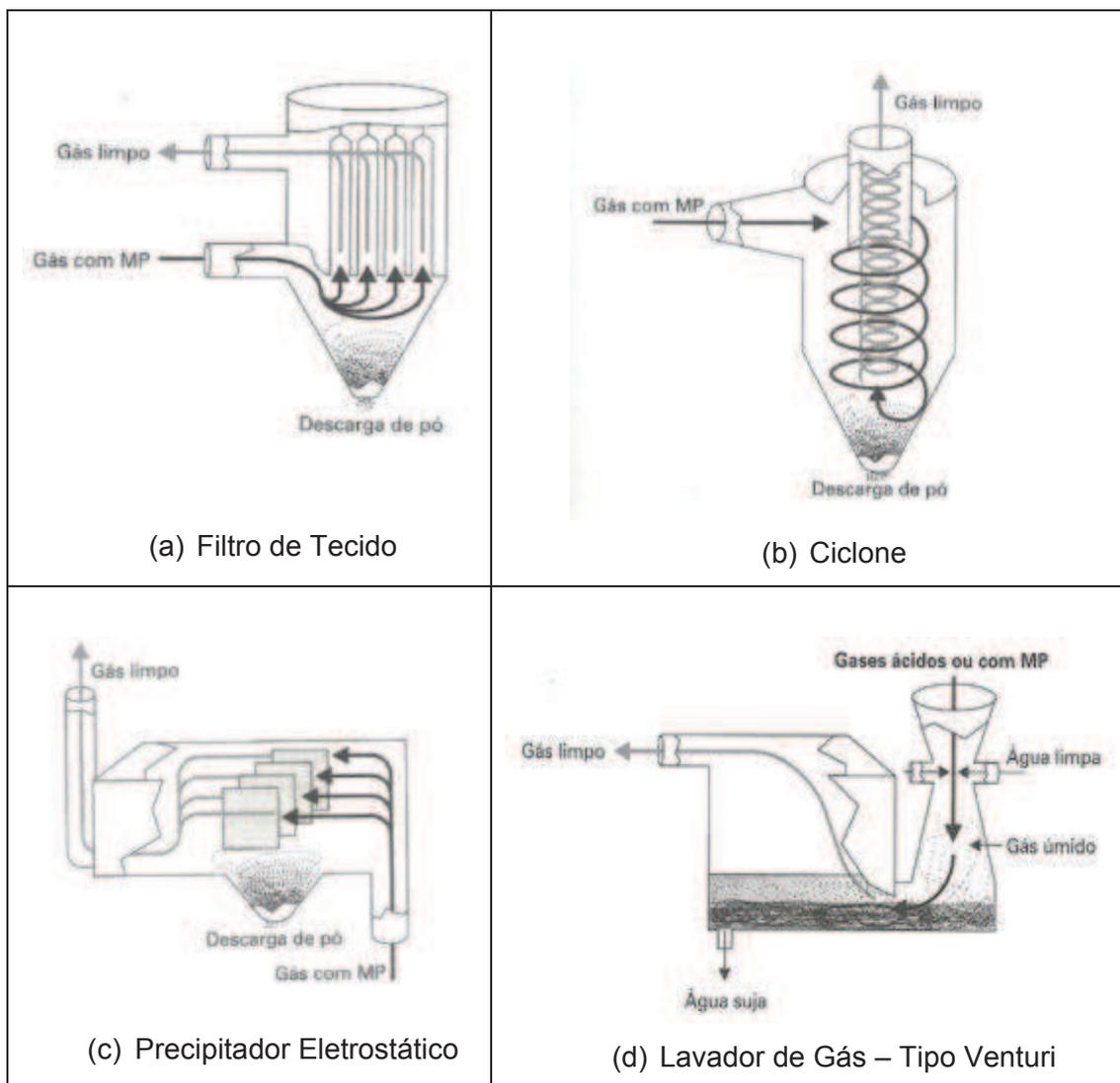
Em termos de material particulado, a principal forma de reduzir as emissões no processo de produção de energia elétrica, por exemplo, seria a substituição do processo a partir da queima de combustíveis fósseis por outros a partir da energia eólica, solar, hidráulica e nuclear. Mesmo quando a dependência por combustível fóssil é grande, a substituição por combustíveis mais limpos ajudam a reduzir as emissões, quando, por exemplo, o carvão ou óleo combustível são substituídos por gás natural nos processos industriais (PEAVY, 1985 e BRAGA et al., 2005).

As políticas públicas que incentivam a substituição do automóvel particular por transportes de massa (como ônibus, trens e metros) ou aquelas que limitam a circulação de veículos particulares em determinados horários ou regiões de uma cidade são exemplos de medidas que visam a redução nas emissões de poluentes (BRAGA et al., 2005).

Quando os níveis de redução com as medidas citadas acima não são suficientes ou quando não é possível aplicar tais mudanças, o abatimento das emissões pode ser realizado com o auxílio de equipamentos específicos (PEAVY, 1985). Os mais utilizados para o abatimento das emissões de MP originárias dos processos industriais são os coletores gravitacionais, os separadores

tipo ciclone, os filtros de manga ou de tecido, os precipitadores eletrostáticos e os lavadores de gases (PEAVY, 1985 e BRAGA et al., 2005). Na Tabela 8 são apresentados os princípios de funcionamento e as principais vantagens e desvantagens dos equipamentos citados. Na Figura 24 está ilustrada uma representação simplificada dos mesmos.

Na indústria do petróleo os equipamentos mais utilizados para abatimento das emissões de MP são os ciclones e os precipitadores eletrostáticos. Os ciclones são comumente utilizados na retenção de MP dos processos de craqueamento catalítico, nos vasos regeneradores de catalisador. Os precipitadores eletrostáticos são usados para reter os finos gerados nos processos de combustão, por isso, podem ser encontrados em quase todos os fornos das unidades de processo que utilizam óleo combustível. Os lavadores de gases são empregados quando além da remoção de MP se faz necessária a remoção de outros poluentes gasosos como os compostos de SO<sub>2</sub> (PEAVY, 1985).



**Figura 24:** Representação esquemática dos principais dispositivos de abatimento de MP.

Fonte: BRAGA et al., 2005.

**Tabela 8:** Comparação entre os principais equipamentos utilizados para remoção de MP.  
 FONTE: Adaptado de PEAVY, 1985 e BRAGA et al., 2005.

<b>Tecnologia</b>	<b>Princípio de Funcionamento</b>	<b>Aspectos Positivos</b>	<b>Aspectos Negativos</b>
Coletor Gravitacional	Redução da velocidade permitindo que haja a deposição das partículas presentes no fluxo gasoso	Projeto e manutenção simples; Baixa perda de carga;	Requer muito espaço; Baixa eficiência; Não remove partículas pequenas;
Ciclone	A força centrífuga gerada pela entrada do fluxo tangencial as paredes do ciclone, empurram as partículas para as paredes, fazendo com que percam energia, sedimentando-se no coletor situado abaixo do ciclone.	Projeto e manutenção simples; Baixa perda de carga; Opera com grandes vazões de gás; Não há restrição de temperatura;	Requer múltiplos estágios para altas vazões; Eficiência de remoção associada ao tamanho do ciclone;
Filtro de Tecido	Retenção de MP pela passagem do fluxo por um filtro de tecido	Retenção de partículas pequenas; Alta eficiência; Opera com grandes vazões de gás;	Sensível a altas temperaturas, a umidade, acidez ou alcalinidade do MP; Requer limpeza contínua;
Precipitador Eletrostático	As partículas são energizadas por um campo eletrostático e atraídas por placas eletrizadas.	Retenção de partículas pequenas; Alta eficiência; Opera com grandes vazões de gás; Baixa perda de carga;	Requisitos extras de segurança devido às altas voltagens de operação; Sensível à variação de carga de MP e vazão de gás;
Lavador de Gás	Remoção de MP através do contato direto com o líquido	Retenção de partículas pequenas; Alta eficiência; Remoção de outros poluentes (SOx);	Necessidade de tratamento do efluente hídrico; Distúrbios devido à erosão e corrosão

### 3.6 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR

A fim de preservar a saúde e a segurança da população, da fauna e da flora, os órgãos ambientais estipulam os valores máximos de concentração de determinados poluentes, criando-se assim os padrões de qualidade do ar (BRASIL, 1990).

A Resolução CONAMA 03/90 é a resolução vigente, no âmbito nacional, que define os padrões de qualidade do ar em relação aos poluentes regulados.

Desde a sua primeira publicação em 1990, os valores dos padrões de qualidade do ar não foram revistos. Na tentativa de controlar e reduzir a poluição atmosférica, o CONAMA lançou mão de duas Resoluções: CONAMA 382/2006 (BRASIL, 2006) e CONAMA 436/2011 (BRASIL, 2011) que definem valores máximos de emissões de um determinado poluente por fonte emissora, como chaminés de fornos industriais, por exemplo. O principal objetivo dessas resoluções, que são complementares, é exigir que tecnologias de abatimento disponíveis sejam empregadas nos processos existentes e também que os novos projetos sejam executados considerando recursos menos impactantes ao meio ambiente, contribuindo assim para uma melhora na qualidade do ar.

Além da maioria dos valores dos padrões de qualidade do ar permanecerem inalterados desde 1990, a lista de poluentes legislados também não foi modificada. A principal diferença na lista de poluentes da legislação nacional para os padrões internacionais é em relação ao material particulado. A Organização Mundial da Saúde (OMS) ressalta que com a evolução dos estudos do efeito nocivo do material particulado de pequeno diâmetro à saúde da população, os padrões de qualidade foram sendo modificados ao longo dos anos na maioria dos países para contemplar tais descobertas (WHO, 2006). Atualmente a grande parte dos países contempla o material particulado  $MP_{2,5}$  em seus padrões de qualidade do ar, diferentemente do Brasil. Ainda segundo a OMS, algumas agências reguladoras estão avaliando a inclusão do  $MP_{1,0}$  em seus padrões de qualidade do ar em função das recentes descobertas dos efeitos nocivos deste poluente.

Os estudos e pesquisas que revelam os impactos da poluição do ar na saúde e segurança da população devem ser considerados na seleção de poluentes a serem legislados, e, sempre que possível, os estudos locais devem ser analisados, pois o estilo de vida da população pode apresentar respostas diferenciadas a

determinados poluentes. Além disso, os valores máximos permitidos e a frequência de medição devem estar relacionados com o efeito nocivo à saúde, considerando as consequências da exposição aguda (curto prazo) e crônica (longo prazo) ao poluente em questão (WHO, 2006).

Na Tabela 9 são apresentados os padrões máximos aceitáveis para material particulado conforme a Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990). Como citado anteriormente, não há distinção entre  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  nesta resolução, estando os mesmos englobados em partículas inaláveis.

Os valores estabelecidos como padrões primários de qualidade do ar são os valores que podem causar danos à saúde da população se ultrapassados. Enquanto que os valores estipulados como padrões secundários representam as concentrações abaixo das quais não são esperados efeitos adversos à população, à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral (BRASIL, 1990).

**Tabela 9:** Padrões de qualidade do ar para material particulado definidos pela Resolução CONAMA.

Fonte: Resolução CONAMA 03/90.

Poluente	Tempo de Amostragem	Padrão Primário ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Padrão Secundário ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	24 horas	240	150
	Anual	80	60
Partículas Inaláveis (PI)	24 horas	150	150
	Anual	50	50

Analisando os dados dispostos na Tabela 10, nota-se que os valores de concentração máxima para  $MP_{10}$  do padrão de qualidade do ar dos Estados Unidos não foram alterados ao longo dos anos. No entanto, observa-se que desde o ano de 1997, o poluente  $MP_{2,5}$  consta na regulação dos EUA, diferentemente da legislação brasileira (vide Tabela 9). Além de considerar o poluente  $MP_{2,5}$  em seus padrões de qualidade do ar há mais de quinze anos, os valores máximos permitidos vem sendo alterados ao longo desses anos, tornando-se mais restritivos.

A maior preocupação com os limites máximos de  $MP_{2,5}$  do que em relação ao  $MP_{10}$  pode ser explicada pelos resultados de estudos que mostram que quanto menor a partícula mais prejudicial à saúde (WHO, 2006).

A União Europeia incluiu o controle do poluente  $MP_{2,5}$  em seu padrão de qualidade do ar apenas em 2008, entretanto, traçou metas anuais para redução de emissões e fixou valores limites a serem atingidos à partir de 2015 (DIRECTIVA 2008/50/CE, 2008).

**Tabela 10:** Histórico de valores de padrão de qualidade do ar nos EUA.  
Fonte: EPA – Particulate Matter (PM) Standards – Table of Historical PM NAAQS.

Ano	Poluente	Padrão Primário/ Secundário	Tempo de Amostragem	Concentração Máxima ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Nota
1971	PTS	Primário	24 horas	260	(A)
			Anual	75	(B)
		Secundário	24 horas	150	(A)
			Anual	60	(B)
1987	$MP_{10}$	Primário e Secundário	24 horas	150	(C)
			Anual	50	(D)
1997	$MP_{10}$	Primário e Secundário	24 horas	150	(E)
			Anual	50	(D)
	$MP_{2,5}$		24 horas	65	(F)
			Anual	15	(D)
2006	$MP_{10}$	Primário e Secundário	24 horas	150	(G)
			24 horas	35	(F)
	$MP_{2,5}$		Anual	15	(D)
2012	$MP_{10}$	Primário e Secundário	24 horas	150	(G)
			24 horas	35	(F)
	$MP_{2,5}$	Primário	Anual	15	(D)
		Secundário	Anual	12	(D)

**NOTAS:**

- (A) Não deve ser excedido mais de uma vez ao ano.
- (B) Média Geométrica Anual.
- (C) Não deve ser excedido mais de uma vez ao ano – média de 3 anos.
- (D) Média Aritmética Anual – média de 3 anos.
- (E) 99% do tempo – média de 3 anos.
- (F) 98% do tempo – média de 3 anos.
- (G) Não deve ser excedido mais de uma vez ao ano – média de 3 anos.

Na Tabela 11 são apresentados os valores-limite para material particulado do padrão de qualidade do ar da União Europeia. Pode-se observar que em termos do poluente MP<sub>10</sub>, os valores europeus são mais restritivos que os valores brasileiros (vide Tabela 9) e norte-americanos (vide Tabela 10). Enquanto que para o poluente MP<sub>2,5</sub>, a exigência é maior na legislação norte-americana.

**Tabela 11:** Padrões de qualidade do ar para material particulado da União Europeia (UE).

Fonte: DIRECTIVA 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho.

Poluente	Tempo de Amostragem	Concentração Máxima (µg/m <sup>3</sup> )	Nota
MP <sub>10</sub>	24 horas	50	(A)
	Anual	40	-
MP <sub>2,5</sub>	Anual	25	(B)

**NOTAS:**

(A) Não deve ser excedido mais de 35 vezes ao ano.

(B) À partir do ano 2020 o valor será de 20 µg/m<sup>3</sup>.

Embora exista uma legislação nacional para definir os valores máximos de determinados poluentes, os estados também possuem suas legislações próprias. A legislação estadual deve ser igual ou mais restritiva que a legislação federal. Em termos de legislação mais restritiva, pode-se citar o exemplo do Estado de São Paulo que recentemente, em 2013, publicou um decreto estipulando limites de concentração de poluentes mais restritivos que os da Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990). O Decreto n° 59113 (SÃO PAULO, 2013) propõe uma redução nas emissões em patamares intermediários até atingir um valor de padrão final semelhante ao indicado pela OMS.

Não existe prazo definido para que os valores propostos como meta final do Decreto n° 59113 passem a vigorar. Atualmente estão em vigor os valores estipulados para a primeira etapa (M1). A partir de estudos técnicos conduzidos pela CETESB e de avaliação dos resultados da primeira etapa é que serão propostas as datas de vigência das etapas seguintes. Os valores de concentração máxima para material particulado da meta inicial e do padrão final estão apresentados na Tabela 12.

Vale ressaltar que os valores do padrão final estipulado pelo Estado de São Paulo (vide Tabela 12) para  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$ , embora sejam os mesmos recomendados pela OMS, são mais restritivos que os valores limites da legislação americana (vide Tabela 10) e europeia (vide Tabela 11).

**Tabela 12:** Padrões de qualidade do ar para o Estado de São Paulo.

Fonte: Decreto nº 59113/2013 – Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2013).

Poluente	Tempo de Amostragem	Meta Etapa 1 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Padrão Final ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
$MP_{10}$	24 horas	120	50
	Anual	40	20
$MP_{2,5}$	24 horas	60	25
	Anual	20	10

### 3.7 DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

O estudo da dispersão atmosférica contribui na previsão dos impactos gerados por uma determinada fonte de poluição em um determinado local, chamado de receptor. Como já mencionado alguns poluentes podem permanecer por longos períodos na atmosfera e serem transportados, isto é, dispersos para lugares bem distantes de onde foram emitidos.

A dispersão dos poluentes depende de diversos fatores, como a topografia do local, das condições meteorológicas, principalmente dados de velocidade e direção dos ventos e estabilidade da atmosfera e até mesmo da presença de edificações ou obstáculos (MOTA, 2006). Em alguns casos, os poluentes presentes na atmosfera podem participar de processos químicos, resultando em diferentes poluentes ou de processos como nucleação e condensação. Todos esses processos interferem na análise da dispersão atmosférica, no entanto, neste trabalho não serão considerados esses efeitos no processo de dispersão. A Figura 25 apresenta de maneira ilustrativa o fenômeno da dispersão de poluentes, bem como os principais aspectos que influenciam no processo.



**Figura 25:** Fenômeno da dispersão de poluentes na atmosfera.  
Fonte: Adaptado de MOTA, 2006.

Ao analisar a representação da Figura 25, observa-se que um estudo de dispersão atmosférica consiste no conhecimento de diversas variáveis. Em relação às fontes emissoras é necessário conhecer a quantidade emitida e o tipo de

poluente que está sendo lançado na atmosfera. Conhecer os dados de relevo e solo da região de interesse, isto é, da área receptora também é fundamental para o estudo, além de dados detalhados das condições climáticas predominantes.

A contribuição de um estudo de dispersão atmosférica não é apenas para avaliar os impactos em uma determinada região, ele pode auxiliar na seleção e orientação de medidas de controle necessárias para reduzir ou eliminar os efeitos adversos da presença de um determinado poluente.

Nos itens a seguir serão detalhadas as principais variáveis que influenciam o estudo de dispersão atmosférica.

### **3.7.1 FONTES DE EMISSÕES**

As fontes de emissões precisam ser caracterizadas em termos do tipo de poluente lançado na atmosfera, da taxa de emissão deste poluente, da sua localização, de suas dimensões e condições de operação.

A taxa de emissão do poluente é obtida pelo inventário de emissões de uma determinada região ou planta industrial. O inventário de emissões pode ser elaborado a partir de monitoramento contínuo ou cálculos matemáticos que permitem quantificar as taxas lançadas na atmosfera. No item 4.1 desta dissertação será abordado mais detalhadamente como um inventário pode ser elaborado.

As fontes devem ser classificadas de acordo com suas dimensões e comportamento. Por exemplo, a chaminé de um forno industrial deve ser classificada como uma fonte pontual, pois, o lançamento dos poluentes na atmosfera ocorre pelo orifício da chaminé (diâmetro). As emissões evaporativas de uma lagoa de decantação, por exemplo, ocorrem em toda a superfície dessa lagoa, por esta razão, a lagoa deve ser classificada como uma fonte área.

Seguindo a mesma linha de raciocínio, uma pilha de estocagem de material sólido, como por exemplo, o coque de petróleo, armazenada em local aberto deve ser considerada uma fonte volume. As emissões decorrentes da ação do vento podem ocorrer em qualquer ponto da pilha, sendo as três dimensões (altura, comprimento e largura) importantes.

A fonte linha é utilizada quando as outras dimensões da fonte podem ser desprezadas, pois a medida principal é o comprimento. Um exemplo típico de fonte linha são as emissões veiculares em uma rodovia.

As informações como regime de operação, isto é, se são contínuas ou não e a localização dessas fontes também são necessárias para a modelagem do estudo de dispersão. Pode-se dizer que de todas as informações necessárias, a taxa de emissão do poluente é a que apresenta maior grau de dificuldade de obtenção.

### 3.7.2 DADOS CLIMÁTICOS

As propriedades elementares da atmosfera, calor, pressão, ventos e umidade são as responsáveis pelas variações de todos os fenômenos meteorológicos observados na atmosfera. A relação e a variação destes quatro elementos afetam os níveis de precipitação das chuvas, a intensidade e direção dos ventos, entre outros fatores. Essas interações podem se manifestar em diferentes escalas, desde escalas globais à escalas regionais ou locais (PEAVY, 1985).

As escalas de maior interesse para estudos de dispersão atmosférica e controle da poluição são as escalas regionais (mesoescala) e locais (microescalas), embora alguns casos de poluição sejam ocasionados pelos movimentos de massa de ar da escala global (macroescala). A diferenciação entre macro, meso e microescala é função da extensão horizontal que a movimentação da massa de ar atinge (PEAVY, 1985).

Define-se como Camada Limite Planetária (CLP)<sup>6</sup> a região vertical da atmosfera que é mais influenciada pelos efeitos da superfície terrestre. Esta região situa-se imediatamente acima da superfície terrestre e pode alcançar, em alguns casos, até 1,5 km de extensão. A CLP é fortemente influenciada pela turbulência, que por sua vez é função do gradiente de temperatura e da rugosidade do terreno (SPORTISSE, 2008).

A camada acima da CLP é denominada de atmosfera livre. O termo livre refere-se ao fato desta camada ser livre da influência da superfície terrestre. Na CLP observa-se uma diversificação do perfil de temperatura em diferentes horas do dia, enquanto que na camada da atmosfera livre, os perfis térmicos praticamente não se alteram (SPORTISSE, 2008).

A região de interesse para estudos de dispersão atmosférica é a CLP. Esta região por ser afetada pelas variações de temperatura através dos mecanismos de

---

<sup>6</sup> O termo em inglês referente à CLP é ABL, que significa *atmospheric boundary layer*, ou PBL, *planetary boundary layer*.

troca térmica, pela turbulência e pela ação do vento contribui de forma significativa para a dispersão ou concentração de um determinado poluente (SPORTISSE, 2008). Nos itens a seguir serão detalhados como cada parâmetro influencia no processo de dispersão atmosférica.

### **3.7.2.1 Calor**

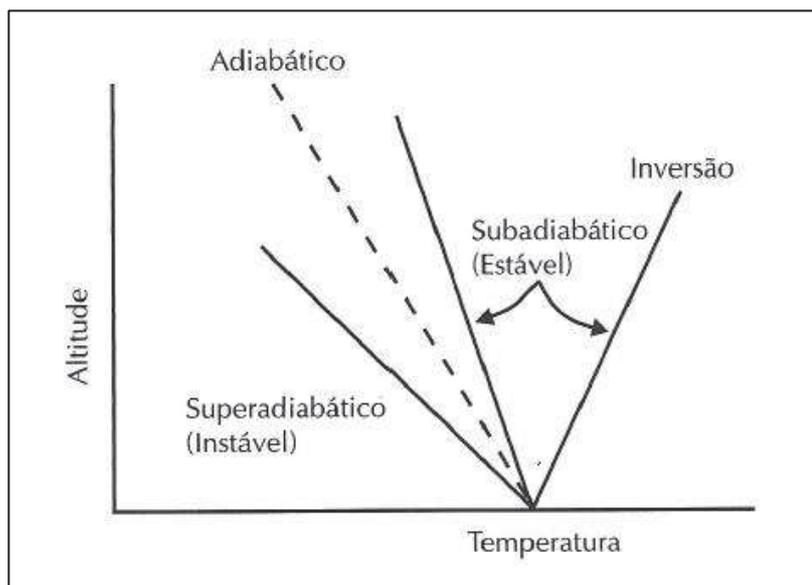
O calor pode ser considerado a variável mais crítica em relação às condições climáticas, funcionando como um catalisador das alterações ocorridas na atmosfera. Em termos práticos o calor está relacionado com a temperatura e, conseqüentemente, com a estabilidade da atmosfera. O perfil de temperatura da atmosfera afeta a dispersão vertical dos poluentes (PEAVY, 1985 e BRAGA et al., 2005).

Na camada mais superficial da atmosfera, ou seja, na troposfera, o perfil de temperatura é decrescente em função do aumento da altitude e do decréscimo da pressão. A redução de temperatura com a altitude é bem lenta quando a atmosfera está no seu estado de equilíbrio. Nessas condições não há movimentação de ar e o perfil de temperatura é dito de referência (SEINFELD e PANDIS, 2006).

Quando o gradiente de temperatura da atmosfera for maior que o gradiente de temperatura adiabático seco, isto é, se a redução de temperatura for mais acentuada que o perfil de referência, a atmosfera é dita superadiabática. Quando o gradiente for menor, a atmosfera é dita subadiabática (BRAGA et al., 2005).

Na condição superadiabática ocorre a movimentação das massas de ar verticalmente e conseqüentemente a dispersão dos poluentes. Enquanto que na condição subadiabática não há movimentação e o potencial de dispersão é reduzido, agravando os efeitos da poluição pela concentração dos poluentes. A atmosfera é dita instável quando está na condição superadiabática e estável quando está na condição subadiabática (BRAGA et al., 2005 e SEINFELD e PANDIS, 2006).

Em algumas situações o perfil de temperatura pode ter um comportamento oposto ao esperado, ou seja, ocorre o aumento da temperatura com a altitude. Este fenômeno é denominado de inversão térmica, sendo considerado um grau elevado de estabilidade de atmosfera, prejudicando a dispersão dos poluentes (PEAVY, 1985 e SEINFELD e PANDIS, 2006). A Figura 26 ilustra as condições da atmosfera em relação a sua estabilidade.



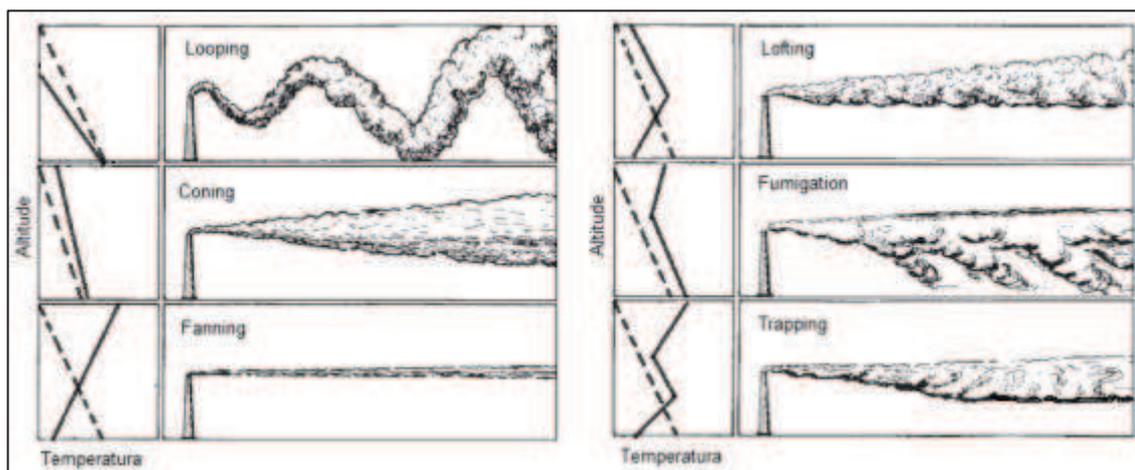
**Figura 26:** Condições de estabilidade da atmosfera.  
Fonte: BRAGA et al., 2005.

O fenômeno da inversão térmica pode ocorrer por dois mecanismos diferentes, por radiação e subsidência. A inversão térmica originada por radiação ocorre normalmente nas noites de inverno, quando o resfriamento da superfície terrestre é mais intenso que o das camadas de ar. A camada de inversão por radiação pode atingir altitudes da ordem de 100m (PEAVY, 1985 e BRAGA et al., 2005).

A inversão térmica por subsidência é formada pelas correntes de ar descendentes dos sistemas de alta pressão. A compressão causada por essas correntes aquece o ar, resultando na inversão térmica. Tal situação pode perdurar durante dias e atingir até 1500m de altitude (PEAVY, 1985 e VALLERO, 2014).

A situação de inversão térmica é indesejada, independente do mecanismo de origem, pois prejudica a dispersão dos poluentes na atmosfera, concentrando-os em um determinado local.

O comportamento da temperatura em relação à altitude das camadas de ar presentes na atmosfera é de fundamental importância para identificar o grau de estabilidade da atmosfera e, conseqüentemente, o comportamento favorável à dispersão dos poluentes. A Figura 27 apresenta o comportamento de uma pluma de poluentes emitidos por uma chaminé em função do gradiente de temperatura.



**Figura 27:** Tipos de plumas em função do gradiente de temperatura.  
 Fonte: Adaptado de VALLERO, 2014.

Quando o perfil térmico é superadiabático ocorre a dispersão da pluma de poluentes do tipo *looping*. Nesta condição, a atmosfera é instável ocasionando uma rápida mistura dos poluentes. A turbulência presente pode direcionar a massa de poluentes para o nível do solo, em regiões próximas à chaminé. A pluma do tipo *coning* ocorre em condições subadiabáticas, e por esta razão, a dispersão dos poluentes é mais lenta quando comparada à pluma do tipo *looping*. Entretanto, a distância percorrida pela pluma *coning* até que atinja o nível do solo é maior que no caso da pluma *looping* (PEAVY, 1985).

A pluma tipo *fanning* é característica de condições extremamente estáveis, onde a mistura é praticamente inexistente. Esta situação é percebida em locais com inversão térmica. Se a origem for uma inversão térmica por radiação, a situação pode ser contornada construindo chaminés com altura superior à camada de inversão. No entanto, esta solução não é viável para inversões por subsidência que atingem altitudes elevadas (PEAVY, 1985).

Pode-se dizer que a pluma *fumigation* é uma situação agravada da pluma tipo *fanning*. Quando a situação de inversão térmica é desfeita pela presença do sol, por exemplo, ocorre a mistura dos poluentes com as correntes de ar. Essa mistura ocorre nas camadas mais superficiais e provoca um aumento da concentração dos poluentes próximo ao nível do solo (BRAGA et al., 2005).

A pluma do tipo *lofting* ocorre quando a dispersão dos poluentes é feita em uma altura superior à da camada de inversão. Quando a pluma fica retida entre duas camadas de inversão tem-se a pluma do tipo *trapping* (BRAGA et al., 2005).

### **3.7.2.2 Pressão**

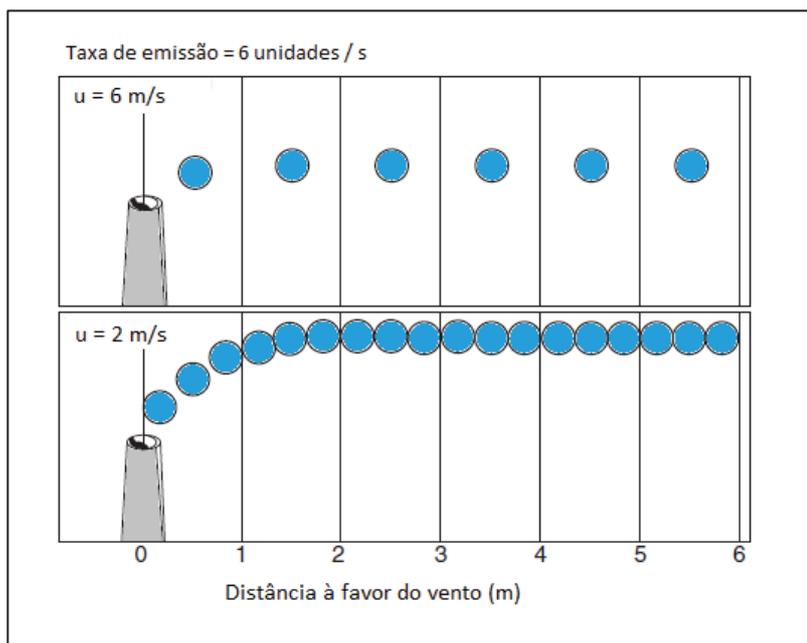
A pressão também é uma variável importante na caracterização dos fenômenos meteorológicos. A movimentação dos sistemas de alta e/ou baixa pressão causam muitas variações na meteorologia do local (PEAVY, 1985).

Os sistemas de alta pressão são mais estáveis que os sistemas de baixa pressão, sendo, portanto, menos favoráveis a dispersão dos poluentes e geralmente possuem muitos problemas relacionados à qualidade do ar. Nos sistemas de baixa pressão a dispersão é favorecida devido à instabilidade característica deste sistema (PEAVY, 1985).

### **3.7.2.3 Vento**

A direção e velocidade dos ventos são os fatores de maior influência na dispersão dos poluentes. A direção dos ventos determinará a trajetória do poluente a partir da fonte emissora, enquanto que a velocidade irá definir a concentração do poluente próximo à fonte emissora e o tempo necessário para que tal poluente atinja a fonte receptora (PEAVY, 1985 e VALLERO, 2014).

Quanto maior for a velocidade dos ventos, menor a concentração do poluente próximo à fonte emissora, considerando uma mesma taxa de emissão. O tempo necessário para que um determinado poluente atinja uma fonte receptora é inversamente proporcional à velocidade dos ventos, quanto menor a velocidade, maior o tempo necessário (VALLERO, 2014). A Figura 28 ilustra o efeito da velocidade dos ventos na concentração de um determinado poluente.



**Figura 28:** Efeito da velocidade dos ventos na concentração de poluente.  
Fonte: Adaptado de VALLERO, 2014.

A velocidade do vento, em geral, é função da altura, conforme a fórmula apresentada na Equação 1. Para maiores valores de altura têm-se maiores valores de velocidade (PEAVY, 1985).

$$\frac{u_h}{u_0} = \left(\frac{h}{h_0}\right)^p \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

$u_h$  → velocidade do vento na altura  $h$  [m/s];

$u_0$  → velocidade do vento na altura  $h_0$  [m/s];

$h$  → altura de interesse [m];

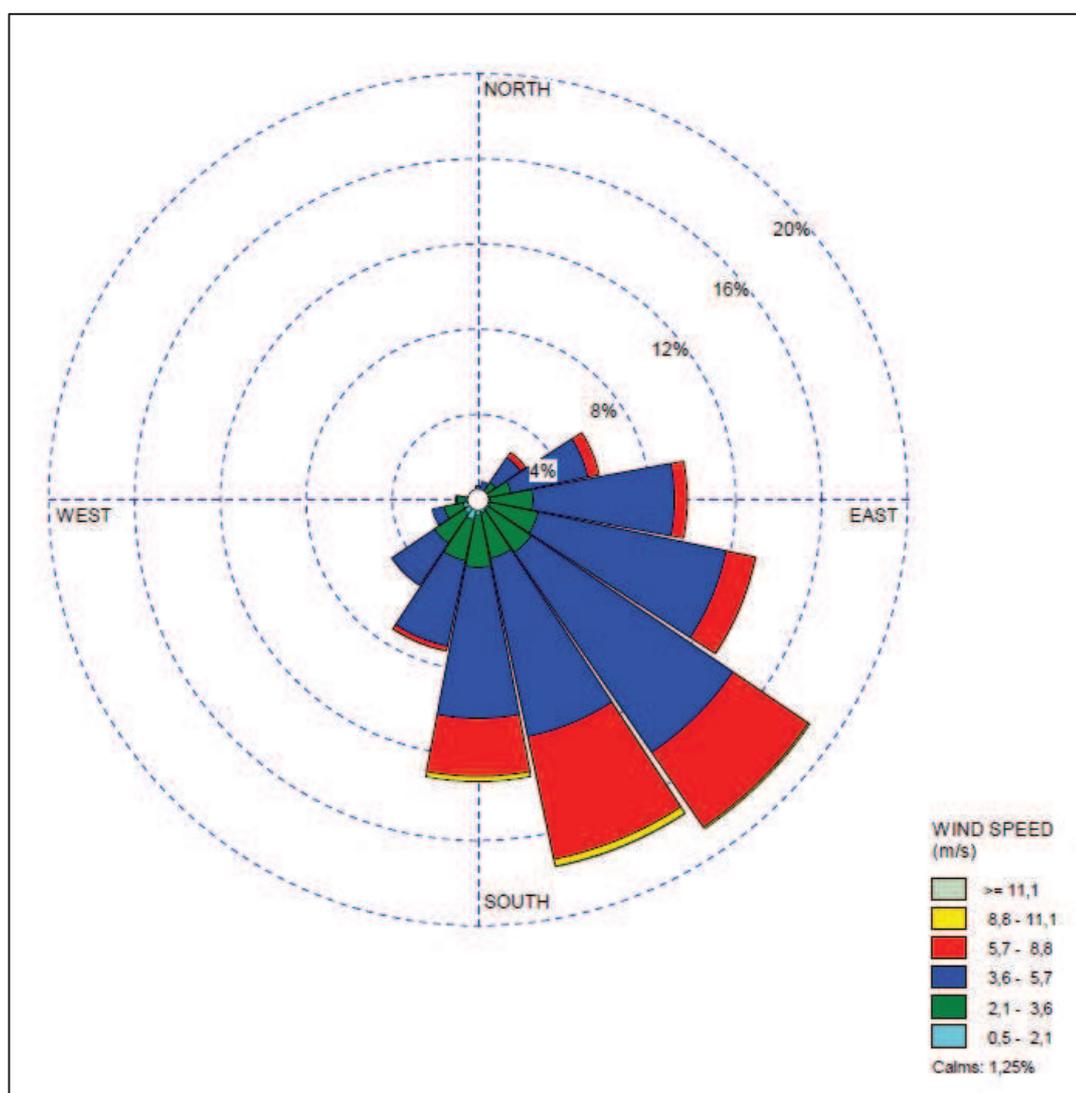
$h_0$  → altura na qual existe medição da velocidade [m];

$p$  → coeficiente cujo valor está entre 0,1 a 0,4 – valor típico = 1/7;

A forma mais comum de apresentar os dados relativos à direção e à velocidade dos ventos é na forma gráfica com a rosa dos ventos. Essa representação é importante, pois mostra além da direção predominante, as demais direções possíveis, bem como a faixa de velocidade em cada direção.

Ocasionalmente a dispersão pode ocorrer em diferentes direções, a depender das características dos ventos na região (PEAVY, 1985).

Na Figura 29 está ilustrado um exemplo de rosa dos ventos. Nesta ilustração, pode ser observado que a direção sul é a direção predominante dos ventos, seguida pela direção sudeste. A velocidade predominante está na faixa de 3,6 a 5,7 m/s, mas em algumas situações podem ser superiores, alcançando a faixa de 5,7 a 8,8 m/s e em raras situações podem atingir velocidade da ordem de 8,8 a 11,1 m/s.



**Figura 29:** Modelo de Rosa dos Ventos.

Fonte: Dados meteorológicos da estação utilizada no estudo de caso (média de três anos: 2006, 2007 e 2008).

#### **3.7.2.4 Umidade**

A umidade é uma forma de quantificar a presença de água no ar atmosférico. Afeta principalmente a quantidade de radiação recebida do sol e em alguns casos, funciona como um catalisador na formação de poluentes secundários (PEAVY, 1985).

As precipitações podem ser consideradas como medidas de limpeza do ar atmosférico, uma vez que removem os poluentes particulados e gasosos solúveis presentes na atmosfera. Em contrapartida, podem ser prejudiciais quando removem os óxidos de enxofre, causando a chuva ácida (PEAVY, 1985).

#### **3.7.3 TOPOGRAFIA**

O conhecimento da topografia da região a ser estudada é de fundamental importância para analisar a dispersão de um poluente. O relevo muito acidentado, com muitas encostas e montanhas propicia a formação de áreas de estagnação de vento, dificultando a dispersão dos poluentes. Diferentemente das regiões litorâneas, onde a brisa marítima auxilia no processo de dispersão dos poluentes (BRAGA et al., 2005).

Outro aspecto importante é o uso do solo, a presença de grandes edifícios e demais construções podem funcionar como uma barreira, impedindo a dispersão dos poluentes (BRAGA et al., 2005).

### 3.8 MODELAGEM MATEMÁTICA

Os processos que ocorrem na atmosfera podem ser representados através de equações e/ou correlações entre as variáveis que são características destes processos. Em outras palavras, a utilização de modelagem matemática é uma ferramenta que contribui para os estudos de dispersão atmosférica, permitindo que os fenômenos meteorológicos sejam descritos por equações matemáticas, possibilitando o cálculo da concentração de um determinado poluente em um determinado local no espaço (PEAVY, 1985; BRAGA et al., 2005 e ZANNETTI, 2008).

Para que um modelo matemático represente de forma mais fidedigna a realidade é necessário que os dados de entrada sejam os mais fiéis possíveis à realidade a ser estudada. Como detalhado nos itens anteriores, são diversos fatores que impactam o processo de dispersão. A Figura 30 apresenta um diagrama de blocos simplificado dos principais dados de entrada para um estudo de dispersão atmosférica.

Não existe um modelo único que represente o processo de dispersão atmosférica. Na literatura podem ser encontrados diversos modelos utilizados para descrever o fenômeno da dispersão dos poluentes. No entanto, cada modelo possui suas limitações e simplificações que devem ser consideradas para garantir que a escolha represente a situação a ser modelada.



**Figura 30:** Diagrama de blocos com principais dados de entrada de um modelo de dispersão.

Fonte: Adaptado de NALDONI et al., 2011.

### 3.8.1 TIPOS DE MODELO

Os modelos de dispersão atmosférica podem ser classificados de acordo com sua funcionalidade e estrutura matemática. Quanto à funcionalidade podem ser modelos de diagnóstico ou de prognóstico. Em relação à estrutura matemática, isto é, em relação ao método utilizado na resolução das equações formuladas, os modelos são identificados como eulerianos, lagrangeanos e gaussianos ou semi-lagrangeanos (ZANNETTI, 2008).

Nos itens a seguir serão apresentados mais detalhes sobre cada tipo de modelo mencionado no parágrafo anterior.

### **3.8.1.1 Relativo à Funcionalidade**

- **Modelos de Diagnóstico**

Os modelos de diagnóstico são utilizados para prever o comportamento de uma pluma na atmosfera baseado em valores conhecidos das variáveis de estado e das variáveis dinâmicas em um determinado período de tempo. Neste tipo de modelo, as variáveis pressão, temperatura, velocidade e direção dos ventos, umidade, entre outras, são consideradas constantes ou variando linearmente de uma condição para outra. Por esta razão, a aplicabilidade deste tipo de modelo está restrita às condições atmosféricas bem determinadas (ZANNETTI, 2008).

- **Modelos de Prognóstico**

Os modelos de prognóstico descrevem a atmosfera em uma condição futura, tomando como base as informações atuais e passadas. Neste tipo de modelo, são utilizadas equações diferenciais para as variáveis de estado e dinâmicas considerando a alteração com o tempo (ZANNETTI, 2008).

### **3.8.1.2 Relativo à Estrutura Matemática**

- **Modelo euleriano**

O sistema de referência do modelo Euleriano é fixo em relação à Terra e considera que a massa de ar se movimenta em relação a este ponto fixo (ZANNETTI, 2008). Neste tipo de modelo é considerada a conservação da massa de um determinado poluente e as equações são resolvidas de forma numérica. Para que seja possível a obtenção de uma única solução são necessárias restrições adicionais ao modelo. Geralmente estão associados aos modelos de prognósticos para as condições meteorológicas (ZANNETTI, 2008).

- **Modelo lagrangeano**

Nos modelos lagrangeanos o referencial não é fixo, pelo contrário, movimenta-se com as massas de ar (ZANNETTI, 2008).

Em termos computacionais, os resultados dos modelos lagrangeanos são fortemente dependentes do intervalo de tempo considerado. Quanto maior o

intervalo de tempo considerado entre uma situação e outra, menos exato será o resultado obtido (ZANNETTI, 2008).

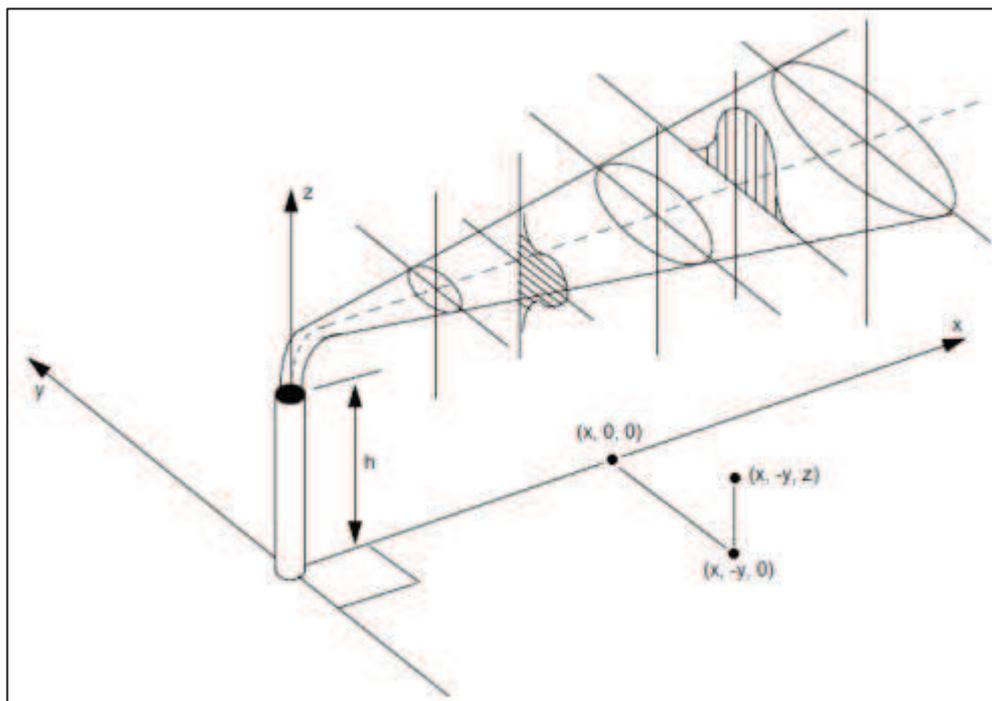
A pluma é considerada como sendo um conjunto de segmentos (*puffs*) cujo movimento e crescimento são determinados pelo comportamento dinâmico e turbulento do ambiente em estudo. Este tipo de modelagem apresenta como desvantagem o fato de que entre os segmentos (entre os *puffs*) a concentração do poluente é considerada zero, como se não existisse. Na prática, não é este o comportamento de uma pluma, onde o poluente está presente em toda a extensão (ZANNETTI, 2008).

- **Modelo gaussiano**

O modelo gaussiano é um modelo semi-lagrangeano, isto é, uma combinação dos modelos euleriano e lagrangeano (ZANNETTI, 2008). O nome gaussiano é devido à consideração de que a dispersão da pluma de uma determinada fonte possui comportamento similar a uma distribuição gaussiana. Esse comportamento gaussiano pode ser observado nos eixos y e z, largura e altura da pluma, respectivamente (PEAVY, 1985). A Figura 31 ilustra o comportamento gaussiano de uma pluma natural de uma chaminé.

A modelagem do fenômeno de dispersão pelo modelo gaussiano considera uma série de simplificações que podem restringir sua aplicação. No entanto o uso de modelos mais sofisticados requerem dados mais aprimorados para a sua resolução, o que pode tornar a utilização destes modelos inviáveis em algumas situações (BRAGA et al., 2005).

Para a modelagem é considerado o comportamento no estado estacionário, portanto, não são consideradas as variações da direção, sentido ou intensidade dos ventos. Assume-se um comportamento constante e homogêneo para as condições meteorológicas. Tal consideração pode ser válida para regiões próximas à fonte emissora, mas com o distanciamento da pluma, as variações podem ser mais significativas e desta forma, comprometer o resultado do modelo (BRAGA et al., 2005 e VALLERO, 2014).



**Figura 31:** Sistema de coordenadas de uma distribuição gaussiana.  
 Fonte: Adaptado de PEAVY, 1985.

Em relação à turbulência, o modelo gaussiano considera que seu efeito é desprezível na direção dos ventos (eixo  $x$ ) frente ao efeito mais significativo da advecção nesta direção. Nas demais direções ( $y$  e  $z$ ) é considerado o comportamento constante. Quanto à taxa de emissão das fontes poluidoras, são consideradas constantes ao longo do tempo, não permitindo variações (BRAGA et al., 2005).

Outra simplificação do modelo é que não são considerados os mecanismos de remoção dos poluentes, seja por deposição dos materiais particulados, por exemplo, ou pela lavagem dos poluentes pela ação da chuva. Também não é considerada a formação de poluentes secundários devido às reações químicas que podem ocorrer na atmosfera (BRAGA et al., 2005 e VALLERO, 2014).

O modelo gaussiano possui também como limitação quesitos relativo ao terreno. Neste tipo de modelo não é possível caracterizar terrenos com rugosidade complexas (BRAGA et al., 2005).

Segundo o modelo gaussiano, a concentração de um determinado poluente em uma dada coordenada  $(x, y, z)$  pode ser obtido pela Equação 2, para uma fonte pontual localizada nas coordenadas  $(0, 0, H)$ .

$$C_{(x,y,z)} = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \times e^{\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)} \times \left\{ e^{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H-z}{\sigma_z}\right)^2\right]} + e^{\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{H+z}{\sigma_z}\right)^2\right]} \right\} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

C → concentração do poluente [g/m<sup>3</sup>];

Q → taxa de emissão [g/s];

u → velocidade do vento [m/s];

x → coordenada horizontal na direção do vento [m];

y → coordenada horizontal transversal ao vento [m];

$\sigma_y$  → desvio-padrão da distribuição da pluma ao longo da direção y [m];

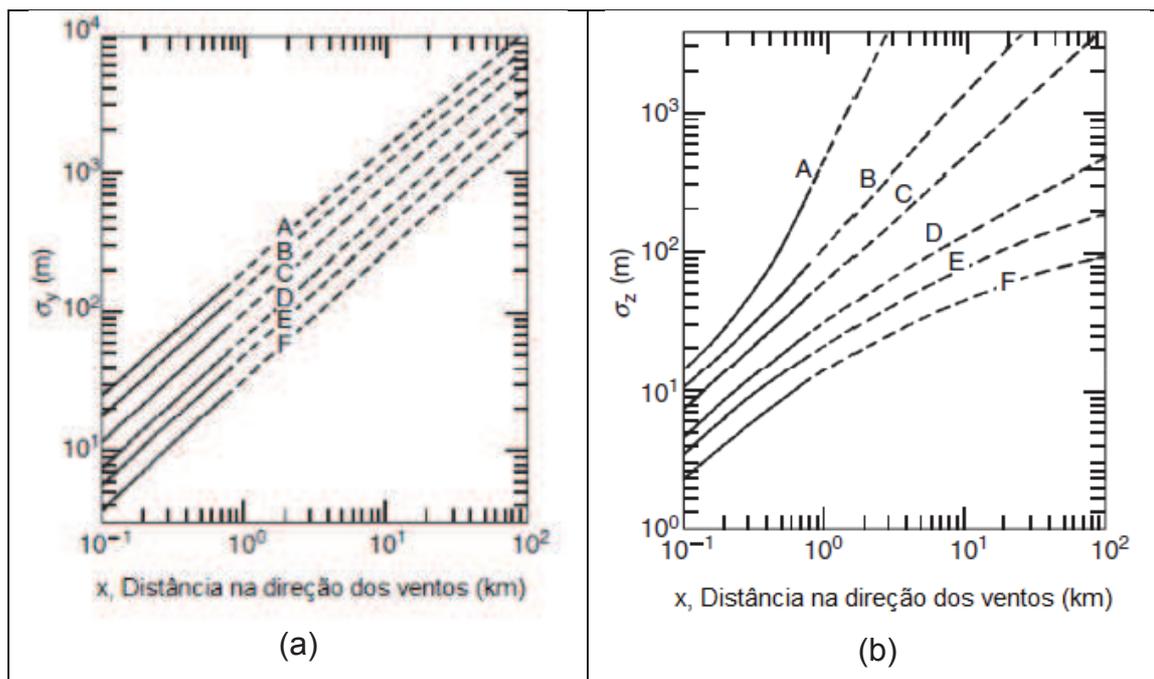
H → altura efetiva da emissão [m];

z → coordenada vertical acima do solo [m];

$\sigma_z$  → desvio-padrão da distribuição da pluma ao longo da direção z [m];

Os valores de desvio-padrão da pluma, na direção transversal ao sentido dos ventos ( $\sigma_y$ ) e na em relação à altura da pluma ( $\sigma_z$ ), são função da distância na direção dos ventos e também da condição de estabilidade da atmosfera (PEAVY, 1985). A Figura 32 apresenta a forma gráfica de obtenção dos valores para aplicação na Equação 2, proposta por Pasquill-Gifford.

As letras A, B, C, D, E, F presentes nas curvas apresentadas na Figura 32 representam as classes de estabilidade propostas por Pasquill-Gifford e são caracterizadas como: extremamente instável (A), moderadamente instável (B), ligeiramente instável (C), neutra (D), ligeiramente estável (E), moderadamente estável (F). A Tabela 13 fornece informações de como a classificação da estabilidade atmosférica deve ser feita (VALLERO, 2014).



**Figura 32:** Valores de  $\sigma_y$  (a) e  $\sigma_z$  (b) em relação à distância na direção dos ventos e da estabilidade da atmosfera.

Fonte: Adaptado de VALLERO, 2014.

**Tabela 13:** Classes de Estabilidade da Atmosfera segundo Pasquill.

Fonte: Adaptado de PEAVY, 1985 e VALLERO, 2014.

Velocidade dos ventos (m/s)	Nível de Insolação durante o dia <sup>1</sup>			Noite <sup>2</sup>	
	Forte	Moderado	Leve	Céu encoberto	Céu claro
< 2	A	A – B	B	-	-
2 – 3	A – B <sup>3</sup>	B	C	E	F
3 – 5	B	B – C	C	D	E
5 – 6	C	C – D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

**NOTAS:**

(1) Nível forte de insolação corresponde a um dia de verão ensolarado ao meio-dia. Nível leve corresponde a um dia ensolarado do inverno.

(2) Noite refere-se ao período 1h antes do pôr-do-sol e 1h depois do nascer do sol;

(3) Para classes A-B utilizar a média dos valores entre A e B, e assim por diante;

### 3.9 MODELOS COMERCIAIS

Os modelos comerciais de dispersão atmosférica são ferramentas que auxiliam no cálculo da concentração e na previsão do comportamento de um determinado poluente na atmosfera. Tais modelos são necessários devido ao grande número de fontes emissoras, a complexidade dos dados meteorológicos e dos dados topográficos.

Os modelos podem ser classificados em *screening* ou refinados. Geralmente, os modelos do tipo *screening* são empregados para avaliar se é necessário adotar um modelo refinado. Os exemplos de modelos *screening* são os AERSCREEN, SCREEN3, VALLEY, entre outros. Entre os modelos refinados destacam-se os modelos AERMOD e CALPUFF (U.S. EPA, 2015).

Nos itens a seguir, serão apresentadas as principais características dos modelos refinados ISC3, AERMOD e CALPUFF por serem os modelos mais utilizados nos estudos de dispersão atmosférica.

#### 3.9.1 INDUSTRIAL SOURCE COMPLEX - ISC3

O modelo comercial ISC3 é um modelo gaussiano em estado estacionário que pode ser utilizado para calcular a concentração de um determinado poluente oriundo de diversas fontes, inclusive de um complexo industrial. As fontes podem ser do tipo pontual, área, volume e linha (U.S. EPA, 2015).

Deve ser considerado um poluente por vez nas simulações. O modelo calcula a concentração de poluentes primários e considera a sedimentação, deposição e a remoção por lavagem dos poluentes (U.S. EPA, 2015).

A pluma é calculada como uma linha reta na direção do vento para todas as distâncias. Os perfis de velocidade e direção dos ventos são considerados constantes e uniformes e não são considerados os ventos na direção vertical. São considerados perfis diferenciados para regiões rurais e urbanas (U.S. EPA, 1995).

Este modelo foi amplamente utilizado e recomendado pela EPA até o ano de 2006. Após esta data, o modelo recomendado passou a ser o AERMOD.

### 3.9.2 AERMOD

Assim como o ISC3, o AERMOD é um modelo comercial em estado estacionário que permite calcular a concentração de um determinado poluente oriundo de múltiplas fontes. O AERMOD conta com um pré-processador de dados meteorológicos, AERMET, e um pré-processador de terrenos complexos, AERMAP (U. S. EPA, 2015). Atualmente é o modelo comercial recomendado pela U.S. EPA para a elaboração de estudos de dispersão atmosférica, também é o modelo aceito pelos principais órgãos ambientais do Brasil, como a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e o Instituto Estadual do Meio Ambiente do Rio de Janeiro (INEA).

Pode-se dizer que o AERMOD reúne as principais funções do ISC3, porém apresenta muitas melhorias em relação ao seu predecessor. Uma das principais diferenças está relacionada aos dados meteorológicos. O AERMOD é capaz de lidar com perfis de ventos, temperaturas e turbulência, enquanto que o ISC3 considera apenas perfis de velocidade dos ventos (U.S. EPA, 2003).

O AERMOD considera como modelo de pluma o modelo gaussiano nas direções horizontal e vertical para condições estáveis da atmosfera. No entanto, para as condições instáveis, o modelo considera uma função não-gaussiana para a direção vertical. Essa consideração faz com que o AERMOD represente com mais precisão à realidade do que o modelo do ISC3 (U. S. EPA, 2003).

Outra vantagem do modelo AERMOD quando comparado ao ISC3 é em relação à taxa de crescimento da pluma. O AERMOD considera perfis horizontais e verticais de turbulência enquanto que o ISC3 considera apenas 6 classes de estabilidade (U. S. EPA, 2003).

### 3.9.3 CALPUFF

O modelo CALPUFF difere do AERMOD e do ISC3 por não considerar o comportamento da pluma como uma linha contínua e sim como um conjunto de vários segmentos, denominados de *puffs*. Difere também por permitir a análise de múltiplos poluentes e por ser realizado no estado não-estacionário (U.S. EPA, 2015).

A vantagem do modelo por utilizar o conceito de *puffs* para simular uma pluma é que tais *puffs* podem ter sua direção alterada conforme a variação da direção dos ventos (U.S. EPA, 1998).

A escala de aplicação do CALPUFF pode variar de dezenas a centenas de quilômetros. Considera também a transformação química de um determinado poluente, permitindo que sejam analisados também os poluentes secundários. Em termos de complexidade dos dados meteorológicos e de terreno, pode-se considerar que os modelos AERMOD e CALPUFF são similares (U.S. EPA, 2015).

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 INVENTÁRIO DE EMISSÕES

Segundo a definição da agência americana U.S. EPA um inventário de emissões é um banco de dados que contém informações dos poluentes legislados emitidos na atmosfera de uma determinada região em um determinado período de tempo (U.S. EPA, 2015). As informações contidas em um inventário de emissões são importantes para identificar as principais fontes emissoras e os poluentes que estão sendo emitidos em maior quantidade ou aqueles que possam causar algum dano ao meio ambiente (VALLERO, 2014).

Os inventários de emissões também são utilizados para definir estratégias de controle da poluição ambiental, além de auxiliarem no gerenciamento da qualidade do ar. As informações contidas em um inventário podem contribuir para definir locais onde necessitam de monitoramento da qualidade do ar ou alimentar estudos de dispersão atmosférica para definir a abrangência das emissões (VALLERO, 2014).

A grande dificuldade para elaborar um bom inventário de emissões é saber quantificar corretamente o montante que está sendo emitido na atmosfera. Existem diversas técnicas que podem ser empregadas para estimar as emissões de uma determinada fonte. Entre as mais utilizadas destacam-se as medições por monitoramento contínuo, testes em fontes, balanço material, análise de combustível, fatores de emissão e modelos de emissão (ZANNETTI, 2008).

O monitoramento contínuo das emissões é feito com o auxílio de aparelhos tipo CEMS (sigla do inglês para *continuous emissions monitoring systems*). Neste tipo de monitoramento, as emissões são medidas continuamente (ZANNETTI, 2008). O uso desses aparelhos, geralmente, está condicionado ao tipo de fonte a ser monitorada. Normalmente fontes com grandes variações nas emissões ou de grande impacto possuem tal sistema.

Os testes em fontes ou o monitoramento discreto são mais utilizados no Brasil quando comparado ao monitoramento contínuo. A principal razão é em relação ao custo de operação do sistema contínuo frente à opção de monitoramento discreto. No monitoramento discreto ou nos testes em fontes a medição é realizada durante um determinado período de tempo e os valores obtidos são extrapolados para determinar as emissões totais. Em determinadas situações, as medições realizadas

em uma fonte podem ser extrapoladas para outras fontes similares (ZANNETTI, 2008).

O balanço material pode ser empregado como uma ferramenta para estimar as emissões nos processos bem caracterizados, isto é, onde as entradas e saídas são bem quantificadas e as informações estão disponíveis. As emissões são calculadas pela diferença entre as entradas e saídas da envoltória de interesse. Processos com reação química podem ser um limitante para aplicação desta técnica, a menos que as reações sejam bem caracterizadas e a taxa de degradação ou formação de novas substâncias seja conhecida. Outras limitações estão relacionadas aos erros das medições e as quantidades envolvidas no processo. Os erros das medições podem se propagar nos valores das emissões, sub ou superestimando as taxas de emissão dos poluentes. Quanto às quantidades envolvidas no processo, se as entradas e saídas forem muito maiores que a quantidade emitida o erro embutido nos cálculos também poderá ser grande (ZANNETTI, 2008).

A análise do combustível pode ser uma técnica aplicada isolada ou em conjunto com a medição discreta ou balanço material. Conhecer os contaminantes presentes auxilia na previsão dos poluentes que serão emitidos pós queima. Esta técnica, ao ser utilizada de maneira isolada, considera que todo o contaminante presente no combustível será emitido. Quando adotada em conjunto com as medições discretas, por exemplo, pode permitir que as extrapolações sejam realizadas para condições diferentes daquelas durante as medições (ZANNETTI, 2008).

Os fatores de emissão são taxas que correlacionam a quantidade emitida de um determinado poluente com a atividade geradora. Essas taxas podem ser expressas por números ou por equações que correlacionam variáveis significativas para o processo. Os fatores de emissão podem ser definidos para uma fonte, para um processo ou até mesmo para uma planta industrial completa (ZANNETTI, 2008). No item 4.2, as características dos fatores de emissão serão abordadas em detalhes.

Os modelos de emissão são modelos desenvolvidos empiricamente para estimar as emissões de determinadas fontes (ZANNETTI, 2008). A U.S. EPA disponibiliza os modelos TANKS e WATER9 para estimar as emissões decorrentes de tanques de estocagem de combustíveis líquidos e sistemas de tratamento de

efluentes, respectivamente. Outros modelos podem ser encontrados no site da U.S. EPA.

Analisando as técnicas descritas anteriormente, pode-se agrupá-las em três categorias: monitoramento, balanço material e estimativa. O monitoramento pode ser contínuo ou discreto, mas corresponde a uma medição das emissões realizada na fonte. O balanço material é uma forma de cálculo baseada no conhecimento das demais entradas e saídas do processo, enquanto que as estimativas são as formas de quantificar as emissões à partir de alguma informação que possa ser correlacionada à fonte emissora ou à atividade geradora. O que direciona qual das técnicas será empregada para a realização do inventário são as informações disponíveis de cada fonte e/ou processo. O custo associado a cada técnica também é uma fator crítico no processo de escolha.

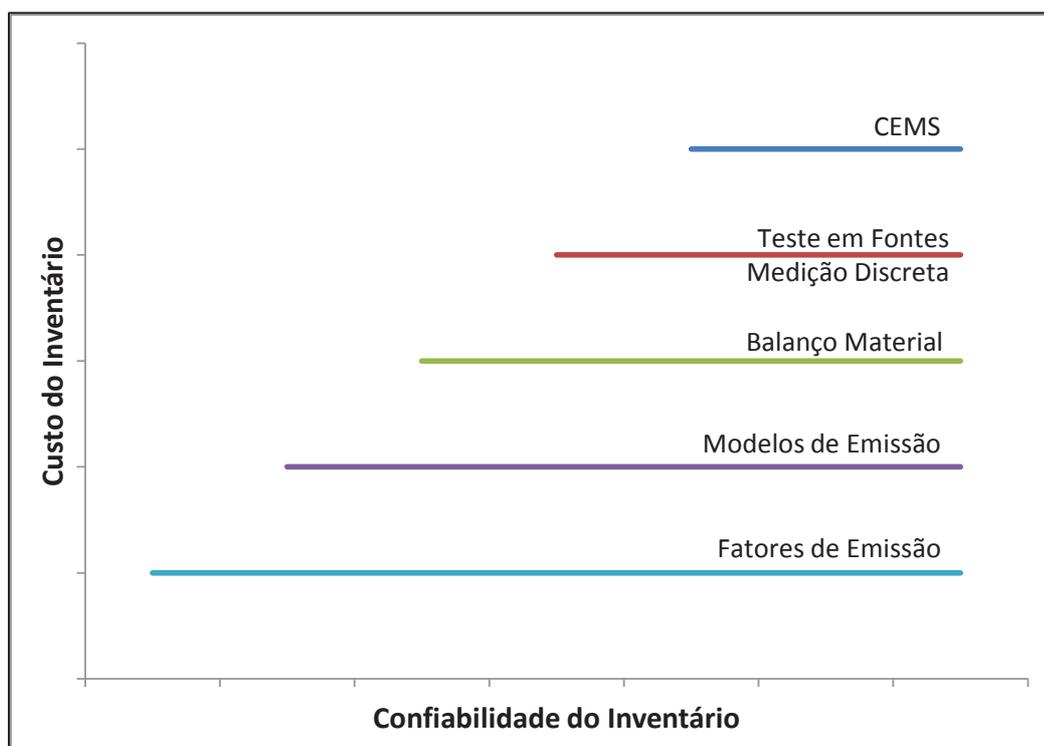
A confiabilidade das informações presentes em um inventário de emissões é função da técnica utilizada para criar tal inventário. As técnicas de monitoramento são tidas como as que resultam em informações mais confiáveis quando comparadas às técnicas de balanço e/ou estimativa. No monitoramento as emissões são quantificadas pela medição direta, o que garante uma maior precisão nos resultados quando comparado às estimativas ou balanço material. Geralmente, nestas técnicas são necessárias algumas aproximações ou considerações, pois nem todos os dados estão disponíveis, aumentando as incertezas dos cálculos.

Na Figura 33 é apresentada a relação custo x confiabilidade das principais técnicas utilizadas na elaboração de um inventário. A partir desta figura é possível perceber que todas as técnicas utilizadas podem apresentar dados de confiabilidade semelhantes desde que sejam alimentadas com informações precisas.

A preocupação com a qualidade dos dados que irão alimentar um inventário de emissões pode ser verificada nas publicações das agências americana (RTI, 2015) e europeia (EEA, 2013). Ambas as publicações apresentam diversas opções de metodologia para cálculo das emissões de uma mesma fonte ou mesmo poluente, diferindo conforme a complexidade dos dados exigidos e acurácia dos resultados desejados.

A publicação americana para estimar as emissões de refinarias de petróleo (*Emissions Estimation Protocol for Petroleum Refinery*) apresenta cinco níveis de cálculos (no inglês denominados de *Ranks*), sendo a mais rigorosa a metodologia 1 (*Rank 1*) e a menos rigorosa a metodologia 5 (*Rank 5*). Como regra geral pode-se

dizer que as metodologias 1 e 2 (*Ranks* 1 e 2) correspondem às medições diretas, as metodologias 3 e 4 (*Ranks* 3 e 4) são técnicas de cálculos ou fatores de emissão específicos para a unidade ou para a fonte e a metodologia 5 (*Rank* 5) corresponde aos fatores de emissão genéricos (RTI, 2015).



**Figura 33:** Relação custo x confiabilidade das principais técnicas de elaboração de um inventário de emissões.

Fonte: Adaptado de ZANNETTI, 2008.

O guia técnico para elaboração de inventário da União Europeia apresenta os conceitos de camadas (*tiers*) para categorizar as metodologias aplicáveis na elaboração de um inventário. São utilizadas três camadas, denominadas de *Tier 1*, *Tier 2* e *Tier 3*. A metodologia descrita como *Tier 1* é a mais simples em termos de aplicação e menos refinada quando comparada às metodologias *Tier 2* e *Tier 3* (EEA, 2013).

Essa metodologia de camadas também é adotada pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) para classificar as metodologias para estimar as emissões fugitivas da indústria de óleo e gás. De maneira similar ao proposto pela agência europeia, a metodologia *Tier 1* é a mais

simples, enquanto que a metodologia *Tier 3* é a mais rigorosa (CHEREMISINOFF e ROSENFELD, 2009).

Independente da classificação utilizada seja por níveis (*Ranks*) ou por camadas (*Tiers*) deve-se sempre tentar adotar as técnicas mais rigorosas, pois apresentarão resultados mais confiáveis e robustos. As técnicas mais simples devem ser utilizadas quando os dados disponíveis não permitirem a utilização das metodologias mais aprimoradas (RTI, 2015).

Na literatura é possível encontrar diversas publicações com orientações para a realização de um inventário de emissões. As publicações podem ser abrangentes, envolvendo mais de uma atividade industrial, além de setores como agricultura e até mesmo fontes naturais como é o caso do guia técnico da EEA (EEA, 2013). Mas também podem ser específicas para um determinado segmento industrial conforme os manuais técnicos da agência australiana (NPI, 2015).

Algumas atividades industriais de maior relevância do ponto de vista de emissões, por exemplo, exploração, produção e refino de petróleo, possuem guias específicos para estimar as emissões. Como exemplo, pode-se citar os documentos: (i) *Code of Practice for Developing an Emission Inventory for Refineries and Terminals*, da Associação Canadense de Combustíveis (CFA, 2013); (ii) *Atmospheric Emissions Inventories Methodologies in the Petroleum Industry*, da ARPEL<sup>7</sup> (ARPEL, 1998); (iii) *Compendium of Greenhouse Gases Emissions Methodologies for the Oil and Gas Industry*, do API (API, 2009) e (iv) *Emission Estimation Protocol for Petroleum Refinery*, da U.S. EPA (RTI, 2015).

As metodologias apresentadas nos guias, manuais e procedimentos disponíveis na literatura podem ser utilizadas para elaborar inventários de emissões desde que sejam atendidas as premissas e considerações de cada documento. Cabe ao profissional analisar as limitações de cada metodologia proposta e avaliar a que melhor se enquadra na situação que se pretende representar.

Vale ressaltar que a elaboração de um bom inventário, mesmo aqueles que utilizam as técnicas mais rigorosas, não substitui de forma alguma a necessidade de um monitoramento da qualidade do ar. Os poluentes emitidos por uma determinada fonte podem reagir com componentes da atmosfera e se transformarem em espécies mais tóxicas (poluentes secundários) que não são computados nos

---

<sup>7</sup> ARPEL é a sigla para Associação Regional de Empresas de Petróleo e Gás Natural da América Latina e Caribe.

inventários, mas são identificados em um monitoramento da qualidade do ar (CHEREMISINOFF e ROSENFELD, 2009).

A quantificação das emissões provenientes do sistema de manuseio e estocagem de coque será realizada por meio de fatores de emissão. A opção por utilizar fatores de emissão é devido à dificuldade em realizar medições diretas, uma vez que as emissões são fugitivas. Além disso, mesmo que sejam utilizados equipamentos de coleta de material particulado, existe uma grande dificuldade em correlacionar com a fonte de origem. Em uma refinaria de petróleo são diversas fontes que emitem material particulado além do sistema de manuseio de coque, como as chaminés dos fornos e as unidades de craqueamento catalítico. Também não é possível estimar as emissões por balanço material, uma vez que as quantidades emitidas são significativamente menores que as quantidades movimentadas e/ou manuseadas.

## 4.2 FATORES DE EMISSÃO

A U. S. EPA define fator de emissão como sendo um valor representativo que relaciona a taxa de emissão de um determinado poluente com sua atividade geradora (US EPA, 1995). A Equação 3 indica a fórmula de cálculo das emissões utilizando o fator de emissão.

$$E_i = A \times EF_i \times \left(1 - \frac{ER_i}{100}\right) \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

$E_i$  → Taxa de emissão da atividade  $i$ ;

$A$  → Taxa da atividade geradora;

$EF_i$  → Fator de emissão da atividade  $i$ ;

$ER_i$  → Eficiência de redução nas emissões da atividade  $i$ ;

Como descrito pela U. S. EPA, o fator de emissão está relacionado a uma determinada atividade, sendo assim, para um mesmo poluente, pode haver diversos fatores de emissão associados a determinadas atividades geradoras (US EPA, 1995). Por exemplo, a emissão de CO decorrente da queima de combustíveis fósseis em fornos ou caldeiras para a geração de energia e a geração de CO pelos veículos automotivos. O poluente é o mesmo, monóxido de carbono, mas as atividades geradoras são diferentes, portanto, possuem valores diferentes para o fator de emissão.

Muitas agências ambientais possuem publicações indicando quais fatores de emissão devem ser utilizados para determinadas atividades. Normalmente são disponibilizadas mais de uma metodologia para cálculo, diferindo nos dados de entrada requeridos e na precisão final obtida. A agência americana U.S. EPA é a referência no assunto com o documento AP-42 que apresenta uma compilação dos fatores de emissão para diversos setores industriais. No entanto, a agência ambiental europeia, a EEA, também possui uma publicação com orientações para a realização de um inventário de emissões com a utilização de fatores de emissão, assim como a agência australiana com seus manuais técnicos.

Os fatores de emissão apresentados no AP-42 foram obtidos através de medições diretas na fonte, análises do balanço material de determinadas atividades

e correlações com processos similares ou modelos elaborados a partir de dados experimentais. Os fatores são ranqueados à partir do método utilizado para sua obtenção, isto é, da representatividade para determinada atividade, da quantidade de amostras realizadas, entre outros. Os fatores são classificados em A, B, C, D e E; os fatores “A” são os fatores de melhor qualidade, enquanto que os classificados como “E” são os que possuem qualidade baixa (U.S. EPA, 1995).

A classificação do fator de emissão é apenas um indicativo qualitativo dos dados utilizados na sua obtenção. A utilização de um fator de boa qualidade, para uma atividade com condições diferentes das utilizadas na obtenção do mesmo pode implicar em um decréscimo do grau de qualidade do fator. Essa classificação auxilia na avaliação do inventário realizado, definindo pontos de atenção e/ou melhorias na elaboração da quantificação das emissões.

Como mencionado anteriormente, além do documento da U.S. EPA, o AP-42, outras agências ambientais também possuem guias e manuais que apresentam fatores de emissão como possibilidade de cálculo para um inventário de emissões. O documento da EEA reúne informações sobre diversos setores industriais, agricultura e até mesmo de fontes naturais (EEA, 2013). A agência Australiana disponibiliza 94 manuais técnicos para estimar as emissões em diversos setores industriais (NPI, 2015). Entretanto, grande parte dos fatores de emissão apresentados nas publicações da agência australiana e europeia é oriunda do AP-42, documento da agência americana.

Embora a disponibilidade de documentos na literatura seja grande, muitos fatores são definidos para regiões específicas, em função das características de operação e das condições climáticas. Outra dificuldade encontrada é que nem todos os processos possuem fatores específicos, sendo determinados por associações a processos similares. O manuseio e estocagem de materiais sólidos é um exemplo destes processos.

No AP-42, o capítulo 13.2 destina-se as emissões de poeiras decorrentes de diversas atividades, como manuseio e pilhas de estocagem, ação do vento, emissões em vias pavimentadas e não pavimentadas, entre outros. Os fatores apresentados para cada uma das atividades citadas não é específico para um determinado material, pelo contrário, é abrangente para quaisquer materiais sólidos.

Embora os fatores sejam abrangentes, eles foram obtidos por experimentos com uma gama limitada de material sólido. Por esta razão, ao extrapolar os fatores

para qualquer produto sólido pode haver alguma divergência entre os valores reais emitidos e os valores calculados. Para contornar tal situação, a grande parte dos fatores é expressa por fórmulas matemáticas que consideram características meteorológicas, como velocidade dos ventos, por exemplo, e, parâmetros que caracterizam o material sólido como o teor de finos e a umidade.

No trabalho publicado por Monfort et al (2011) são utilizados os fatores de emissão para quantificar as emissões de  $MP_{10}$  provenientes das indústrias de cerâmicas. No trabalho citado, os fatores de emissão utilizados são comparados aos dados experimentais para comprovar a aderência na utilização dos mesmos para elaboração de um inventário. Foram utilizados os fatores de emissão disponibilizados no AP-42 (capítulo 13.2) e no manual técnico para mineração da agência australiana para as atividades de manuseio e movimentação de veículos sobre estradas pavimentadas e não pavimentadas.

Outro exemplo de aplicação dos fatores de emissão do AP-42 para manuseio de sólidos pode ser observado no trabalho de Martín et al (2007). Neste trabalho os autores utilizaram os fatores de emissão para as atividades de manuseio e movimentação de veículos sobre superfícies não pavimentadas para calcular as emissões de MP em carregamento de navios. Apesar da diversidade de material sólido movimentado, variando de cimento, carvão, produtos minerais e alimentícios, os valores dos fatores de emissão se mostraram coerentes com a metodologia proposta pelos autores.

Os dois trabalhos citados anteriormente mostram que os fatores de emissão das atividades de manuseio de sólidos e movimentação de veículos sobre superfícies pavimentadas ou não podem ser utilizados para estimar as emissões de diversos materiais sólidos, em diferentes processos.

Para estimar as emissões de MP decorrentes do sistema de manuseio e estocagem de CVP será utilizada a abordagem semelhante à utilizada pelos autores Martín et al (2007) e Monfort et al (2011). Primeiramente serão caracterizadas as principais atividades do sistema de manuseio e estocagem, em seguida, será realizada uma pesquisa para identificar quais fatores de emissão melhor se enquadram na atividade em questão. A seleção do melhor fator a ser utilizado considerará quesitos como qualidade do fator de emissão, dados necessários para os cálculos e possibilidade de extrapolação para atividades similares.

Este tipo de abordagem se faz necessária, pois não há na literatura uma metodologia consolidada para estimar as emissões do sistema de manuseio e estocagem de CVP. No documento específico para refinarias de petróleo da U.S. EPA (RTI, 2015) é dito que as principais fontes de emissões fugitivas de MP são as vias (pavimentadas ou não), manuseio de catalisador de FCC e o sistema de manuseio e estocagem de CVP. No entanto, no documento citado não é apresentada nenhuma metodologia para estimar as emissões, sendo recomendado apenas utilizar os fatores de emissão do AP-42, mesmo com os fatores não sendo específicos para refinarias de petróleo. Nos demais documentos específicos para refino de petróleo (API, 2009; ARPEL, 1998 e CFA, 2013), o sistema de manuseio e estocagem de CVP não é mencionado.

Nos itens a seguir serão apresentados os fatores de emissão para as principais atividades geradoras de emissões de materiais particulados presentes no sistema de manuseio e estocagem de CVP. Em alguns casos foram adotados fatores de emissão específicos da produção de carvão, pois, algumas etapas do processo, como o transporte, estocagem em pilhas, entre outros, são bastante similares entre os dois processos.

#### **4.2.1 OPERAÇÕES DE TRANSFERÊNCIA**

As etapas do sistema de manuseio e estocagem de coque que podem ser caracterizadas como operações de transferência são: a retirada do coque de dentro dos tambores durante o descoqueamento, a movimentação do coque situado no *coke pit* para o *coke pad* e deste para o silo móvel por meio da caçamba, a formação da pilha de coque, no pátio de estocagem, por meio da empilhadeira, o carregamento do material nos caminhões de expedição e as transferências do material de uma correia para outra, conhecido como chutes de transferência.

A emissão de MP decorrente das operações de transferência de material sólido pode ser estimada pelo fator de emissão do AP-42 do U.S. EPA (2006) apresentado na Equação 4.

$$EF_{transferencia} = 0,0016k_t \frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

$EF_{transferencia}$  → Fator de emissão da operação de transferência [kg de MP emitido / Mg material transferido];

$k_t$  → Fator em função do tamanho da partícula para operação de transferência [adimensional] -  $k_t = 0,74$  para PTS e  $k_t = 0,35$  para  $MP_{10}$ ;

$U$  → Velocidade média dos ventos [m/s];

$M$  → Teor de umidade do material [%];

A Equação 4 foi obtida de forma empírica e a faixa de validade dos parâmetros são apresentados na Tabela 14. Para esta faixa de valores, o fator de emissão possui qualidade A, ou seja, excelente. Conforme a recomendação da U.S. EPA (2006), para valores de conteúdo de finos e velocidade do vento superiores aos indicados na faixa de estudo, a qualidade do fator de emissão deve ser reduzida em um nível.

**Tabela 14:** Faixa de validade dos parâmetros da Equação 4.

Fonte: Adaptado de U.S. EPA, 2006.

Parâmetro	Valor Mínimo	Valor Máximo
Finos – s [%]	0,44	19
Teor de umidade – M [%]	0,25	4,8
Velocidade do vento [m/s]	0,6	6,7

Os valores de umidade e teor de finos para o CVP a serem considerados nos cálculos são, respectivamente, 10 e 5% (RTI, 2015). O valor da umidade recomendado é superior ao indicado na Tabela 14, no entanto, este fato não deve representar um empecilho para a utilização do mesmo nas estimativas das emissões. O fato de a equação ter sido obtida com valores menores de umidade pode acarretar em valores superestimados de emissões ao utilizar um valor maior de umidade, isto por que o aumento da umidade reduz as emissões de material

particulado, uma vez que contribui para que os finos fiquem agregados na superfície do material sólido (US EPA, 2006).

O guia técnico da EEA (2013), na seção de emissões fugitivas de combustíveis sólidos: mineração e manuseio de carvão recomenda como metodologia *Tier3* a utilização da Equação 4 para obtenção das emissões decorrentes do manuseio e estocagem de carvão sólido (EEA, 2013).

A metodologia classificada como *Tier3* é uma metodologia mais robusta quando comparada às classificadas como *Tier1* e *Tier2*. Como metodologia *Tier1* e *Tier2* o guia técnico da EEA apresenta fatores de emissão numéricos, baseados em estudos e medições realizados por terceiros. O fator de emissão apresentado como *Tier1* é muito abrangente, pois engloba as emissões decorrentes do processo de mineração e do manuseio, não sendo possível realizar a quantificação em separado. A metodologia *Tier2* também apresenta fatores de emissão numéricos, porém, são apresentados fatores independentes para as atividades de mineração, estocagem e manuseio do carvão (EEA, 2013). Os valores dos fatores de emissão das metodologias *Tier1* e 2 estão apresentados na Tabela 15.

**Tabela 15:** Fatores de emissão do guia técnico EEA para manuseio de carvão.  
Fonte: Adaptado de EEA, 2013.

Metodologia	Poluente	Fator de Emissão [g / Mg carvão]	Aplicação
<i>Tier1</i>	PTS	89	Atividades de mineração, estocagem e manuseio de carvão.
	MP <sub>10</sub>	42	
<i>Tier2</i>	PTS	7,5	Atividades de manuseio de carvão.
	MP <sub>10</sub>	3	

O manual técnico da agência Australiana para mineração de carvão (NPI, 2012) apresenta fatores de emissão distintos para as atividades de formação da pilha de estocagem e demais pontos de transferência do sistema. O fator indicado para a formação da pilha é um fator numérico apresentado na Tabela 16. Para as demais operações de transferência é recomendada a utilização da Equação 4 apresentada anteriormente, fornecida no documento AP-42 da U.S. EPA (U.S. EPA, 2006).

**Tabela 16:** Fatores de emissão do manual técnico da agência australiana para formação das pilhas de estocagem.

Fonte: Adaptado de NPI, 2012.

Poluente	Fator de Emissão [g / Mg carvão]
PTS	4
MP <sub>10</sub>	1,7

A Comissão de Qualidade Ambiental do Texas (TCEQ) possui um guia para cálculo de emissões decorrentes do sistema de manuseio e estocagem de CVP (TCEQ, 2008). Neste guia são apresentados quais fatores de emissão devem ser utilizados para cada etapa do processo. Para as operações de transferência, o guia recomenda que seja utilizado o fator de emissão disponibilizado pelo AP-42, indicado na Equação 4.

Todas as referências consultadas, o guia da EEA (EEA, 2013), o manual técnico da agência australiana (NPI, 2012) e o guia do TCEQ (TCEQ, 2008) apresentam como fator de emissão para as operações de transferência a Equação 4, que corresponde ao fator de emissão apresentado no documento da U.S. EPA, o AP-42 (U.S. EPA, 2006). Pode-se observar que para as operações de transferência a literatura disponível converge para a utilização do fator de emissão apresentado na Equação 1.

O guia da EEA (EEA, 2013) apresenta também fatores de emissão numéricos para estimar as emissões das operações de transferência. Geralmente fatores de emissão numéricos são utilizados quando não há informação suficiente para a utilização de equações mais complexas. No entanto, apresentam como desvantagem uma menor precisão nos resultados, uma vez que são muito específicos para as condições como foram obtidos. A utilização de fatores de emissão numéricos para atividades e materiais diferentes daqueles que foram utilizados na sua obtenção podem acarretar erros nas estimativas, comprometendo a qualidade do inventário.

O fator de emissão numérico apresentado pelo manual técnico na agência australiana (NPI, 2012) não é uma alternativa ao fator apresentado na Equação 4, pois se trata de um fator específico para a operação de formação da pilha de estocagem. Essa diferenciação entre as operações de transferência (formação da

pilha *versus* demais atividades de transferência) pode ser interessante, pois cada operação tem a sua especificidade que pode influenciar na quantidade de material emitido. Entretanto, quanto mais segregadas forem as etapas, mais complexo torna-se a preparação do inventário das emissões. Além disso, como já mencionado, fatores de emissão numéricos devem ser utilizados com cautela para processos e materiais similares.

Em função das observações realizadas nos parágrafos anteriores, será utilizado como fator de emissão para as operações de transferência do sistema de manuseio e estocagem de CVP o fator apresentado na Equação 4.

#### **4.2.2 CORREIAS TRANSPORTADORAS**

No sistema de manuseio e estocagem de CVP, as correias transportadoras são utilizadas no transporte do coque da área do *coke pit/pad* para a área de estocagem e desta para expedição. A principal fonte de geração de emissões de material particulado durante o transporte com correias é a mudança de direção das mesmas, os chamados chutes de transferência. Entretanto, distúrbios na operação do sistema como, por exemplo, vibração excessiva das correias, queda de material transportado por transbordamento, material aderido à superfície no retorno das correias também são fontes de emissão de material particulado (BREF, 2006).

Os chutes de transferência são caracterizados como operações de transferência e as emissões oriundas desta operação podem ser estimadas através do fator de emissão para operações de transferência, detalhado no item 4.2.1.

Para quantificar as emissões provenientes dos distúrbios da operação do transporte de coque pelas correias, o guia da TCEQ recomenda utilizar o mesmo fator de emissão para as operações de transferência a cada 1000ft de comprimento de correia. Esta consideração assume que as emissões de MP a cada 1000ft de comprimento das correias tem comportamento similar à uma operação de transferência. Essa hipótese é conservativa e trata-se de uma forma de quantificar as emissões fugitivas relacionadas à operação das correias. A Equação 5 representa o fator de emissão conforme a recomendação do guia da TCEQ (TCEQ, 2008).

$$EF_{correia} = 0,0016k_c \frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}} \left(\frac{L_c}{304,8}\right)$$

Equação 5

Onde:

$EF_{correia}$  → Fator de emissão da operação com correias [kg de MP emitido / Mg material transportado];

$k_c$  → Fator em função do tamanho da partícula para operação com correias [adimensional] –  $k_c = 0,74$  para PTS e  $k_c = 0,35$  para  $MP_{10}$ ;

$U$  → Velocidade média dos ventos [m/s];

$M$  → Teor de umidade do material [%];

$L_c$  → Comprimento total das correias [m];

O manual técnico da agência australiana (NPI, 2012) não possui um fator de emissão específico para as operações com correias transportadoras. No entanto, o fator de emissão recomendado pelo manual técnico para as operações de transferência inclui as emissões decorrentes do transporte em correias.

Na apresentação do fator de emissão para operações de transferência do documento AP-42 da U.S. EPA (U.S. EPA, 2006) não está explícito que o fator de emissão engloba as emissões decorrentes das operações de transporte com correias. No capítulo 11 do mesmo documento (U.S. EPA, 1982) são apresentadas as etapas do processo de minerais metálicos, desde a extração até a expedição dos mesmos. As emissões de MP decorrentes das etapas de manuseio e transferência são computadas em conjunto e são expressas por fatores de emissão numéricos dispostos na Tabela 17.

**Tabela 17:** Fatores de emissão para operações de transferência e transporte de materiais metálicos.

Fonte: Adaptado de U.S. EPA, 1982.

Poluente	Fator de Emissão A <sup>(a)</sup> [g / Mg material transferido]	Fator de Emissão B <sup>(a)</sup> [g / Mg material transferido]	Qualidade do fator
PTS	5	60	C
MP <sub>10</sub>	2	30	C

**NOTAS:**

(a) Fator de Emissão A é o fator de emissão para materiais com teor de umidade alto, enquanto que Fator de Emissão B é o fator para materiais com baixo teor de umidade.

Com exceção do fator de emissão apresentado pelo guia do TCEQ (TCEQ, 2008), os demais fatores (NPI, 2012 e U.S. EPA, 1982) não são específicos para o transporte de correias, sendo as emissões computadas em conjunto com as operações de transferência. A aproximação recomendada pelo guia do TCEQ (TCEQ, 2008) é válida, pois na operação das correias são observadas situações que contribuem com as emissões de MP, como o desalinhamento das correias, transbordo de material, distúrbios no funcionamento dos raspadores, entre outros. Essas situações contribuem para aumentar as emissões de MP além das emissões oriundas dos chutes de transferência.

Para que seja possível diferenciar as emissões de MP das operações de transferência (chutes) das operações de transporte nas correias, será considerado o fator de emissão descrito na Equação 5 para quantificar as emissões decorrentes do transporte com correias. Os demais fatores apresentados (NPI, 2012 e U.S. EPA, 1982) não fazem a diferenciação por operação de queda e transporte nas correias, e no caso do fator da U.S. EPA, o mesmo foi especificado para outros produtos que não o CVP. A utilização de tais fatores pode ser interessante quando o comprimento das correias não for conhecido, o que inviabilizaria a aplicação da Equação 5.

### 4.2.3 AÇÃO DO VENTO NAS PILHAS DE ESTOCAGEM

O potencial de erosão dos ventos incidentes nas pilhas de estocagem é influenciado pelo nível de atividade que a pilha está submetida. Quando a frequência de intervenção nas pilhas é grande, as pilhas são denominadas de pilhas ativas. As pilhas inativas são aquelas onde há pouca ou nenhuma intervenção. O potencial de erosão por ação dos ventos é maior nas pilhas ativas do que nas pilhas inativas. Essa diferença é devido ao fato que após cada intervenção, a condição propícia para a erosão por ação dos ventos é restabelecida, diferentemente das pilhas inativas cujo potencial é limitado à primeira ação de ventos (COWHERD et al., 1988).

As intervenções mais comuns nas pilhas são as atividades de carregamento e descarregamento de material, seja por meio de equipamentos automáticos como a empilhadeira e retomadora, por exemplo, como por meio de pás carregadeiras e caminhões. As próprias atividades de empilhamento e retomada de material nas pilhas contribuem para a emissão de material particulado. No entanto, as emissões de tais atividades são consideradas nas operações de transferência do material, conforme abordado no item 4.2.1.

Nos experimentos conduzidos por Cowherd et al (1974) para quantificar as emissões de material particulado foi feita uma tentativa de isolar as atividades de intervenção nas pilhas que contribuem de forma sinérgica para as emissões por ação do vento. Os experimentos também mostraram que além da atividade das pilhas, o tipo de sólido manuseado e os fatores climáticos como chuva e velocidade dos ventos são os parâmetros mais representativos nas emissões de material particulado.

Segundo Bohn et al (1978) uma forma de extrapolar os dados obtidos para uma gama maior de materiais sólidos é considerar o teor de finos como um dos parâmetros nas fórmulas de estimativa de emissões.

Na quarta edição do documento AP-42 (U.S. EPA, 1985) e no estudo de Cowherd et al (1988) é apresentado um fator para estimar as emissões de material particulado proveniente da ação do vento em pilhas ativas, isto é, para pilhas que possuem intervenções constantes. O fator de emissão está reproduzido na Equação 6 e considera nos cálculos além do teor de finos, algumas condições climáticas como precipitação e velocidade dos ventos.

$$EF_{vento} = 1,7k_v \left( \frac{s}{1,5} \right) \left( \frac{365 - N_p}{235} \right) \left( \frac{f}{15} \right) \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

$EF_{vento}$  → Fator de emissão de MP por ação do vento em pilhas de estocagem [kg de MP emitido / dia x hectare ]

$k_v$  → Fator em função do tamanho da partícula por ação dos ventos em pilhas ativas [adimensional] –  $k_v = 1,0$  para PTS e  $k_v = 0,5$  para  $MP_{10}$ ;

$s$  → teor de finos no material sólido [%];

$N_p$  → Número de dias com precipitação inferior à 0,25mm no ano [dias];

$f$  → Fração de tempo na qual a velocidade do vento excede 5,4m/s na altura média da pilha [%]

Na quinta edição do AP-42 (U.S. EPA, 2006), a edição mais atual documento, o fator de emissão descrito na Equação 6 não é mais considerado e apenas a metodologia descritas nas Equações 7 e 8 a seguir. No entanto, tal metodologia é aplicável somente às pilhas que possuem pouca ou nenhuma interferência.

$$EF_{vento\_inativa} = k_{vi} \sum_{i=1}^N P_i \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

$EF_{vento\_inativa}$  → Fator de emissão de MP por ação do vento em pilhas de estocagem inativas [g de MP emitido / m<sup>2</sup> x ano]

$k_{vi}$  → Fator em função do tamanho da partícula por ação dos ventos em pilhas inativas [adimensional] –  $k_{vi} = 1,0$  para PTS e  $k_{vi} = 0,5$  para  $MP_{10}$ ;

$N$  → Número de intervenções na pilha por ano;

$P_i$  → Potencial de erosão das pilhas no período entre as intervenções [g/m<sup>2</sup>];

O potencial de erosão das pilhas pode ser determinado conforme apresentado na Equação 8.

$$P = \begin{cases} 58(u^* - u_t^*)^2 + 25(u^* - u_t^*), & \text{para } u^* > u_t^* \\ 0, & \text{para } u^* \leq u_t^* \end{cases} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

$u^*$  → velocidade de fricção [m/s];

$u_t^*$  → velocidade limiar de fricção [m/s];

O documento AP-42 contempla ainda uma metodologia para estimar a velocidade limiar de fricção ( $u_t^*$ ) e uma correlação entre os dados de velocidade dos ventos e a velocidade de fricção. Nesta dissertação não serão detalhadas tais cálculos, mas os mesmos podem ser consultados na referência em questão (U.S. EPA, 2006).

O manual de poeiras fugitivas da WRAP (*Western Regional Air Partnership's*) (COUNTESS ENVIRONMENTAL, 2006) apresenta o fator de emissão descrito na Equação 6 como metodologia alternativa para estimar as emissões de material particulado por ação do vento em pilhas de estocagem. Entretanto, traz como primeira opção de cálculo, a mesma metodologia apresentada pela quinta edição do AP-42 (U.S. EPA, 2006).

O manual técnico da agência australiana (NPI, 2012) faz um comparativo entre o fator de emissão proposto na quarta edição do AP-42 (U.S. EPA, 1985), disponível na Equação 6, e o fator de emissão proposto pelo SPCC (*apud* NPI, 2012), que se trata de um fator de emissão numérico igual a 0,96 g de MP/m<sup>2</sup>d. A recomendação é pela utilização do fator de emissão proposto pelo SPCC, pois os valores obtidos através da Equação 6 são superiores. A justificativa dada no manual para a diferença entre os valores é em função das condições climáticas diferenciadas (NPI, 2012).

O guia da TCEQ recomenda a utilização de um fator de emissão numérico (igual a 1,48 g de MP/ m<sup>2</sup>d) para as emissões por ação do vento em pilhas de estocagem. Para calcular a taxa de emissão decorrente da ação dos ventos é necessário conhecer a área da pilha e a frequência de intervenções na pilha, conforme descrito na Equação 9 (TCEQ, 2008).

$$E_{pilha} = 1,48 \times d_A \times A_{pilha} \times FC \quad \text{Equação 9}$$

Onde:

$E_{pilha}$  → Taxa de emissão de MP por ação dos ventos na pilha [g de MP/ano];

$d_A$  → Dias do ano nos quais há pelo menos 8 horas de atividade na pilha [d/ano];

$A_{pilha}$  → Área da pilha [m<sup>2</sup>];

FC → Fator de controle;

Não há nenhuma evidência de como o fator de emissão recomendado pelo guia do TCEQ foi obtido, no entanto, infere-se que tenha sido baseado no estudo de Cowherd et al (1974). Neste estudo foram realizados experimentos com areia e cascalhos e foram analisadas as situações de pilhas ativas e inativas. O valor numérico do fator de emissão obtido no estudo de Cowherd et al (1974) corresponde ao valor utilizado pelo guia da TCEQ, razão pela qual infere-se que o estudo em questão seja a origem do fator recomendado. Vale ressaltar que o valor compreende não só as emissões pela ação do vento, mas também as emissões decorrentes das atividades de carregamento e descarregamento da pilha e por movimentação de veículos na pilha (COWHERD et al. 1974).

O guia da EEA (EEA, 2013) também traz um fator de emissão numérico (igual a 2,81 g de MP/ m<sup>2</sup>d) como metodologia *Tier2* para estimar as emissões durante o armazenamento de carvão. Como metodologia *Tier3* o guia da EEA recomenda utilizar as equações disponibilizadas no capítulo 11.9 do AP-42 (U.S. EPA, 1998).

O capítulo 11.9 do AP-42 (U.S. EPA, 1998) é específico para minas de carvão da costa oeste dos Estados Unidos e traz como fator de emissão para a estocagem de carvão, o fator apresentado na Equação 10.

$$EF_{pilhacarvão} = 0,18 \times U \quad \text{Equação 10}$$

Onde:

$EF_{pilhacarvão}$  → Fator de emissão de MP por ação do vento em pilhas de carvão [g de MP emitido / m<sup>2</sup> x h];

U → Velocidade média dos ventos [m/s];

Pelo conteúdo apresentado acima, nota-se que as referências consultadas possuem uma variedade de opções de fatores de emissão para calcular as emissões pela ação do vento. A metodologia apresentada na edição mais recente do AP-42 (EPA, 2006) além de não ser recomendada para pilhas que possuem intervenções frequentes, possui cálculos complexos que necessitam de muitas informações. Também não é recomendado que os dados obtidos pela aplicação da metodologia sejam utilizados em modelos de dispersão atmosférica, pois representam apenas determinado período de tempo.

Os fatores de emissão recomendados pelo guia do TCEQ (TCEQ, 2008), pelo manual da agência australiana (NPI, 2012) e do guia da EEA (EEA, 2013) são fatores de emissão numéricos. Como mencionado anteriormente, fatores de emissão numéricos são mais restritos à extrapolação para utilização com outros sólidos e para condições climáticas diferentes das quais foram obtidos.

Em razão do fator de emissão recomendado na quarta edição do AP-42 considerar as condições climáticas como índice pluviométrico e velocidade dos ventos e o teor de finos, pode-se considerá-lo mais robusto que o fator apresentado na Equação 10 que considera apenas a velocidade dos ventos em seus cálculos. A mesma comparação é válida para os fatores numéricos simplesmente.

As pilhas de CVP podem ser consideradas como pilhas ativas, pois a frequência de intervenção nas mesmas é grande. Como a metodologia atual do AP-42 (Equações 7 e 8) é específica para pilhas inativas, a utilização de fatores puramente numéricos não é recomendada, e o fator apresentado na Equação 10 ser específico para a região da costa oeste do estado americano, será considerado o fator de emissão apresentado na Equação 6 para estimar as emissões das pilhas de CVP, mesmo este fator não constando na versão mais atual do documento AP-42 da U.S. EPA.

#### **4.2.4 MOVIMENTAÇÃO DE VEÍCULOS SOBRE AS PILHAS DE ESTOCAGEM**

A retirada do coque armazenado nas pilhas de estocagem para a área de expedição é realizada, normalmente, com o auxílio de uma retomadora. No entanto, quando a retomadora está indisponível, a retirada do coque das pilhas é feita através da utilização de pá-carregadeira.

Um estudo realizado pela CDM Smith (2014) sobre emissões fugitivas de material particulado no sistema de manuseio e estocagem de coque indicou que o maior contribuinte nas taxas de emissão são as operações com pá-carregadeira. Por essa razão, decidiu-se por incluir neste trabalho a contabilização das emissões através da utilização de pá-carregadeira mesmo sendo uma operação não convencional do sistema.

Duas alternativas são possíveis para contabilizar as emissões decorrentes da utilização de pá-carregadeira: (i) utilizar o fator de emissão para o tráfego de veículos em superfícies não pavimentadas em área industrial, ou (ii) utilizar fator de emissão específico para pá-carregadeira em atividades com carvão.

Na seção 13.2.2 do AP-42 (U.S. EPA, 2006) é apresentada a metodologia para estimar as emissões decorrentes do tráfego de veículos sobre superfícies não pavimentadas. Na metodologia apresentada, o fator de emissão para áreas industriais é função da distância percorrida e proporcional ao teor de finos do material presente na superfície e peso do veículo, conforme indicado na Equação 11.

$$EF_{SNP} = 281,9k_{SNP} \left(\frac{s}{12}\right)^{a_1} \left(\frac{W}{3}\right)^{b_1} \quad \text{Equação 11}$$

Onde:

$EF_{SNP}$  → Fator de emissão de MP para movimentação de veículos em superfícies não pavimentadas [g / km percorrido por veículo];

$k_{SNP}$  → Constante empírica -  $k_{SNP} = 4,9$  para PTS e  $k_{SNP} = 1,5$  para  $MP_{10}$ ;

$s$  → teor de finos no material sólido [%];

$W$  → Peso médio do veículo [Mg];

$a_1$  → Constante empírica –  $a = 0,9$  para PTS e  $a = 0,7$  para  $MP_{10}$ ;

$b_1$  → Constante empírica –  $b = 0,45$  para PTS e  $MP_{10}$ ;

O fator apresentado na Equação 11 possui qualidade *B* desde que os parâmetros utilizados nos cálculos estejam dentro da faixa para qual a equação foi obtida. A Tabela 18 apresenta o intervalo de valores considerados na obtenção do fator.

**Tabela 18:** Faixa de validade dos parâmetros da Equação 11.  
Fonte: Adaptado de U.S. EPA, 2006.

Parâmetro	Valor Mínimo	Valor Máximo
Finos – s [%]	1,8	25,2
Umidade – M [%]	0,03	13
Peso médio do veículo – W [Mg]	1,8	260

O fator de emissão específico para a utilização de pá-carregadeira na mineração do carvão, descrito na seção 11.9 do AP-42 (EPA, 1998) está representado na Equação 12. O fator é influenciado pelo teor de finos e a umidade do material sólido. A qualidade do fator para PTS e para MP<sub>10</sub> é, respectivamente, grau C e D. O intervalo de valores considerados na obtenção do fator está descrito na Tabela 19.

$$EF_{PC} = k_{PC} \frac{(s)^{a_2}}{(M)^{b_2}} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

$EF_{PC}$  → Fator de emissão de MP para movimentação de veículos em superfícies não pavimentadas [kg / h de utilização do veículo];

$k_{PC}$  → Fator em função do tamanho da partícula [adimensional] -  $k_{PC} = 35,6$  para PTS e  $k_{PC} = 6,33$  para MP<sub>10</sub>;

s → teor de finos no material sólido [%];

M → teor de umidade do material sólido [%];

$a_2$  → Constante empírica – a = 1,2 para PTS e a = 1,5 para MP<sub>10</sub>;

$b_2$  → Constante empírica – b = 1,3 para PTS e b = 1,4 para MP<sub>10</sub>;

**Tabela 19:** Faixa de validade dos parâmetros da Equação 12.  
Fonte: Adaptado de U.S. EPA, 1998.

Parâmetro	Valor Mínimo	Valor Máximo
Finos – s [%]	6,0	11,3
Umidade – M [%]	4,0	22,0

A operação da pá-carregadeira na retirada do coque das pilhas de estocagem para carregamento dos caminhões não é totalmente caracterizada como tráfego sobre uma superfície não pavimentada. O contato da pá-carregadeira com o coque é apenas para retirá-lo da pilha e levá-lo até o caminhão. Em função desta característica do sistema, o fator de emissão para tráfego em superfície não pavimentada (U.S. EPA, 2006) parece não ser o mais adequado para estimar as emissões pelo uso da pá-carregadeira no sistema. Por outro lado, o fator de emissão para pá-carregadeira na mineração do carvão (U.S. EPA, 1998), representado na Equação 12, foi determinado para minas de carvão específicas da costa oeste dos Estados Unidos.

O manual técnico da agência australiana (NPI, 2012) recomenda utilizar a mesma equação disponibilizada na seção 11.9 do AP-42 (U.S. EPA, 1998) para estimar as emissões oriundas da utilização de pá-carregadeiras em minas de carvão. Como metodologia *Tier3*, o guia da EEA (2013) também recomenda a utilização dos fatores de emissão descritos no capítulo 11.9 do AP-42 da U. S. EPA (1998) para todas as etapas do manuseio de carvão, o que pode ser entendido inclusive para as operações com pá carregadeira.

Para estimar as emissões decorrentes da operação com pás-carregadeira no sistema de manuseio de coque será adotado o fator de emissão da Equação 12 mesmo sabendo que ele foi obtido para minas de carvão da costa oeste dos Estados Unidos. Uma forma de verificar se é possível realizar tal extrapolação é comparando os valores do teor de finos e umidade do coque com os valores apresentados na Tabela 19.

Como mencionado no item 4.2.1, os valores recomendados para o coque de petróleo são 10 e 5% para a umidade e teor de finos, respectivamente (RTI, 2015). Comparando tais valores recomendados com os valores da Tabela 19, nota-se que apenas o teor de finos do coque está abaixo do limite inferior da faixa de obtenção do fator de emissão. O valor do teor de finos menor no coque não inviabiliza a utilização da Equação 12 para estimar as emissões provenientes da utilização da pá-carregadeira. Em um primeiro momento poderíamos imaginar que as emissões calculadas estariam conservativas, pois os parâmetros foram obtidos para valores de finos superiores. No entanto, a utilização da pá-carregadeira gera uma quebra maior do coque, aumentando, conseqüentemente, a quantidade de finos presentes no sistema.

### **4.3 EFICIÊNCIA DE REDUÇÃO NAS EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO**

As emissões fugitivas de MP no sistema de manuseio e estocagem podem ser oriundas de diversas etapas presentes no processo. Como descrito anteriormente, a transferência e movimentação do coque, a ação do vento nas pilhas de estocagem, a utilização de pá-carregadeiras, todas essas operações são responsáveis por uma parcela das emissões.

Ao analisarmos os fatores de emissão disponibilizados na literatura e apresentados nos itens anteriores, é possível observar que as características dos materiais sólidos, como a umidade e o teor de finos e as condições climáticas, como velocidade dos ventos e índice pluviométrico são fatores que influenciam as emissões. Desta forma, podem ser adotadas medidas que mantenham em condições controladas tais condições a fim de reduzir as emissões provenientes do manuseio e armazenamento de coque.

As ações que visam ao controle ou à redução das emissões são denominadas de boas práticas e/ou medidas de controle. A principal diferença entre as ações listadas como boas práticas e aquelas listadas como medidas de controle é que estas últimas podem ser quantificadas em termos de eficiência na redução das emissões, sendo seu valor utilizado na Equação 3.

Segundo a U.S. EPA, as principais medidas de controle utilizadas em um sistema de manuseio e estocagem de sólidos são a aspersão com água e/ou o emprego de substâncias químicas, como as substâncias surfactantes, no molhamento dos sólidos. A aspersão de água ou de agentes surfactantes contribui para aumentar o teor de umidade dos sólidos, reduzindo as emissões de MP decorrentes das ações de transferência e/ou movimentação e o potencial de emissão por ação dos ventos durante a estocagem. Essas medidas se constantemente utilizadas podem atingir uma eficiência de redução de 90% nas emissões de MP (U.S. EPA, 2006). A aspersão com água nas pilhas é feita através de jatos d'água direcionados às pilhas através de canhões ou equipamentos apropriados, conforme apresentado na Figura 34.



**Figura 34:** Exemplo de aspersão de água em pilhas de estocagem de sólidos.  
Fonte: BREF, 2006.

O TECQ recomenda como melhor tecnologia de controle disponível a aspersão com água das pilhas de coque, mantendo um teor de umidade mínimo de 8%. Adotando tal medida, segundo o TCEQ, é possível obter 70% de redução nas emissões de MP (TCEQ, 2011).

O API publicou recentemente um documento (API, 2014) onde são apresentadas diversas ações que contribuem para a redução das emissões de MP do sistema de manuseio e estocagem de coque. As principais ações visam à manutenção da umidade do coque e a redução do potencial de emissão do sistema.

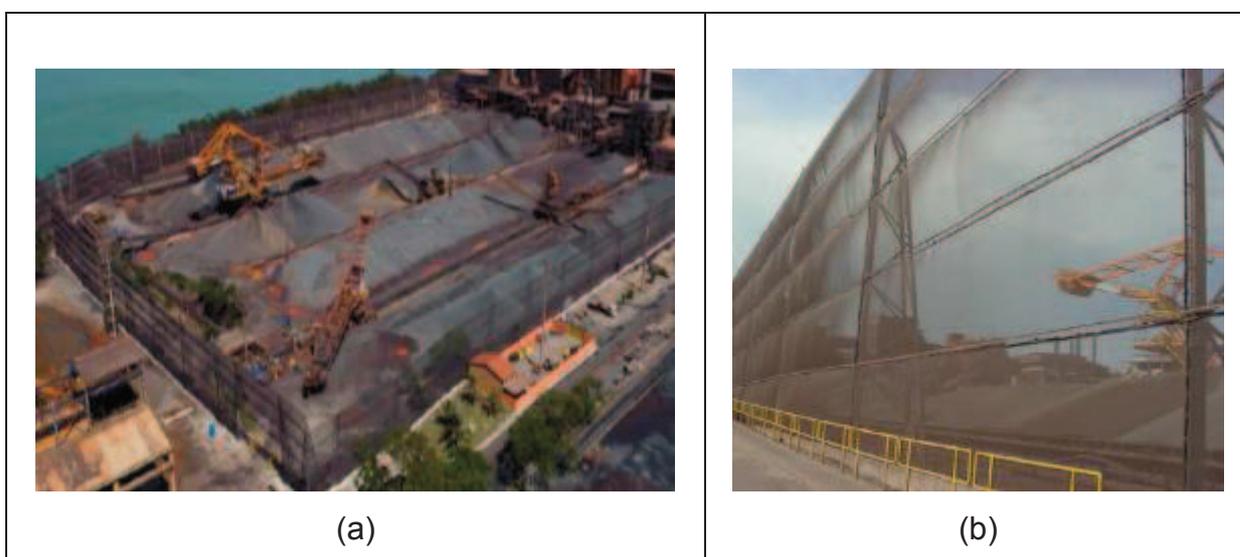
A aspersão com água é uma medida amplamente empregada no controle das emissões de MP tanto no manuseio de coque como em sólidos em geral. Em função da característica hidrofóbica do coque, é necessária a reaplicação constante para que o teor ótimo de umidade seja mantido. A aspersão com água pode estar associada a outras substâncias químicas, como os agentes surfactantes ou umectantes, para potencializar seu efeito. As substâncias surfactantes garantem uma maior penetração da água nas pilhas, enquanto que as umectantes prolongam o efeito da água por retardarem a sua evaporação (API, 2014).

Para minimizar o potencial emissor do sistema de manuseio e estocagem de coque, o API recomenda que sejam adotadas medidas que visam à manutenção das pilhas de estocagem. Respeitar a altura de projeto da pilha, minimizar a altura de queda do coque durante a formação da pilha e utilizar equipamento apropriado para

a remoção do coque das pilhas são ações que minimizam a geração de finos e contribuem para reduzir o potencial de emissão do sistema (API, 2014).

Além das medidas listadas acima, o API traz como técnicas complementares à redução das emissões, a utilização de telas de proteção e o enclausuramento do pátio de estocagem. O princípio de funcionamento das telas de proteção é atuar como uma barreira aos ventos, minimizando o efeito destes sobre as pilhas. Na Figura 35 é apresentado um exemplo de utilização de telas de proteção em um pátio de estocagem de minério de ferro da empresa VALE (2015). A cobertura do pátio de estocagem elimina as emissões de MP por ação dos ventos sobre as pilhas de estocagem. Um exemplo de pátio de estocagem coberto é apresentado na Figura 36.

Como podem ocorrer emissões de MP durante o transporte por correias devido ao estado de manutenção das mesmas, o API recomenda que sejam realizadas manutenções preventivas a fim de garantir a boa operação das correias transportadoras. Também é considerada uma boa prática que as mudanças de direção das correias, isto é, os chutes de transferência, sejam fechados e com filtros manga no sistema de exaustão (API, 2014).



**Figura 35:** Exemplo de utilização de telas de proteção (*wind fence*) durante estocagem de sólidos: (a) vista geral e (b) detalhe da tela.

Fonte: VALE, 2015.



**Figura 36:** Exemplo de pátio de estocagem coberto.  
Fonte: Foto de acervo pessoal.

Para o transporte do coque, seja por via rodoviária ou ferroviária, o API recomenda que o material seja coberto com lonas ou capas e a velocidade seja limitada. Essas medidas evitam a queda do coque durante o transporte. Outra medida a ser adotada quando o transporte for por caminhões é a lavagem dos pneus para que sejam removidos os finos de coque que possam ter aderido aos pneus dos mesmos (API, 2014).

O manual técnico da agência australiana (NPI, 2012) apresenta uma série de medidas de controle para as operações existentes no processo de mineração do carvão. Conforme mencionado, algumas etapas deste processo se assemelham ao processo de manuseio e estocagem de coque, e por isso, podem ser consideradas. Para cada etapa do processo são consideradas medidas de controle e fornecidos os valores de redução das emissões para cada uma. A Tabela 20 apresenta as medidas de controle que podem ser utilizadas no sistema de manuseio e estocagem de coque.

**Tabela 20:** Medidas de controle recomendadas pela agência australiana para manuseio e estocagem de sólidos.

Fonte: Adaptado de NPI, 2012.

<b>Etapas do Processo</b>	<b>Medida de Controle</b>	<b>Eficiência de Redução</b>
Formação das Pilhas	Altura variável durante o empilhamento	25%
	Aspersão com água	50%
	Empilhamento através de chute telescópico com aspersão de água	75%
	Sistema fechado	99%
Transferência e movimentação nas correias	Sistema fechado	70%
	Aspersão com água e produtos químicos	90%
	Sistema fechado com filtros manga no sistema de exaustão	99%
Ação dos ventos nas pilhas	Telas de proteção contra ventos	30%
	Aspersão com água	50%
	Cobertura das pilhas	99%

As medidas apresentadas pela agência australiana (NPI, 2012) se assemelham muito às recomendadas pelo API (API, 2014). No entanto, o API não fornece a eficiência de redução das medidas mencionadas, apenas apresenta-as como boas práticas para redução das emissões.

O documento europeu *Emission from Storage* (BREF, 2006) apresenta uma variedade de ações que visam à eliminação e/ou redução das emissões decorrentes do sistema de estocagem de sólidos em geral. O documento apresenta como melhor tecnologia para eliminar as emissões de MP o emprego do sistema fechado de armazenamento. No entanto, o próprio documento reconhece que em algumas situações esta solução não seja a mais adequada em função de quesitos técnicos, econômicos e logísticos.

Alternativamente ao sistema fechado, são apresentadas soluções relacionadas ao *lay-out* das pilhas, como a disposição do eixo longitudinal das mesmas paralelas à direção predominante dos ventos. O número de pilhas deve ser minimizado para reduzir a quantidade de material exposto à ação dos ventos. A seleção do formato (cônico, circular ou longitudinal) que será utilizado para as pilhas também deve considerar o formato com menor potencial de emissão. Para a definição da quantidade de pilhas e do formato das mesmas são considerados outros aspectos além dos ambientais. O número de pilhas deve ser tal que permita

que as operações de empilhamento (formação) e retomada do material não ocorram simultaneamente na mesma pilha. A seleção do formato da pilha implica na definição dos demais equipamentos do processo de manuseio e estocagem (BREF, 2006).

A aspersão das pilhas de estocagem com água ou substâncias surfactantes ou umectantes também aparece como uma boa prática do guia europeu (BREF, 2006). Assim como a instalação de barreiras físicas que reduzem a intensidade dos ventos que irão alcançar as pilhas, estas barreiras podem ser telas de proteção, como aquela apresentada na Figura 35 ou árvores que formarão um cinturão verde próximo às pilhas de estocagem.

Quanto ao manuseio e transporte de materiais sólidos as recomendações listadas no BREF (2006) são similares às do API (2014). Tais medidas compreendem em usar, preferencialmente, equipamentos contínuos para movimentar os sólidos, como correias e retomadoras, ao invés de utilizar pá-carregadeiras. Quando o uso de pá-carregadeiras for inevitável, as distâncias percorridas devem ser as mínimas possíveis. Utilizar cobertura nas correias, a fim de evitar queda do material transportado, realizar as mudanças de direção em locais fechados (chutes de transferência enclausurados) e com sistema de filtros na exaustão de ar, cobrir o material a ser transportado e lavar os pneus dos caminhões que circulam pelas áreas de estocagem e manuseio são as demais ações recomendadas pelo BREF (2006).

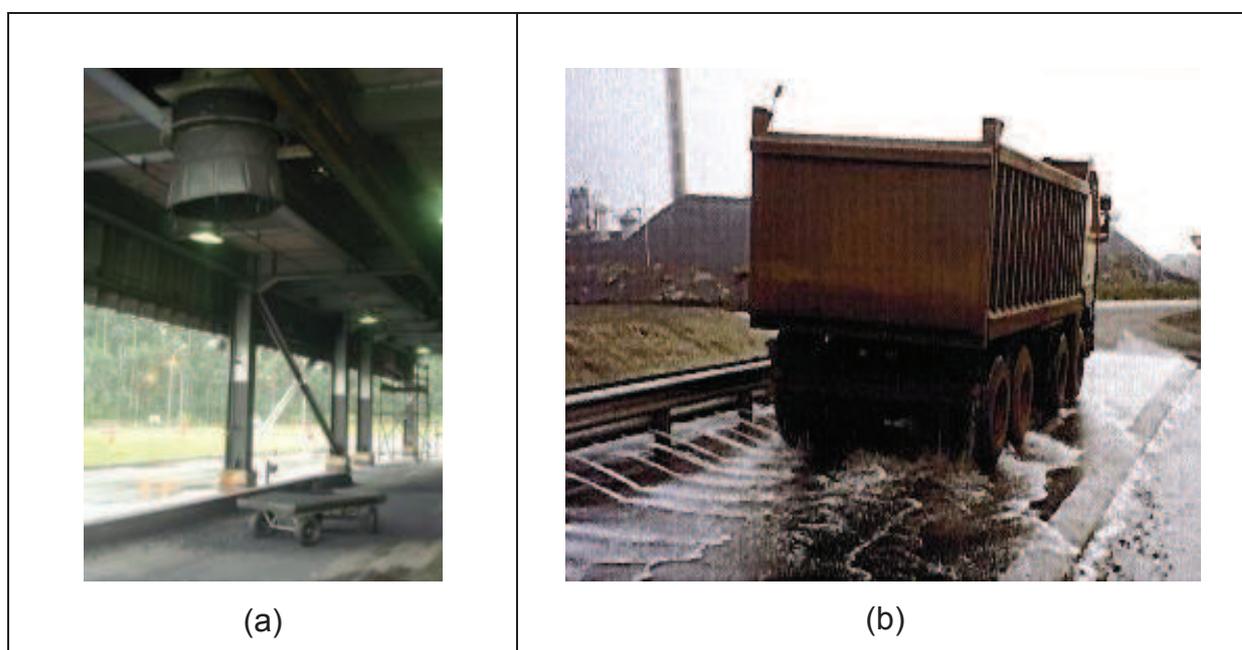
Outra medida apresentada no documento europeu (BREF, 2006) é a recomendação de não realizar o manuseio e/ou transporte dos sólidos em situações desfavoráveis como fortes ventanias ou tempo muito seco.

A grande parte das medidas e recomendações apresentadas anteriormente está presente nos sistemas de manuseio e estocagem de coque do Brasil. Alguns sistemas mais robustos apresentam inclusive o pátio coberto para a estocagem das pilhas, mas a maioria dos sistemas opera com pátios abertos. A seguir serão listadas as medidas mais recorrentes na realidade brasileira:

- Alto teor de umidade (8 a 12%) do coque no manuseio e estocagem;
- Chutes de transferência fechados;
- Correias transportadoras parcialmente fechadas;
- Sensores de desalinhamento nas correias;

- Empilhadeiras com altura regulável (maioria), minimizando a altura de queda do material;
- Sistema de aspersão de água para as pilhas de estocagem;
- Presença de cinturão verde ao redor dos pátios de estocagem;
- Retirada do material das pilhas de estocagem com retomadora, minimizando o uso de pás-carregadeira;
- Carregamento dos caminhões com silos fechados e tromba telescópica, conforme exemplificado na Figura 37a, evitando transbordamentos e reduzindo altura de queda do coque;
- Sistemas de cobertura da caçamba dos caminhões com lonas e lavagem dos pneus, conforme apresentado na Figura 37b;

Na Tabela 21 é apresentado um resumo das ações listadas pelo API (2014), BREF (2006), NPI (2012), TCEQ (2011) e U.S. EPA (2006), além das medidas observadas nos sistemas instalados no Brasil.



**Figura 37:** (a) Exemplo de carregamento rodoviário com tromba telescópica; (b) Exemplo de sistema de lavagem de pneus dos caminhões.  
Fonte: (a) Foto de acervo pessoal e (b) BREF, 2006.

**Tabela 21:** Resumo das ações recomendadas para minimizar as emissões de MP no sistema de manuseio e estocagem de sólidos.

Fonte: BREF, 2006; U.S.EPA, 2006; TCEQ, 2011; NPI, 2012; API, 2014.

Seção	Boas Práticas e Medidas de Controle de Emissões de MP	Práticas recomendadas e % de redução das emissões					
		API	BREF	NPI	TCEQ	U.S. EPA	Brasil
Estocagem	Manutenção das Pilhas de Estocagem	X	X	25%	-	-	X
	Retomada com equipamento apropriado	X	X	-	-	-	X
	Molhamento das pilhas com água	X	X	50%	70%	X	X
	Aplicação de substâncias químicas nas pilhas	X	X	-	-	X	-
	Pátio coberto	X	X	99%	-	X	-
	Telas de proteção ( <i>windfence</i> ) e/ou Cinturão verde	X	X	30%	-	X	X
Manuseio	Molhamento do material	X	X	90%	70%	-	X
	Correias cobertas ou subterrâneas	X	X	70%	-	-	X
	Chutes de transferência fechados	X	X	70%	-	-	X
	Chutes de transferência fechados com sistema de supressão de poeiras	X	X	99%	-	-	X
	Manutenção preventiva das correias	X	X	-	-	-	X
Expedição	Molhamento do material	X	X	-	70%	-	X
	Minimizar altura de queda durante carregamento	X	X	-	-	-	X
	Cobertura da caçamba e lavagem dos pneus	X	X	-	-	-	X
<b>Geral</b>	Manutenção e limpeza da área	X	X	-	-	-	X

Na literatura é possível encontrar estudos que visam à comprovação da eficácia das ações listadas anteriormente na redução das emissões de MP no manuseio e estocagem de materiais sólidos. A grande parte dos autores lança mão de ferramentas computacionais, como a fluidodinâmica computacional (CFD) para avaliarem as melhores alternativas.

A configuração das pilhas de estocagem foi estudada por Toraño et al (2007) e Diego et al (2009) para avaliar qual formato possui menor potencial de emissão de MP. Nos estudos citados foram analisadas as pilhas cônicas e semicirculares, sendo estas últimas as com menor potencial de emissão. A presença de mais de uma pilha em um pátio de estocagem também foi analisada por Diego et al (2009) e Cong et al (2012) para avaliar o efeito “sombra” de uma pilha sobre a outra. Com o arranjo de pátios de estocagem com mais de uma pilha, o potencial de emissão é menor pelo efeito “sombra” que uma pilha causa na outra funcionando como o uma proteção à incidência dos ventos (DIEGO et al., 2009 e CONG et al., 2012).

Turpin e Harion (2009) avaliaram em seu estudo o potencial de emissão de uma pilha de estocagem variando o ângulo de incidência dos ventos predominantes. As análises em CFD indicaram que o menor potencial de emissão de MP é quando a direção dos ventos é perpendicular ao comprimento das pilhas. Badr e Harion (2007) avaliaram diferentes configurações de pilha, alterando altura e comprimento das mesmas para identificar qual configuração apresenta o menor potencial de emissão. Como o volume de material estocado foi mantido constante, ao aumentar a altura o comprimento da pilha era reduzido. As simulações em CFD apontaram para uma configuração intermediária como a de menor potencial emissor, isto é, com altura e comprimento intermediários.

Os trabalhos citados possuem em comum a utilização da ferramenta CFD para definir um arranjo para as pilhas de estocagem de forma a minimizar as emissões do sistema de estocagem de sólidos, seja para definir a melhor relação entre altura e comprimento das pilhas, para definir o número de pilhas em um pátio de estocagem e para definir o posicionamento das pilhas em relação aos ventos predominantes.

O potencial de redução nas emissões de MP pela utilização de telas de proteção nos pátios de estocagem foi estudado por Cong et al (2011). A avaliação foi feita considerando diversas possibilidades de instalação das telas, circundando todo o pátio de estocagem ou apenas alguns lados. Para o caso analisado, o cenário mais promissor foi obtido com a instalação de telas ao redor de todo o pátio, alcançando uma eficiência de redução de aproximadamente 85%. Os demais casos também apresentaram potencial de redução, porém em menor escala, com cerca de 50%.

Além do pátio de estocagem, os chutes de transferência também são objetos de estudos para verificar qual configuração fornece o menor potencial de emissão. Dentre os estudos encontrados, destacam-se os publicados por Wypych et al (2005) e Chen et al (2012).

#### 4.4 CARACTERIZAÇÃO DO ESTUDO DE CASO CONSIDERADO

Para avaliar o potencial de emissão de MP de um sistema de manuseio e estocagem de coque e o impacto na qualidade final do ar foi realizado um estudo de caso considerando dados típicos de projeto e operação do referido sistema. Dessa forma, foram estabelecidos os parâmetros necessários para o cálculo das emissões com base na metodologia apresentada no item 4.2. A avaliação do impacto das emissões na qualidade final do ar requer que seja definida uma região para análise, considerando os dados meteorológicos e de ocupação do solo.

No geral, os sistemas de manuseio e estocagem de CVP instalados no Brasil não possuem diferenças significativas entre si em termos de maquinários e filosofia de operação. As variações que podem ser observadas ao compararmos os sistemas são em relação às boas práticas e medidas de controle aplicadas. Outra diferença é a capacidade de cada sistema que está diretamente relacionada com a capacidade de processamento da UCR e da qualidade da carga utilizada. Por esta razão, para representar o estudo de caso em questão, foram utilizados dados de operação e projeto do maior sistema em operação no Brasil. Os valores considerados para os cálculos das taxas de emissão estão dispostos na Tabela 22.

Como localização da unidade foi selecionada a região onde está instalada atualmente a Refinaria Abreu e Lima (RNEST), no complexo industrial do Porto de Suape, no município de Ipojuca, estado de Pernambuco. A seleção da localização desta refinaria em específico para o estudo de caso a ser realizado foi pautada na proximidade da refinaria com áreas de preservação ecológica, pequenos centros urbanos e o balneário de Porto de Galinhas, importante destino turístico da região e do estado de Pernambuco (PETROBRAS SA, 2006). Em função das características descritas, pode-se dizer que a área em torno da refinaria é uma área sensível e os impactos de uma instalação industrial devem ser mínimos para não prejudicar as atividades turísticas e comprometer o meio ambiente.

Os dados meteorológicos da região selecionada bem como as características do relevo serão abordados nos itens 4.5.3 e 4.5.5 a seguir.

**Tabela 22:** Parâmetros de projeto e operação típicos de um sistema de manuseio e estocagem de CVP.

Fonte: Informações de acervo pessoal.

Parâmetro	Valor
Produção de coque (t/d)	6.144
Taxa de estocagem do Coque (t/h)	225
Taxa de expedição do Coque (t/h)	1000
Taxa de carregamento do Coque (t/h)	463
Período de operação do sistema de estocagem	16horas/dia @ 7dias/semana
Período de operação do sistema de expedição e carregamento	10horas/dia @ 5dias/semana
Dimensões do <i>coke pit/pad</i> - largura x comprimento	18 x 65 m
Comprimento das correias transportadoras – estocagem (m)	1.253
Número de chutes de transferência - estocagem	4
Arranjo da pilha de coque	Longitudinal, tipo <i>Chevron</i>
Dimensões da pilha de coque – altura x largura x comprimento	13 x 35 x 230 m
Número de pilhas de coque	4
Comprimento das correias transportadoras – estocagem (m)	1.259
Número de chutes de transferência - estocagem	6
Número de baias de carregamento rodoviário	3
Capacidade dos caminhões (t)	27

#### 4.5 DADOS DE ENTRADA PARA O SIMULADOR DE DISPERSÃO ATMOSFÉRICA – AERMOD

Para a elaboração de um estudo de dispersão atmosférica é necessário conhecer as emissões e dados relativos à ocupação do solo, relevo e condições climáticas, como detalhado no item 3.7 deste trabalho. Desta forma, o simulador precisa ser alimentado com essas informações para que o estudo de dispersão possa ser realizado.

Neste item serão apresentados os dados de entrada alimentados no simulador e as considerações realizadas para que fosse possível realizar o estudo em questão.

#### 4.5.1 IDENTIFICAÇÃO DOS CENÁRIOS DE ESTUDO

Os impactos do sistema de manuseio e estocagem de CVP foram analisados em função das emissões de material particulado, sob a forma de PTS e MP<sub>10</sub>. Não foram analisados os impactos para partículas menores, como MP<sub>2,5</sub>, pois conforme discutido no item 3.5.4, essas partículas são emitidas principalmente em decorrência de processos de combustão. As operações existentes no sistema de manuseio e estocagem de coque são caracterizadas como atividades mecânicas (transferência, empilhamento, armazenagem e etc.) e por esta razão não são consideradas fontes de emissão de partículas finas como MP<sub>2,5</sub>.

O simulador comercial AERMOD não permite a avaliação ao mesmo tempo de poluentes diferentes. Em função disso, foram criados dois cenários, identificados pelas letras “A” e “B” para os poluentes PTS e MP<sub>10</sub>, respectivamente. Nos cenários A e B foram consideradas todas as fontes presentes no sistema de manuseio e estocagem de CVP com seu potencial máximo de emissão, isto é, sem considerar a eficiência de redução das emissões das medidas de controle existentes. Esta consideração foi feita para permitir avaliar o real impacto deste sistema identificando o pior cenário em termos de emissões de MP.

Cenários alternativos aos cenários base (cenários A e B) foram simulados para verificar o impacto da utilização da pá-carregadeira e a influência das medidas de controle. Nas instalações brasileiras, as operações com pá-carregadeiras são de caráter temporário, durante a manutenção da retomadora ou demais equipamentos do sistema. No entanto, em algumas instalações similares localizadas no exterior o uso de pá-carregadeira é de caráter contínuo conforme previsto no projeto. O aumento das emissões de MP no sistema de manuseio e estocagem de CVP decorrente do uso de pá-carregadeira já foi abordado nos tópicos anteriores, a definição de um cenário específico considerando a utilização deste equipamento visa a constatação desse fato e avaliação de seus impactos na qualidade final do ar.

No item 4.3 foram apresentadas e discutidas as boas práticas e medidas de controle aplicáveis ao sistema de manuseio e estocagem de CVP para minimizar as emissões. No estudo de caso realizado foram selecionadas duas medidas de controle para serem avaliadas: aspersão das pilhas de estocagem com água e chutes de transferência enclausurados. A seleção destas duas medidas de controle foi baseada nas instalações existentes, essas medidas são as que estão presentes

em todos os sistemas instalados no Brasil. As medidas como a cobertura das correias transportadoras, o pátio fechado e a instalação de telas de proteção estão presentes em alguns dos sistemas, mas não em todos. Outras medidas como manutenção preventiva, limpeza da unidade e cobertura da caçamba dos caminhões, por exemplo, são boas práticas, mas não possuem um valor comprovado para a eficiência de redução e por esta razão não foram consideradas na avaliação. Os cinturões verdes, presentes em todas as instalações, também não foram considerados. Embora eles estejam presentes, em alguns casos, as árvores não se adaptam às condições do ambiente e não se desenvolvem normalmente. Por esta razão, optou-se por não considerar seu potencial de redução nos estudos realizados.

Para o poluente  $MP_{10}$  foi analisado também a influência das emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque nas emissões totais de uma refinaria. Para que essa análise fosse possível, foram inseridas as demais fontes emissoras de  $MP_{10}$  presentes em um esquema de refino simplificado, voltado exclusivamente para a produção de diesel. Nesta comparação foi assumido que o esquema de refino não possui unidade de craqueamento catalítico<sup>8</sup> (FCC), considerando como fontes emissores de  $MP_{10}$  apenas as chaminés dos fornos de processo e das caldeiras utilizadas na geração de utilidades, além da tocha.

Para cada cenário, base e alternativos, foram analisados os cinco maiores valores diários e a média anual das concentrações dos dois poluentes considerados no estudo. A Tabela 23 apresenta os cenários avaliados com suas principais características.

---

<sup>8</sup> A unidade de FCC produz uma corrente que após tratamento pode ser incorporada ao diesel. No entanto, em termos volumétricos e de qualidade, a principal função da unidade de FCC é produzir correntes para a produção de gasolina. Por esta razão, considerou-se que no esquema de refino voltado para a produção de diesel não haveria unidades de FCC.

**Tabela 23:** Identificação e descrição dos cenários analisados no estudo de caso.

<b>Cenário</b>	<b>Descrição do Cenário</b>
A	Caso Base – PTS sem medidas de controle;
B	Caso Base – MP <sub>10</sub> sem medidas de controle;
A1	PTS sem medidas de controle e com uso da pá-carregadeira;
B1	MP <sub>10</sub> sem medidas de controle e com uso da pá-carregadeira;
A2	PTS com medidas de controle;
B2	MP <sub>10</sub> com medidas de controle;
A3	PTS com medidas de controle e com uso da pá-carregadeira;
B3	MP <sub>10</sub> com medidas de controle e com uso da pá-carregadeira;
B4	MP <sub>10</sub> total sem medidas de controle;
B5	MP <sub>10</sub> total sem medidas de controle e com uso da pá-carregadeira;
B6	MP <sub>10</sub> total com medidas de controle;
B7	MP <sub>10</sub> total com medidas de controle e com uso da pá-carregadeira;

#### 4.5.2 CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES EMISSORAS

As fontes de emissão foram caracterizadas e definidas de acordo com o potencial emissor de cada atividade do sistema e de suas características físicas que influenciam o processo de dispersão dos poluentes. Assim como cada etapa do sistema de manuseio e estocagem de CVP possui uma fórmula específica para determinar as suas emissões, cada operação possui características inerentes que devem ser consideradas na caracterização do tipo de fonte a ser inserida no simulador.

As fontes do sistema de manuseio e estocagem de CVP selecionadas para compor o estudo de dispersão atmosférica foram: (a) *coke pit/pad*, (b) moega móvel, (c) correias transportadoras, (d) chutes de transferência, (e) pilhas de estocagem e (f) caçamba dos caminhões.

O *coke pit/pad* foi caracterizado como uma fonte área em função das suas características construtivas. As paredes que delimitam a área do *coke pit/pad* funcionam como uma proteção ao coque ali armazenado, sendo apenas a camada superficial que fica exposta ao meio ambiente, assemelhando-se a uma piscina. Para estimar a taxa de emissão desta fonte foi considerada a operação de transferência do coque do *coke pit* para o *coke pad*. Não foi considerada a etapa de queda do coque do tambor (durante o descoqueamento) para o *coke pit* devido à

presença de água em abundância durante este procedimento. Também não foi considerada a ação do vento no coque estocado no *coke pit/pad*, pois o mesmo está protegido pelas paredes do *coke pit/pad*.

A moega móvel também foi considerada como fonte área. O potencial emissor da moega móvel ocorre durante a etapa de transferência do coque do *coke pit/pad* para a moega, quando o coque é despejado pela caçamba sobre a moega passando pela grelha que existe na parte superior da moega. Após a transferência o material sólido fica armazenado no interior da moega e não contribui para as emissões. Em função disso, foram consideradas as dimensões da grelha como dimensões significativas para as emissões, caracterizando a moega móvel como uma fonte área. A taxa de emissão foi calculada considerando a operação de transferência do coque para a moega móvel.

As correias transportadoras possuem como dimensão significativa seu comprimento, mas a largura da correia e a altura de coque durante o transporte também podem influenciar no potencial de emissão desta fonte. Por esta razão, as correias foram classificadas como fontes linha-volume. A fonte volume do simulador considera que as emissões ocorrem nos três eixos, ou seja, o comprimento, a largura e a altura são importantes para caracterizar a fonte, mesmo que uma das dimensões se sobressaia às demais. A fonte linha-volume se comporta como se a fonte fosse composta por diversos volumes adjacentes que formam uma linha. As taxas de emissão das correias foram calculadas à partir dos fatores de emissão específico para a atividade de transporte por correias.

Os chutes de transferência foram classificados como fontes pontuais e as taxas de emissão calculadas à partir dos fatores de emissão específicos para as operações de transferência. A classificação dos chutes de transferência como fontes pontuais considerou o fato da transferência do material ocorrer de forma controlada e em locais específicos, diferente das transferências do coque para o *coke pad* e para a moega móvel.

As pilhas de estocagem, a princípio, foram classificadas como fontes volume, pelo fato deste tipo de fonte considerar as três dimensões geométricas da pilha. No entanto, para cadastrar uma fonte como fonte volume no simulador é necessário que largura e comprimento sejam idênticos. Para contornar esta limitação, as pilhas de estocagem foram classificadas como fontes linha-volume, sendo composta por diversos volumes de comprimento e largura idênticos.

Para estimar as taxas de emissão das pilhas foram considerados os fatores de emissão das operações de transferência que correspondem à formação da pilha, da ação do vento sobre as pilhas e da utilização de pá-carregadeira para remover o coque das pilhas. A pilha de estocagem que está sendo formada teve a sua taxa de emissão calculada pela soma das emissões provenientes da formação da pilha e da ação do vento, enquanto que a taxa de emissão da pilha que já está formada e está sendo consumida para a expedição do material considerou apenas a ação do vento. No cenário alternativo que levou em consideração a utilização da pá-carregadeira, a taxa de emissão da pilha já formada foi calculada pela soma das emissões provenientes da ação do vento e da utilização da pá-carregadeira.

As caçambas dos caminhões foram categorizadas como fontes em função da etapa de carregamento dos mesmos. Durante esta etapa o coque é transferido dos silos onde está estocado para a caçamba dos caminhões com o auxílio de uma tromba telescópica. A taxa de emissão é calculada pelo fator de emissão das operações de transferência e esta fonte foi considerada como área em razão das dimensões características da caçamba (largura e comprimento). Não é esperado que o carregamento de coque extravase as paredes da caçamba, por esta razão a dimensão altura não é considerada, caracterizando a fonte como área. Após o carregamento, o coque armazenado na caçamba será coberto com uma lona, evitando qualquer emissão de MP durante o transporte.

As emissões decorrentes do transporte do coque por caminhões, isto é, as emissões decorrentes do combustível utilizado durante o transporte não foram consideradas. Embora a quantidade de caminhões necessária para a expedição de toda a produção de coque seja grande (acima de 100 caminhões por dia), a distância percorrida internamente na refinaria é pequena. Mesmo se fosse considerado o destino final, que para este estudo de caso poderia ser o porto de Suape, a distância percorrida não é grande (aproximadamente 10 km).

Além da classificação das fontes e da taxa de emissão de cada uma, é necessário fornecer ao simulador a localização das mesmas. As coordenadas de localização das fontes mencionadas anteriormente foram obtidas de forma aproximada com o auxílio do software *Google Earth* e considerando um arranjo típico para o sistema de manuseio e estocagem de coque.

As atividades do sistema de manuseio e estocagem de CVP não são contínuas, operando em determinados períodos do dia, conforme os dados

apresentados na Tabela 22. Os equipamentos e as operações que compõem a seção de empilhamento operam todos os dias da semana durante 16 horas, enquanto que os da seção de expedição e carregamento operam 10 horas durante 5 dias da semana. Essa informação é relevante para o estudo de caso realizado, pois a grande parte das emissões está associada a uma atividade específica, se a atividade não ocorre, também não há emissão de poluente. A exceção desta regra são as emissões ocorridas devido à ação dos ventos sobre as pilhas de estocagem que podem ocorrer constantemente.

Para a obtenção dos valores das taxas de emissão são consideradas as vazões praticadas em cada etapa do processo, que são determinadas considerando o período de operação de cada equipamento. Dessa forma, ao considerarmos a taxa de emissão calculada como emissão contínua, as emissões daquela atividade estariam superestimadas.

No simulador de dispersão atmosférica utilizado para o estudo de caso (AERMOD) é possível indicar o período no qual uma determinada fonte está ativa, isto é, o período no qual deve ser considerada a taxa de emissão fornecida. Esta facilidade permite que o modelo se assemelhe à realidade encontrada na planta industrial. Para as fontes que compõem a seção de empilhamento foi selecionado o período de 5 às 21h para a atividade das fontes e para aquelas que compõem a seção de expedição e carregamento foi selecionado o período de 7 às 17 horas de segunda à sexta.

Caso o simulador não apresentasse a possibilidade de inserir o período de atividade das fontes, a solução a ser adotada seria distribuir o valor da taxa de emissão ao longo do dia e considerar a fonte com operação contínua. Esta alternativa não é a mais indicada, pois considera que a emissão ocorre continuamente e com valores horários menores que o real, com possibilidade de interferir no resultado final do estudo de dispersão.

Não foram inseridos períodos de atividades para as pilhas de estocagem devido à emissão contínua provocada pela ação do vento. No entanto, a taxa de emissão da pilha que está em formação considera além da parcela relativa à ação do vento, a contribuição da operação de empilhamento caracterizada como uma operação de transferência. Como não é possível criar duas fontes com a mesma localização no simulador, as emissões referentes à atividade de transferência foram consideradas contínuas e o valor inicialmente calculado foi distribuído ao longo do

dia. Esta mesma abordagem foi considerada para o caso no qual foi considerada a utilização da pá-carregadeira.

A Tabela 24 apresenta um resumo das informações cadastradas no simulador em relação às fontes emissoras detalhadas anteriormente.

**Tabela 24:** Resumo das informações referentes às fontes de emissão consideradas no estudo de caso.

Identificação da fonte	Tipo	Fator de emissão considerado	Regime de atividade
<i>Coke pit/pad</i>	Área	Transferência (Equação 4)	16horas/d @ 7dias/semana
Moega Móvel	Área	Transferência (Equação 4)	16horas/d @ 7dias/semana
Correias Transportadoras	Linha/Volume	Correias (Equação 5)	Nota (1)
Chutes de Transferência	Pontual	Transferência (Equação 4)	Nota (1)
Pilhas de Estocagem	Linha/Volume	Transferência (Equação 4) Ação dos ventos (Equação 6) Pá-Carregadeira (Equação 12)	Contínuo
Caçamba de Caminhões	Área	Transferência (Equação 4)	10horas/d @ 5dias/semana

**NOTA:**

(1) As correias transportadoras e os chutes de transferência que fazem parte da seção de empilhamento possuem como regime de atividade 16horas/dia @ 7dias/semana, enquanto que os que compõem a seção de expedição e carregamento operam durante 10horas/dia @ 5dias/semana.

#### 4.5.3 DADOS DO RELEVO

Os dados de relevo da região do estudo de caso realizado foram obtidos da base de dados disponibilizada no *site* da *Web GIS*. Os dados disponíveis neste banco de dados foram obtidos durante uma missão intitulada *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)* e são compostos em duas categorias: SRTM1 e SRTM3. A principal diferença entre eles é a forma de obtenção dos mesmos, os dados classificados como SRTM1 foram obtidos com intervalos de 1 arco-segundo (arcseg) na latitude e longitude, enquanto que para os dados SRTM3 o intervalo utilizado foi de 3 arco-segundo. Os dados SRTM1 são mais refinados que os dados SRTM3, no entanto, a categoria SRTM1 está disponível apenas para a região dos

Estados Unidos, para o restante dos países os dados estão disponíveis em SRTM3 (WEB GIS, 2015).

A região de interesse no estudo de caso está compreendida aproximadamente na latitude oeste a 35° e longitude sul a 9°. Por esta razão foram selecionados os arquivos com estas coordenadas para alimentar o simulador de dispersão atmosférica. Os arquivos disponibilizados no banco de dados possuem extensão compatível com as necessárias para entrada de dados no simulador AERMOD. Provavelmente em razão da *Lakes Environmental*, que comercializa os principais softwares de modelagem atmosférica (CALLPUF, AERMOD, entre outros), ser a principal patrocinadora do *Web GIS*.

Os arquivos utilizados para caracterizar o terreno permitem também que sejam utilizadas as elevações para caracterizar as fontes e os receptores. Desta forma, o estudo de dispersão considerou as elevações do terreno analisado.

#### 4.5.4 DADOS DE DISPERSÃO

O objetivo do estudo de dispersão deste trabalho é de avaliar a dispersão de material particulado proveniente do sistema de manuseio e estocagem de coque, por esta razão, foi selecionada apenas a opção de analisar a concentração de MP na região de interesse.

A fim de obter os resultados mais conservativos possíveis optou-se por não considerar nos cálculos das concentrações, a deposição das partículas sólidas. O simulador calcula por algoritmo próprio a deposição das partículas em função do tamanho, mas permite que o usuário considere ou não os valores no resultado final das concentrações. Quando o usuário opta por considerar os cálculos de deposição, a quantidade depositada é removida do ambiente e a concentração é calculada com a massa resultante. Quando os parâmetros de deposição não são considerados, a concentração é calculada em cada ponto com a mesma massa original emitida pela fonte.

Foi utilizado como coeficiente de dispersão o modelo para áreas rurais. Embora a localização da refinaria seja próxima ao porto de Suape e existam algumas indústrias próximas às suas instalações, a região não apresenta muitas indústrias e/ou construções e tampouco é densamente povoada. Por esta razão

optou-se por utilizar o coeficiente para áreas rurais ao invés do coeficiente para áreas urbanas.

Foram selecionadas também as opções padrões para o modelo de dispersão que consideram os efeitos de elevação do terreno nos cálculos e a influência de construções próximas às fontes emissoras que podem alterar a dispersão dos poluentes.

#### **4.5.5 DADOS METEOROLÓGICOS**

Usualmente, os dados meteorológicos utilizados nos estudos de dispersão atmosférica são dados de estações meteorológicas instaladas próximas aos aeroportos. Essa prática é adotada, pois as informações coletadas por estas estações meteorológicas são suficientes para os estudos de dispersão atmosférica e também por seguir padrões de coleta conforme recomendações internacionais. No entanto, a localização do aeroporto é um fator limitante para o amplo uso dos dados das estações meteorológicas próximas ao mesmo. Isto porque o número de aeroportos no Brasil é pequeno e limitado a grandes centros.

Nas proximidades da região selecionada para o estudo de caso, a estação meteorológica mais próxima está localizada à 30 km, e corresponde a estação do Aeroporto Internacional de Recife (SBRF), conforme informações disponíveis no site do CPTEC (CPTEC, 2015).

No relatório de impacto ambiental do empreendimento da Refinaria Abreu e Lima (PETROBRAS SA, 2006) os dados meteorológicos foram coletados de três estações meteorológicas. No entanto, a localização dessas estações não é próxima ao local de interesse, possuindo distâncias similares à estação localizada no aeroporto. Na Tabela 25 está apresentada a localização das estações meteorológicas utilizadas no estudo de impacto ambiental e da estação do aeroporto de Recife. As distâncias entre as estações e o ponto de interesse foram obtidas através de estimativa realizada pelo *software* Google Earth ®.

**Tabela 25:** Localização das estações meteorológicas e distância ao ponto de interesse.

Fonte: Adaptado de PETROBRAS SA, 2006 e CPTEC, 2015.

Estação Meteorológica	Localização		Distância aproximada do ponto de interesse
	Latitude	Longitude	
Porto de Galinhas	-8,75°	-35,00°	42 km
Recife	-8,37°	-35,03°	37 km
Recife/Curado	-8,05°	-34,92°	38 km
Recife (Aeroporto)	-8,13°	-34,92°	30 km

Como pode ser observado pelos dados da Tabela 25, as estações meteorológicas disponíveis possuem distância entre 30 a 40 km da região de interesse. Com exceção da estação localizada no município de Ipojuca (Porto de Galinhas), as demais estações estão em áreas densamente habitadas. Em função da distância e da característica do local onde estão instaladas, os dados provenientes dessas estações podem não representar as condições climáticas da área de interesse.

Por estas razões optou-se por utilizar os dados climáticos processados via MM5<sup>9</sup> obtidos pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Esses dados meteorológicos foram solicitados pela UFPE para a realização de estudos de dispersão atmosférica para a implantação do empreendimento da Refinaria Abreu e Lima. A série de dados contempla 3 anos: 2006, 2007 e 2008. O formato do arquivo com os dados meteorológicos é compatível com o software de dispersão, não sendo necessário nenhum tratamento ou ajuste para a sua utilização.

Os dados meteorológicos processados via MM5 são obtidos para regiões onde não há em suas proximidades, nenhuma estação meteorológica ou então quando os dados disponíveis não são confiáveis. A ferramenta MM5 permite prever os dados meteorológicos de qualquer ponto da superfície terrestre (LAKES ENVIRONMENTAL, 2015).

A localização selecionada para a obtenção dos dados meteorológicos é muito próxima às instalações da Refinaria Abreu e Lima (cerca de 1 km), e conseqüentemente, da região de interesse neste estudo. A latitude e a longitude da

<sup>9</sup> Modelo de Mesoescala desenvolvido pela PennState University em parceria com o National Center for Atmospheric Research (NCAR). O número 5 refere-se à quinta geração do modelo.

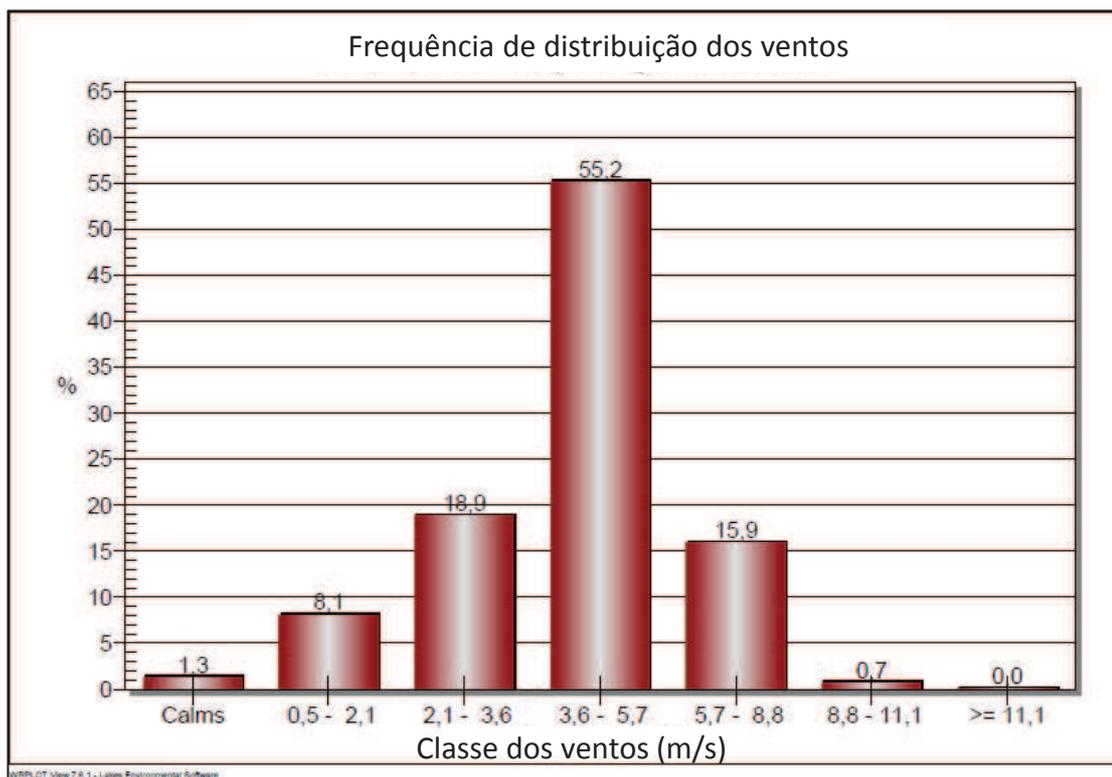
estação é  $-8,38^\circ$  e  $-35,0^\circ$ , respectivamente. A Figura 38 mostra a localização do ponto de obtenção dos dados meteorológicos e da refinaria utilizada no estudo de caso.



**Figura 38:** Localização do ponto de obtenção dos dados meteorológicos utilizados no estudo de dispersão atmosférica.

A intensidade dos ventos que incidem sobre a área de interesse pode ser considerada de média intensidade, com pequenos períodos de calmaria, conforme a frequência de distribuição dos ventos apresentada na Figura 39. Segundo as informações da Figura 39, velocidades dos ventos acima de 8,8 m/s correspondem a apenas 0,7% dos ventos observados na região, enquanto que o período de calmaria corresponde a 1,3%. Cerca de 90% dos ventos possuem velocidade entre 2,1 a 8,8 m/s, sendo 55% deste valor entre a faixa de 3,6 a 5,7 m/s.

A direção predominante dos ventos é a direção sudeste, isto é, os ventos sopram da direção sudeste para noroeste, como pode ser observado na rosa dos ventos ilustrada na Figura 40. Os valores apresentados na rosa dos ventos da Figura 40 correspondem ao período total dos dados meteorológicos, ou seja, média dos anos 2006, 2007 e 2008.

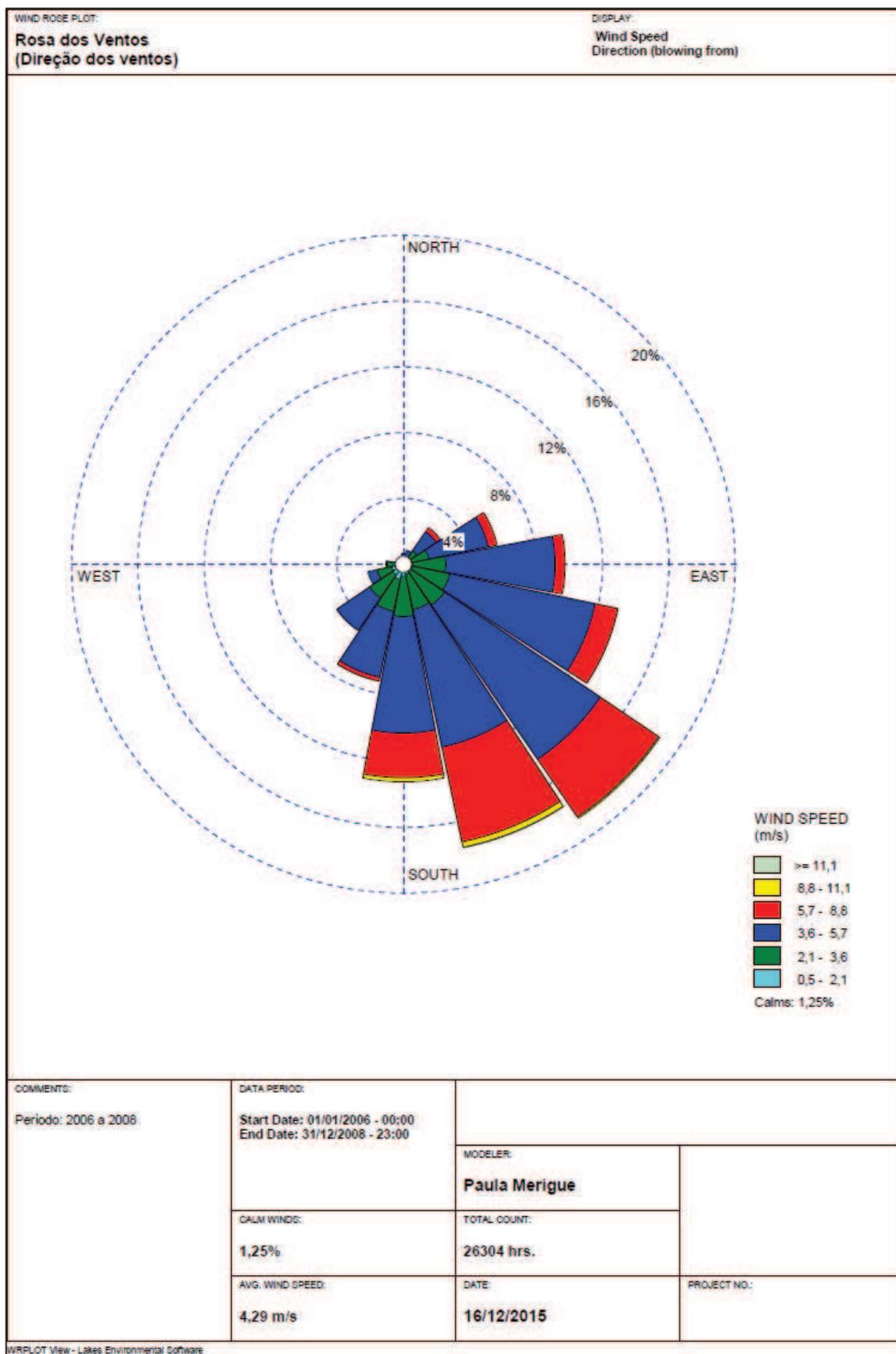


**Figura 39:** Frequência de distribuição dos ventos na área de interesse do estudo de caso.

Não foram observadas grandes variações entre os valores de intensidade e direção dos ventos quando analisados separadamente, isto é, ano a ano. A Tabela 26 apresenta os dados de velocidade média dos ventos e período de calmaria dos ventos para cada ano individualmente e para o período total. Analisando os dados da Tabela 26, observa-se que a variação entre os anos para a velocidade média é muito pequena. O período de calmaria é que possui maior variação, mas também não apresenta diferença significativa.

**Tabela 26:** Principais parâmetros relacionados aos ventos apresentados individualmente ano a ano e a média total do período.

Parâmetros	Período			
	2006	2007	2008	Total
Velocidade média dos ventos (m/s)	4,28	4,39	4,19	4,29
Período de calmaria (%)	1,05	1,04	1,67	1,25



**Figura 40:** Rosa dos ventos para o período de 2006 a 2008 dos dados meteorológicos próximos à região de estudo.

#### 4.5.6 DEFINIÇÃO DOS RECEPTORES

Os receptores podem ser considerados como os pontos de interesse para cálculo das concentrações dos poluentes no estudo de dispersão atmosférica. A especificação dos receptores pode ser de diferentes formas, a depender do objetivo da análise.

Os receptores discretos são aqueles com coordenadas X e Y definidas e são usados para caracterizar um ponto específico, como exemplo, uma comunidade. Neste trabalho os receptores discretos foram utilizados para caracterizar as estações de monitoramento de qualidade do ar que se localizam próximos à região de estudo. Na Tabela 27 são apresentadas as estações citadas bem como a localização das mesmas.

**Tabela 27:** Localização das estações de monitoramento da qualidade do ar próximas à região de estudo.

Estação	Localização	
	Coordenada X (UTM)	Coordenada Y (UTM)
Cone	277915,21	9085747,96
Gaibu	284553,15	9078795,20
Ipojuca	278409,49	9066693,28

Para ser possível obter as curvas de isoconcentração dos poluentes no estudo de dispersão atmosférica é necessário caracterizar uma grade de receptores. Essa grade pode ser cartesiana ou polar e ser uniforme ou não uniforme. Neste estudo optou-se por uma grade cartesiana uniforme. Para caracterizar uma grade de receptores cartesiana uniforme é necessário definir um ponto central (com as coordenadas X e Y) e a partir deste ponto central é montada a grade com o espaçamento e a quantidade de pontos em cada eixo especificados pelo usuário. O número de pontos é escolhido de forma a abranger a área de interesse para o estudo de dispersão. O espaçamento entre os pontos é uma variável que deve ser selecionada com cautela, pois um espaçamento muito grande pode prejudicar a precisão do estudo enquanto que um espaçamento muito pequeno aumenta significativamente o esforço computacional necessário sem apresentar grandes variações na precisão.

O espaçamento selecionado neste estudo foi de 500m entre os pontos. Esse valor é o valor de referência aceito pelos órgãos ambientais nos estudos de dispersão atmosférica. O ponto central selecionado possui coordenadas X e Y iguais a 277790,71 e 9076057,35, respectivamente. O número de pontos para o eixo X foi especificado em 35 e no eixo Y em 42, optou-se por esses valores para que a região de análise contemplasse as estações de monitoramento da qualidade do ar. Com essa configuração o número de receptores totais ficou em 1470 e a região de análise com 17 km de extensão no eixo X e 20,5 km no eixo Y.

Além da grade de receptores e dos receptores discretos foram definidos também os limites físicos da refinaria hipotética considerada no estudo. Essa delimitação das fronteiras da refinaria pode ser usada para avaliar apenas os resultados externos aos limites, se for interessante para a análise. No simulador AERMOD, esses limites são denominados de *fence line* e são cadastrados a partir das coordenadas X e Y conhecidas. Neste estudo os resultados serão apresentados em sua totalidade e não apenas fora dos limites da refinaria, mas, mesmo assim, optou-se por inserir os limites da refinaria para permitir uma avaliação mais completa quanto ao comportamento da dispersão dos poluentes analisados.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos com o estudo de caso analisado. Primeiramente será apresentado, no item 5.1, o inventário das emissões de MP para o sistema de manuseio e estocagem de CVP, identificando as operações mais críticas em termos de emissão e o efeito das medidas de controle nas taxas finais de emissão.

No item 5.2 serão apresentadas as curvas de isoconcentração dos poluentes analisados no estudo de dispersão atmosférica. Os valores obtidos serão comparados aos valores estabelecidos pela legislação vigente e comparados aos dados de estações de monitoramento da qualidade do ar próximas às fontes emissoras.

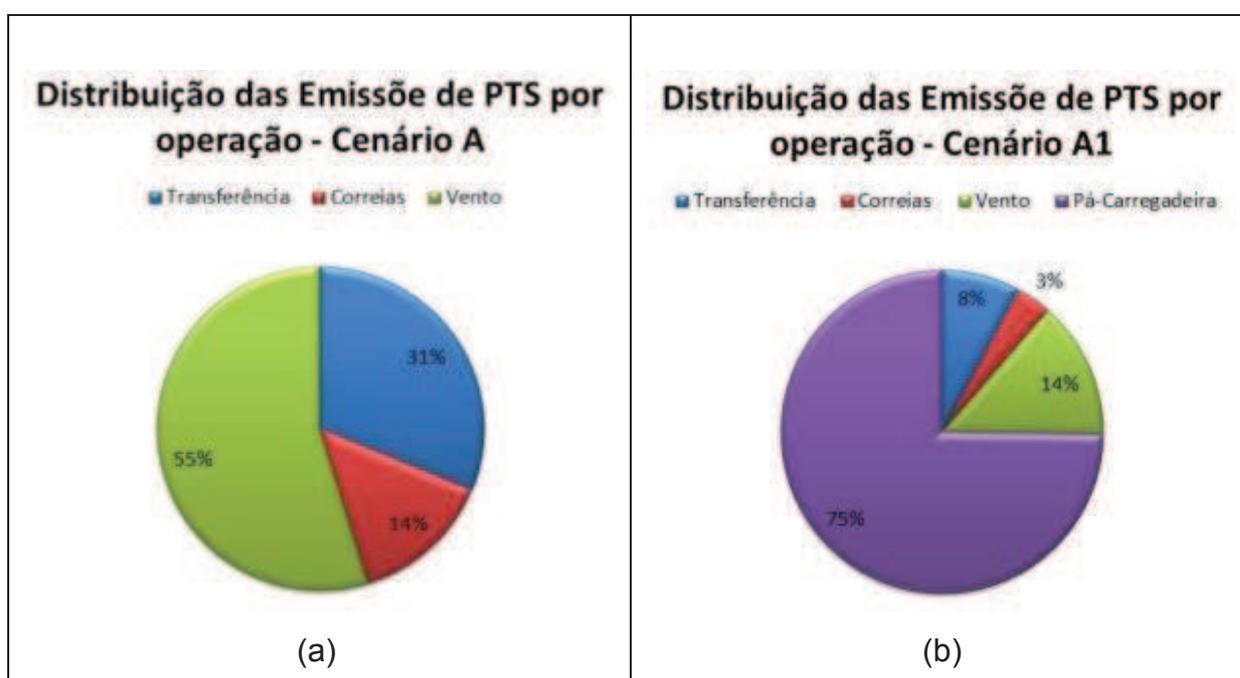
### 5.1 EMISSÕES DE MP NO SISTEMA DE MANUSEIO E ESTOCAGEM DE CVP

As emissões foram quantificadas com o auxílio dos fatores de emissão apresentados no item 4.2 de acordo com a metodologia detalhada no capítulo 4, as planilhas de cálculo que foram desenvolvidas estão ilustradas no Apêndice A. Para facilitar a apresentação dos resultados, as emissões foram agrupadas por operação do sistema: (a) transferência, (b) correias, (c) ação do vento e (d) pá-carregadeira. Cada uma dessas operações possui mais de uma fonte associada. A Tabela 28 apresenta os valores de emissão anual para PTS para os cenários base (A) e alternativos com utilização da pá-carregadeira e com medidas de controle (A1, A2 e A3).

**Tabela 28:** Valores das emissões anuais de PTS do sistema de manuseio e estocagem de CVP considerado no estudo de caso.

Operação	Taxa de emissão (kg de PTS / ano)			
	A	A1	A2	A3
Transferência	9453,5	9453,5	4831,5	4831,5
Correias	4236,7	4236,7	3696,7	3696,7
Ação do Vento	16599,7	16599,7	8299,8	8299,8
Pá-Carregadeira	-	89853,9	-	89853,9
<b>TOTAL</b>	<b>30289,9</b>	<b>120143,8</b>	<b>16828,0</b>	<b>106681,9</b>

Analisando os resultados apresentados na Tabela 28, é possível calcular que para o cenário A as emissões resultantes da ação do vento sobre as pilhas correspondem a 55% das emissões totais. As emissões provenientes da operação das correias transportadoras são as de menor contribuição para o valor final (apenas 14%), seguidas das emissões decorrentes das atividades de transferência (31%). Esta proporção é completamente diferente para o cenário A1 que considera o uso da pá-carregadeira. A diferença entre o cenário A e o A1 é apenas a consideração do emprego da pá-carregadeira como equipamento de retirada do coque das pilhas de estocagem, todas as demais condições permaneceram idênticas. O cenário A1 foi considerado para que fosse possível analisar o impacto da utilização da pá-carregadeira nas emissões de MP no sistema de manuseio e estocagem de CVP. De acordo com os dados da Tabela 28, o emprego de pá-carregadeira no sistema acarreta um aumento de aproximadamente 300% nas emissões totais de PTS. Os gráficos apresentados na Figura 41 ilustram o impacto da utilização da pá-carregadeira nas emissões.



**Figura 41:** Comparação dos valores de emissão de PTS por operação para os cenários A (a) e A1 (b).

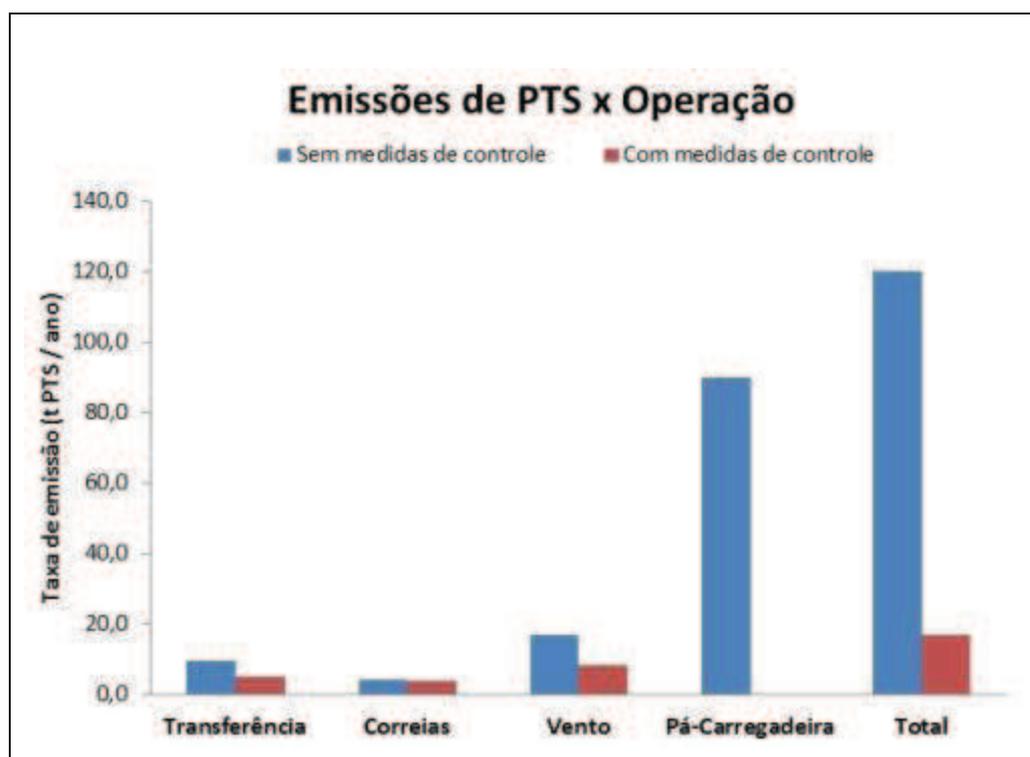
Analisando os gráficos da Figura 41 é possível concluir que qualquer medida de controle que seja implementada em um sistema que faz uso de pá-carregadeira apresentará um potencial pequeno de redução nas emissões, considerando que tal medida não influencie nas emissões decorrentes do uso da pá-carregadeira. O principal ganho em termos de redução das emissões é a não utilização da pá-carregadeira no sistema. Portanto, podemos dizer que os sistemas que consideram a instalação de retomadoras para remover o coque das pilhas de estocagem são menos emissores que aqueles que consideram o uso de pá-carregadeiras.

Diante dos resultados apresentados, a principal medida de controle a ser adotada nos sistemas de manuseio e estocagem de CVP é a não utilização de pá-carregadeira, entretanto, outras medidas complementares podem ser aplicadas, pois também contribuem para reduzir as emissões de material particulado, conforme os dados apresentados na Tabela 28 para os cenários A2 e A3.

A consideração de um sistema de aspersão de água nas pilhas de estocagem reduz em 50% o valor das emissões de PTS, valor de redução similar à realização de transferência do coque em torres fechadas nas mudanças de direção das correias, ou seja, considerando que os chutes de transferência sejam enclausurados. A redução das emissões para a utilização de correias cobertas foi de quase 13%. Vale ressaltar que o potencial de redução para o enclausuramento dos chutes de transferência e das correias transportadoras é igual a 70% para ambos os casos. No entanto, o valor real de redução é menor devido ao fato de que as manobras consideradas como operações de transferência englobam além dos chutes de transferência as demais operações de transferência do sistema, como a formação das pilhas, por exemplo. Para as correias, o potencial de redução ficou abaixo do esperado, pois nem todas as correias presentes no sistema podem possuir cobertura. As correias que recebem o coque da moega móvel e da retomadora e as que enviam o coque para a empilhadeira não podem possuir cobertura, pois esta comprometeria o movimento dos equipamentos.

A redução total das emissões considerando a utilização das três medidas de controle citadas anteriormente corresponde a 45%, aproximadamente, quando comparamos os resultados para os cenários A e A2 apresentados na Tabela 28. Quando comparamos os resultados dos cenários A1 e A3, a redução é de apenas 11% no valor final das emissões, evidenciando que o uso de pá-carregadeira é uma

importante fonte de emissão de MP no sistema de manuseio e estocagem de coque. O gráfico da Figura 42 apresenta o comparativo das emissões de PTS para os cenários com e sem medidas de controle. Como medida de controle das operações com pá-carregadeira foi considerada a sua não utilização, por esta razão, o valor das emissões encontra-se zerado no gráfico da Figura 42.



**Figura 42:** Comparação das emissões de PTS para os cenários com e sem medidas de controle.

Sintetizando as discussões realizadas anteriormente, a principal medida de controle a ser empregada no sistema de manuseio e estocagem de finos é a não utilização de pá-carregadeira, seguida das ações relativas às operações de transferência e ação dos ventos e por fim, a cobertura das correias transportadoras. Todas as medidas juntas acarretam um potencial de redução de 86% em relação ao cenário onde não são consideradas (comparação entre os cenários A1 e A3).

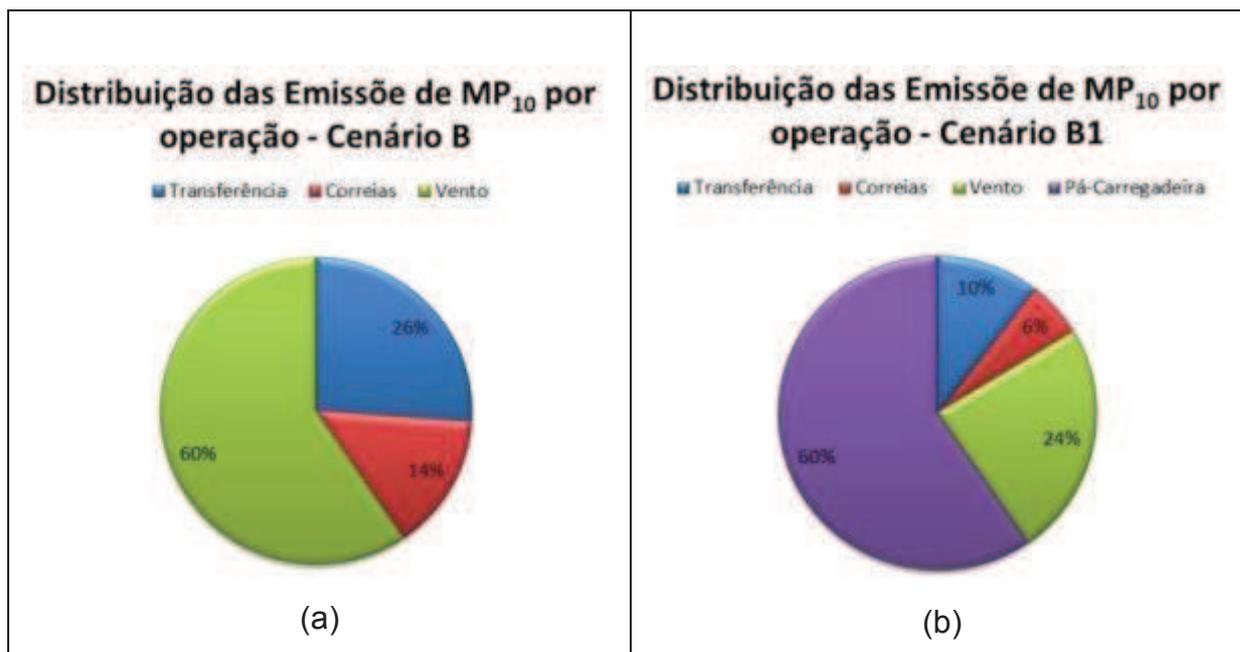
Comparando os resultados dos cenários base (cenários A e B), disponibilizados nas Tabelas 28 e 29, observa-se que as emissões de  $MP_{10}$  correspondem a 46% das emissões de PTS. Para os cenários A1 e B1, que consideram o uso da pá-carregadeira, a proporção de  $MP_{10}$  é menor, cerca de 30% em relação à PTS. Esses valores são função do coeficiente de tamanho de partícula

utilizado no cálculo dos fatores de emissão ( $k_i$ ). Em geral, considera-se a proporção 2:1 para a relação PTS/MP<sub>10</sub>, mas o recomendado é que a proporção verdadeira seja quantificada para cada operação/atividade. No cálculo do fator de emissão para as operações com pá-carregadeira a proporção entre PTS e MP<sub>10</sub> é de aproximadamente 6:1. Para os cenários A1 e B1, as emissões decorrentes do uso da pá-carregadeira se sobressaem as demais, por esta razão a proporção entre PTS e MP<sub>10</sub> para estes cenários é menor que a proporção nos cenários A e B.

**Tabela 29:** Valores das emissões anuais de MP<sub>10</sub> do sistema de manuseio e estocagem de CVP considerado no estudo de caso.

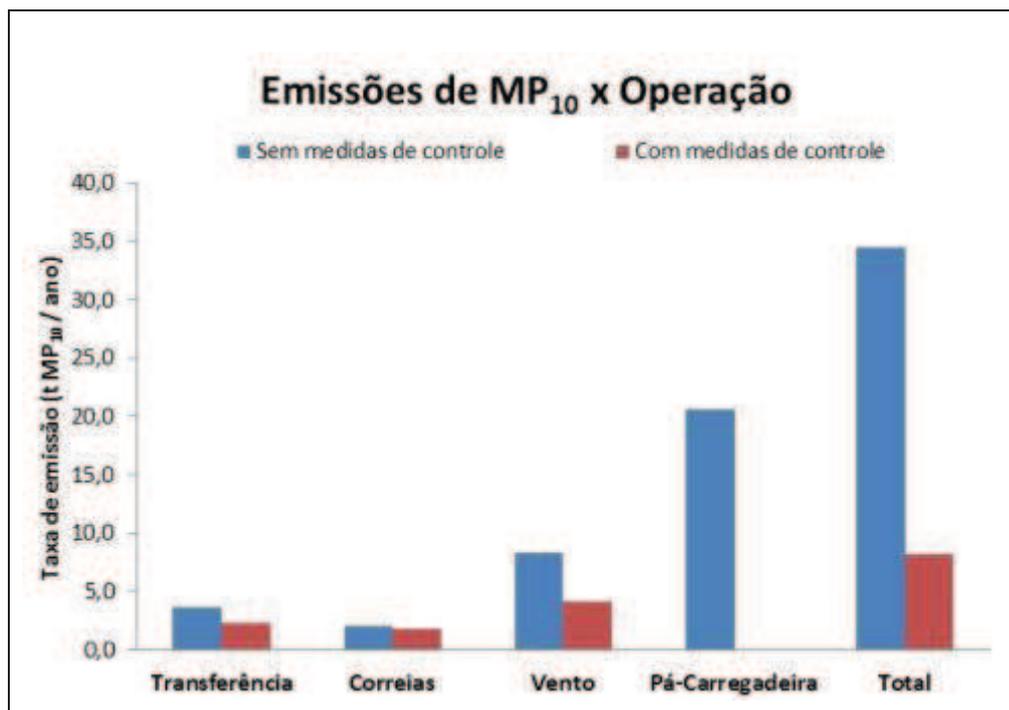
Operação	Taxa de emissão (kg de MP <sub>10</sub> / ano)			
	B	B1	B2	B3
Transferência	3646,6	3646,6	2285,2	2285,2
Correias	2003,8	2003,8	1765,7	1765,7
Ação do Vento	8299,8	8299,8	4149,9	4149,9
Pá-Carregadeira	-	20567,5	-	20567,5
<b>TOTAL</b>	<b>13950,3</b>	<b>34517,8</b>	<b>8200,8</b>	<b>28768,3</b>

Pelos resultados apresentados na Tabela 29, a tendência observada nas emissões de PTS para o sistema de manuseio e estocagem de CVP também é notada para as emissões de MP<sub>10</sub>. Para o cenário base (cenário B) a principal fonte de emissão é a ação dos ventos nas pilhas de estocagem, contribuindo com 60% das emissões, seguida das operações de transferência com 26% e das correias transportadoras com 14%. Assim como observado para as emissões de PTS, o uso da pá-carregadeira aumentam as emissões do sistema, porém para MP<sub>10</sub> o aumento é de praticamente 150%. Na Figura 43 são apresentados os gráficos comparativos dos resultados das emissões para os cenários B e B1.



**Figura 43:** Comparação dos valores de emissão de MP<sub>10</sub> por operação para os cenários B (a) e B1 (b).

A adoção de medidas de controle similares às descritas para PTS resultou em uma redução de aproximadamente 40% nas emissões de MP<sub>10</sub>, conforme comparação dos resultados dos cenários B e B2 apresentados na Tabela 29. O potencial de redução nas emissões pode atingir o valor de 76% quando consideramos também a não utilização da pá-carregadeira como uma medida de controle (comparação entre os resultados dos cenários B1 e B2). O impacto de cada medida de controle utilizada nas emissões pode ser observado com o gráfico da Figura 44.



**Figura 44:** Comparação das emissões de MP<sub>10</sub> para os cenários com e sem medidas de controle.

Como esperado, as emissões de MP<sub>10</sub> são menores que as emissões de PTS, mantendo na maioria das situações a proporção de 1:2. Também para as emissões de MP<sub>10</sub>, a não utilização de pá-carregadeira é o fator principal na redução das emissões, seguido das medidas de aspersão das pilhas de estocagem, enclausuramento dos chutes de transferência e cobertura das correias transportadoras.

Para avaliar o potencial de emissão do sistema de manuseio e estocagem de coque foi feita uma comparação entre os valores estimados neste trabalho e os valores de emissão de uma refinaria com esquema de refino simplificado, voltado exclusivamente para produção de diesel. No esquema de refino considerado não está presente a unidade de craqueamento catalítico (FCC), sabidamente uma das principais fontes de emissão de MP de uma refinaria. Foram consideradas apenas como emissões das demais fontes da refinaria, as emissões provenientes da combustão de gás natural nos fornos das unidades de processo e nas caldeiras para a geração de utilidades. Também foram consideradas as emissões de MP decorrentes da queima de produtos na tocha. Foram utilizados valores de emissão

de fontes com processamento de carga compatível com a carga considerada no sistema de manuseio e estocagem de coque.

Foi optado por não considerar as emissões provenientes de uma unidade de FCC para verificar se as emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque se tornariam significativas diante das outras fontes presentes. A inclusão de outras fontes emissoras de MP apenas contribuiria para diluir o efeito das emissões do sistema de manuseio e estocagem de CVP. A Tabela 30 apresenta os dados referentes às emissões segregadas pelas fontes do sistema de manuseio e das demais fontes da refinaria.

**Tabela 30:** Valores das emissões anuais de MP<sub>10</sub> do sistema de manuseio e estocagem de CVP considerado no estudo de caso e demais fontes presentes em uma refinaria.

Fontes	Taxa de emissão (kg de MP <sub>10</sub> / ano)			
	B4	B5	B6	B7
Sistema de manuseio	13950,3	34517,8	8200,8	28768,3
Outras fontes da refinaria <sup>(1)</sup>	356383,1	356383,1	356383,1	356383,1
<b>TOTAL</b>	<b>370333,4</b>	<b>390900,9</b>	<b>364583,9</b>	<b>385151,4</b>

**NOTA:**

(1) As fontes consideradas para estimar as emissões foram as chaminés dos fornos de unidades de processo, de caldeiras para geração de utilidades e da tocha. Foi considerada a combustão de gás natural.

Conforme os dados exibidos na Tabela 30, as emissões provenientes do sistema de manuseio e estocagem de CVP correspondem a menos de 4% das emissões totais da refinaria para os cenários B4 e B6 onde não é considerado o uso da pá-carregadeira. Para os cenários B5 e B7 que levam em consideração o uso da pá-carregadeira as emissões do sistema de manuseio não ultrapassam o valor de 9% das emissões totais.

Tomando como base os resultados do cenário B5, o potencial de redução das emissões totais quando são consideradas as medidas de controle do cenário B6, ou seja, não utilização de pá-carregadeira, aspersão de água nas pilhas de estocagem, chutes de transferência enclausurados e cobertura das correias transportadoras é de 6,7%. Se além das medidas citadas fosse considerada a cobertura do pátio de estocagem o potencial de redução seria de 8,2%. A cobertura do pátio de

estocagem representa uma redução de 70% nas emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque, no entanto, como as emissões deste sistema representam menos de 10% das emissões totais da refinaria, o potencial de redução no valor final é pequeno. O ganho real com a implementação de um pátio de armazenagem fechado no estudo de caso considerado seria de apenas 1,5% de redução nas emissões totais, desconsiderando o ganho obtido através das outras medidas de controle.

Essa comparação é importante e necessária para auxiliar na identificação das fontes com maior potencial emissor. As ações que visam à redução de emissão devem ser aplicadas às fontes cujo potencial emissor é significativo frente ao montante total da refinaria e não apenas ao sistema no qual está inserida. Uma análise global das emissões permite direcionar os investimentos para os casos mais críticos, ou seja, as grandes fontes poluidoras, contribuindo efetivamente para a melhora da qualidade do ar, reduzindo o lançamento de poluentes na atmosfera.

## **5.2 CURVAS DE ISOCONCENTRAÇÃO DOS POLUENTES AVALIADOS**

A análise de dispersão atmosférica do material particulado oriundo do sistema de manuseio e estocagem de coque foi realizada no simulador comercial AERMOD®, com os dados de condições climáticas e relevos apresentados no item 4.5 e os dados de emissões do item 5.1. No Apêndice B está apresentado o resumo dos dados que foram inseridos no simulador para cadastrar as fontes estudadas.

Para os doze cenários avaliados foram calculadas as cinco primeiras máximas concentrações diárias dos poluentes, além das dez primeiras máximas anuais. Os valores das primeiras máximas concentrações diárias e anuais serão dispostos em tabelas e será apresentada em forma gráfica apenas a primeira máxima concentração diária e anual para cada cenário.

### **5.2.1 PARTICULADOS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS)**

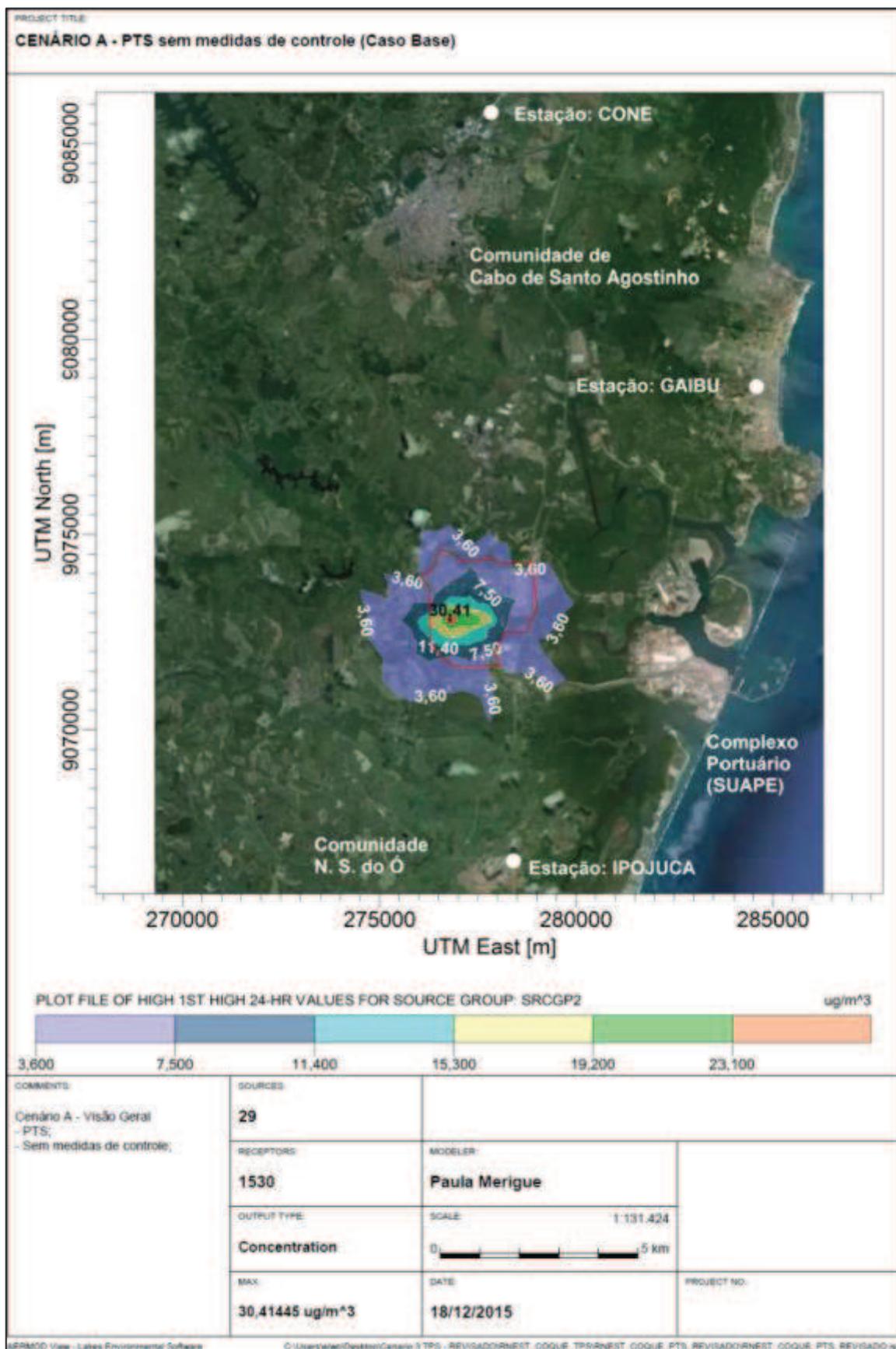
As emissões totais de PTS do sistema de manuseio e estocagem de coque podem variar de aproximadamente 17 a 120 toneladas ao ano, a depender do

cenário analisado, conforme os dados relatados na Tabela 28. No entanto, para avaliar o impacto dessas emissões na atmosfera é necessário transformar os valores de taxa de emissão em valores de concentrações do poluente na atmosfera.

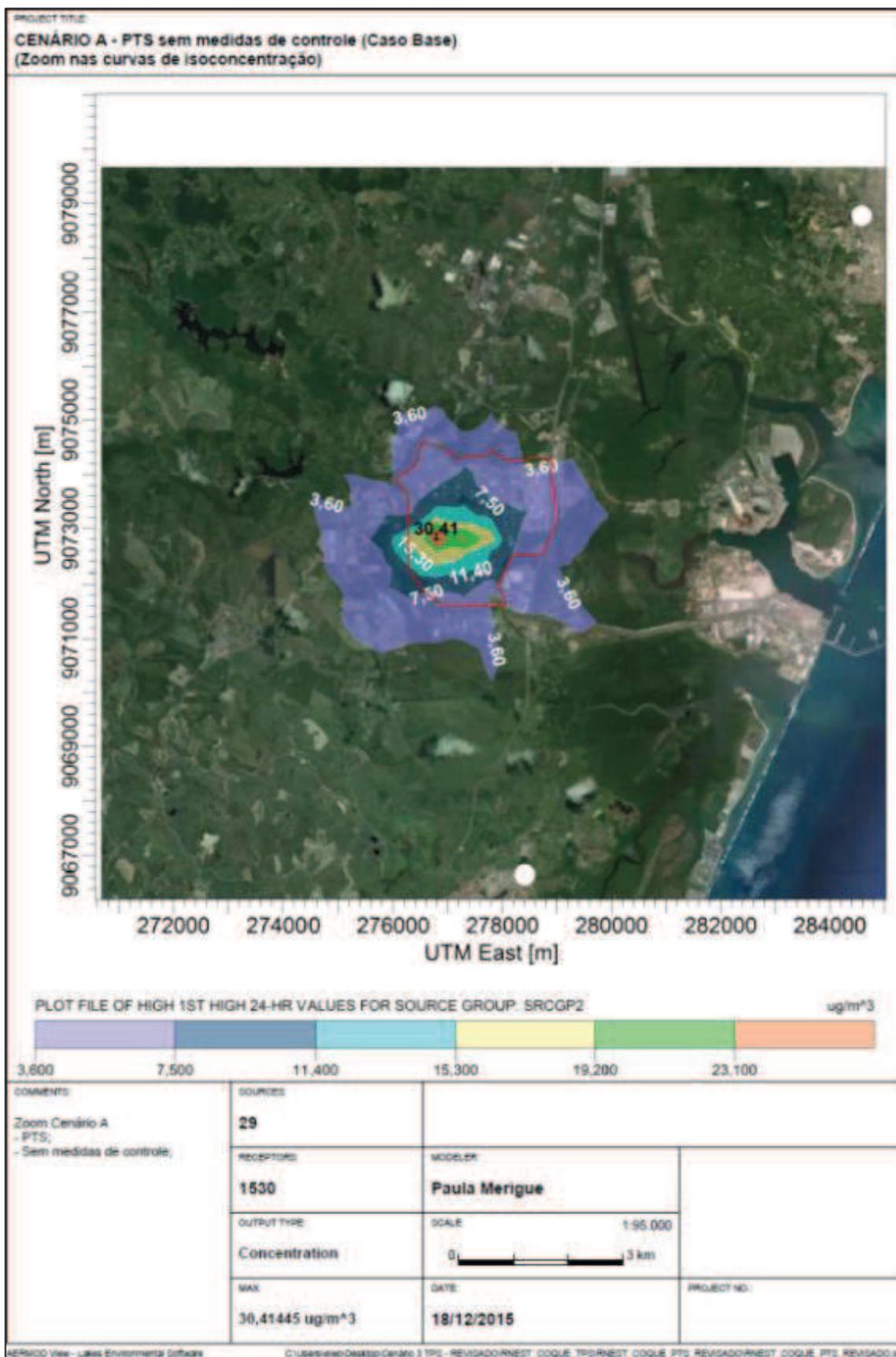
A concentração do poluente é função da taxa de emissão e das características do local, como condições climáticas, relevo e outros fatores. Por esta razão, o estudo de dispersão é importante para complementar as informações obtidas com o inventário e permitir verificar como será o comportamento da dispersão do poluente.

Na Figura 45 são apresentadas as curvas de isoconcentração da maior concentração diária obtida para o cenário A. Nela estão sinalizadas as três estações de monitoramento da qualidade do ar próximas à região de interesse, denominadas de Cone, Gaibu e Ipojuca. Também estão representadas as principais comunidades próximas à região que são a comunidade de Cabo de Santo Agostinho e de Nossa Senhora do Ó, mais ao sul encontra-se a comunidade de Ipojuca onde está localizado o balneário de Porto de Galinhas. Em vermelho está representada a fronteira das instalações da refinaria Abreu e Lima.

A Figura 46 apresenta os mesmos resultados da Figura 45, porém, com uma visualização mais aproximada da região de interesse.



**Figura 45:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A.



**Figura 46:** Curvas de isoconcentração para a maior concentração diária de PTS obtida para o cenário A, com foco na região de interesse.

Pelas curvas apresentadas na Figura 46, é possível observar que a máxima concentração obtida ( $30,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) está localizada dentro dos limites da refinaria, muito próximo à fonte emissora. Fora dos limites da refinaria observa-se que as concentrações do poluente são baixas (menores que  $15,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Vale ressaltar que os valores obtidos para as concentrações de PTS são inferiores aos valores preconizados pela legislação nacional vigente (CONAMA 03, 1990), conforme os dados apresentados na Tabela 9 do item 3.6.

A direção predominante dos ventos, conforme rosa dos ventos apresentada na Figura 40, é de sudeste para noroeste. No entanto, o comportamento da dispersão do poluente segundo as curvas apresentadas na Figura 46 é mais uniforme, não parecendo sofrer influência da direção dos ventos. Esse comportamento mais uniforme pode ser explicado pelas características das emissões, que são emissões fugitivas e das fontes emissoras que em sua maioria são do tipo linha volume. Essas características tanto das emissões quanto das fontes emissoras tendem a concentrar as emissões mais próximas às fontes emissoras e possuir maior dificuldade de dispersão, diferentemente das emissões provenientes de uma chaminé, por exemplo, que são dimensionadas para facilitar o processo de dispersão, evitando que o poluente emitido se concentre próximo à fonte emissora.

A Tabela 31 apresenta os resultados das cinco primeiras máximas concentrações diárias para o cenário A, bem como as coordenadas do local onde as máximas concentrações foram observadas.

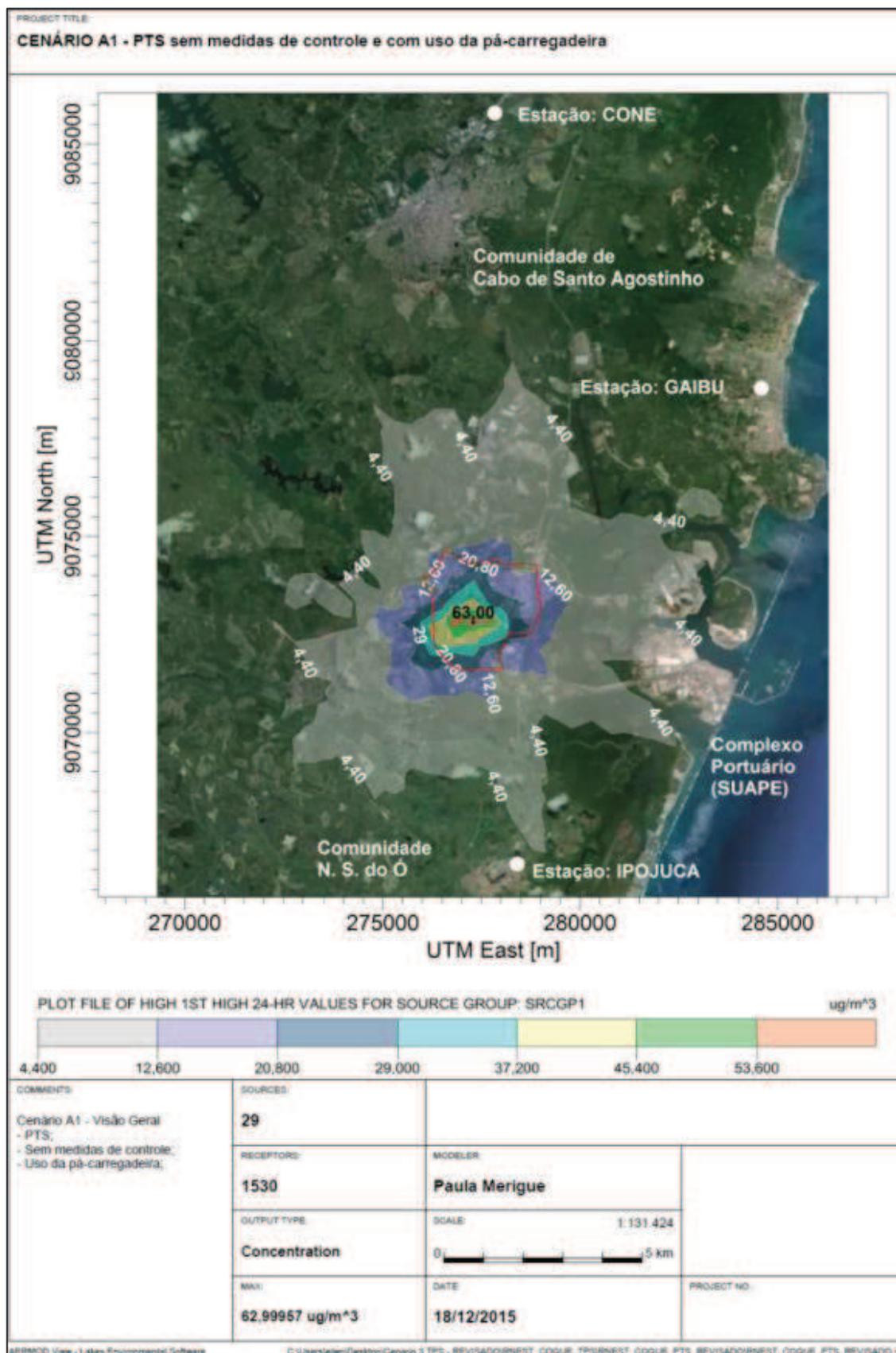
**Tabela 31:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24 horas para o Cenário A.

<b>CENÁRIO A – Intervalo de tempo da média: 24 horas</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	30,41	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	26,26	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	26,02	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	24,92	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	24,43	276790,71	9072807,35

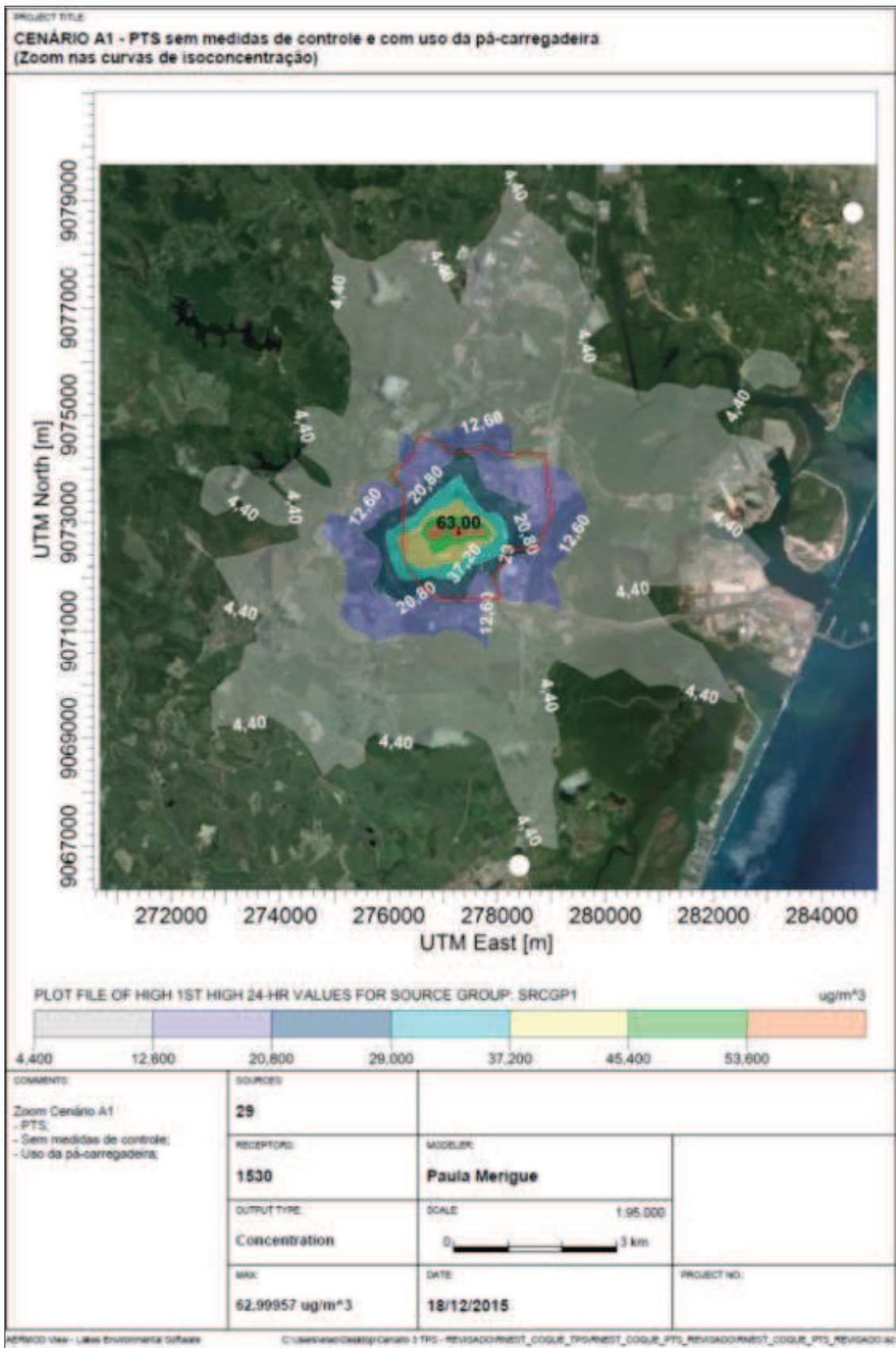
Pode ser observado que os resultados calculados da Tabela 31 apresentaram um comportamento homogêneo da dispersão do poluente estudado. Os valores de concentrações máximas são próximos entre si, apresentando variação de 13 a 20%. Outra característica que merece destaque é a localização ser exatamente a mesma para as cinco primeiras máximas concentrações.

O comportamento observado na dispersão do cenário A é observado também no cenário A1. A principal diferença entre os cenários A e A1 é que este último considera a utilização da pá-carregadeira, o que aumenta significativamente as emissões de PTS, como discutido no item 5.1. Esse aumento das emissões pode ser observado pelo maior valor de concentração máxima obtida ( $63,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e pelo fato de que as concentrações fora do limite da refinaria também serem maiores que as obtidas para o cenário A. As Figuras 47 e 48 apresentam as curvas de isoconcentração para a primeira máxima observada para o Cenário A1 com uma visão geral e destaque para as curvas, respectivamente.

Analisando as curvas apresentadas nas Figuras 47 e 48, observa-se que taxas de emissões maiores resultam em maiores concentrações do poluente e um maior alcance das emissões até a completa dispersão quando comparamos as curvas das Figuras 45 e 46 resultantes de menores taxas de emissão (cenário A). Embora os valores de concentrações máximas obtidos no cenário A1 sejam cerca de duas vezes os valores obtidos no cenário A, ainda estão abaixo do limite recomendado pela Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990) que é de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Esta constatação é importante para verificar que mesmo o pior cenário, ou seja, aquele que possui as maiores taxas de emissão, não compromete a qualidade do ar, segundo os padrões estipulados pela Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990). Como mencionado no item 3.6, a legislação internacional (americana e europeia) não considera mais os particulados totais, razão pela qual não será possível fazer uma comparação com os padrões internacionais.



**Figura 47:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A1.



**Figura 48:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A1, com foco na região de interesse.

A Tabela 32 apresenta os resultados das cinco primeiras máximas concentrações diárias para o cenário A1 e as coordenadas do local onde estas máximas foram observadas.

**Tabela 32:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24 horas para o Cenário A1.

<b>CENÁRIO A1 – Intervalo de tempo da média: 24 horas</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	63,00	277290,71	9072807,35
2ª Máxima	62,68	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	58,22	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	57,28	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	57,05	276790,71	9072807,35

A variação observada nos valores das concentrações das cinco primeiras máximas é inferior a 10%, conforme os dados apresentados na Tabela 32. Esta pequena variação indica um comportamento homogêneo na dispersão do poluente. Quanto ao local das máximas concentrações houve apenas uma pequena variação na coordenada do eixo X da primeira máxima para as demais.

As Tabelas 33 e 34 apresentam os valores das dez primeiras máximas concentrações anuais para os cenários A e A1, respectivamente. Da mesma forma que para as concentrações diárias, as concentrações do poluente no cenário A1 são maiores que as verificadas para o cenário A, em função das maiores taxas de emissão do cenário A1. Em ambos os cenários (A e A1) os valores de concentração máxima não ultrapassam o limite regulamentado pela Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990).

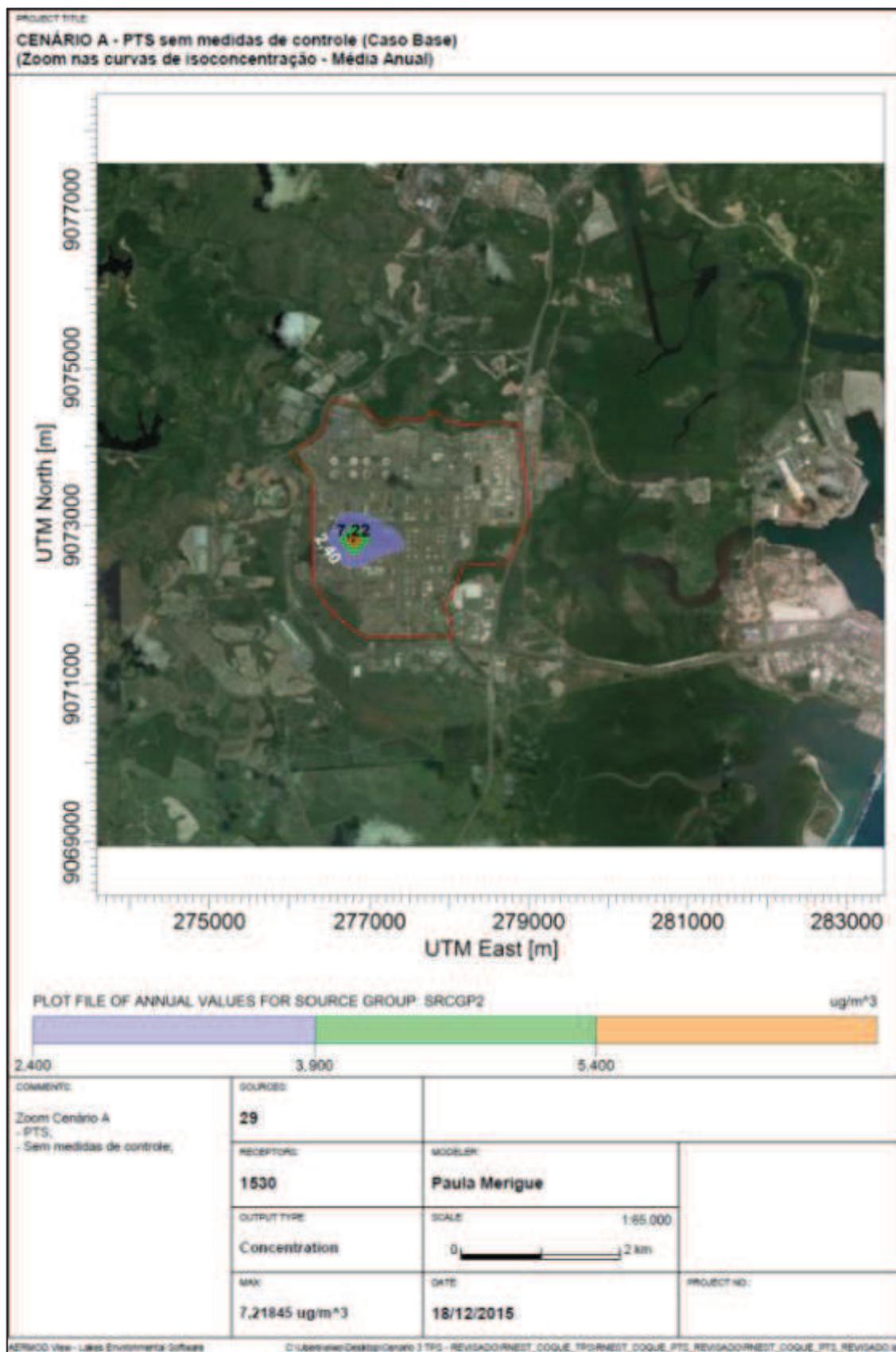
As curvas de isoconcentração para a primeira máxima concentração anual obtida para os cenários A e A1 estão ilustradas nas Figuras 49 e 50, respectivamente. Em ambos os cenários não foram observadas concentrações significativas de PTS fora dos limites da refinaria.

**Tabela 33:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A.

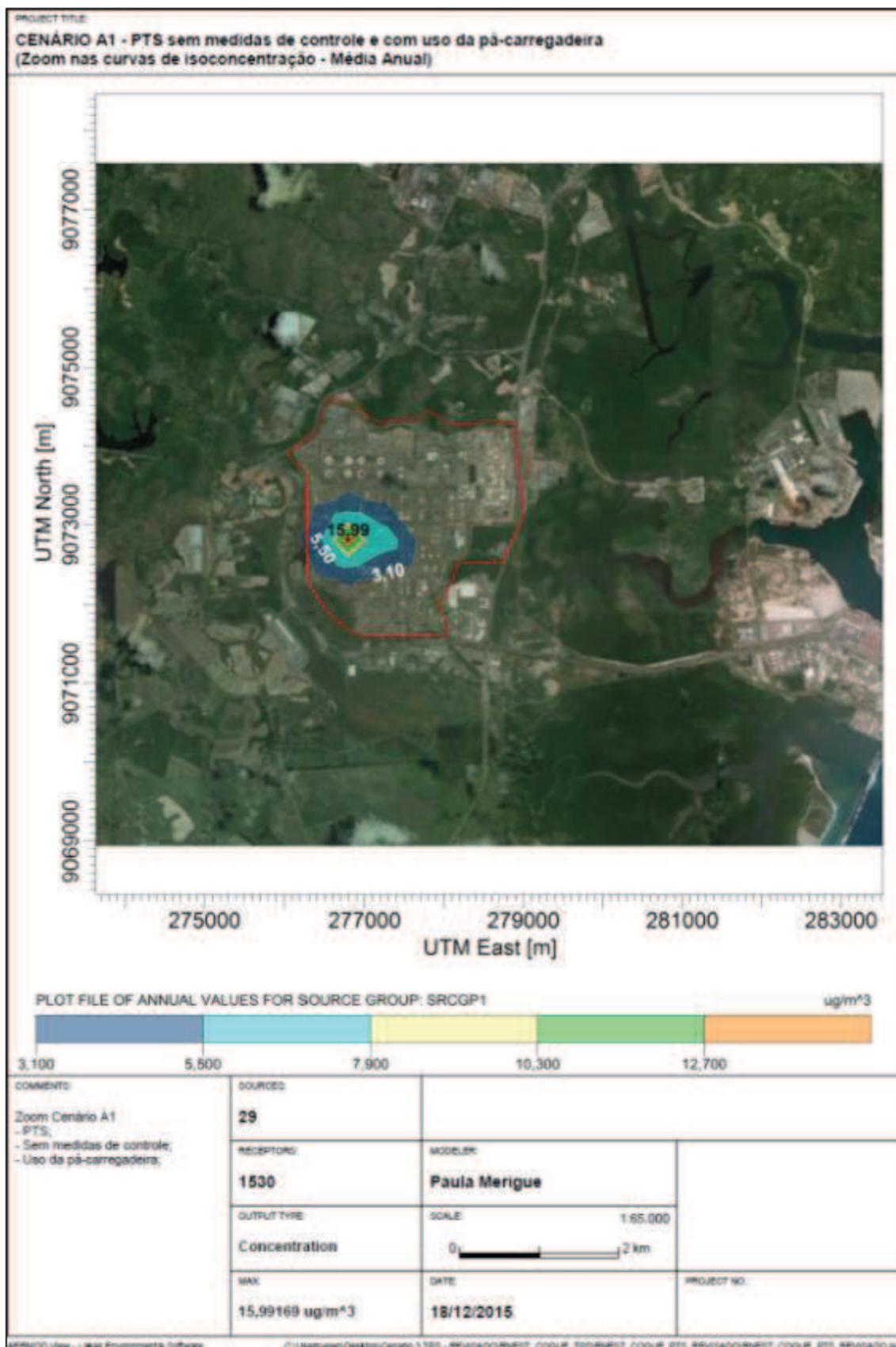
<b>CENÁRIO A – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	7,22	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	3,11	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	1,50	276290,71	9072807,35
4ª Máxima	1,50	276790,71	9073307,35
5ª Máxima	1,29	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	1,12	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	1,00	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	0,90	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	0,72	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	0,69	277290,71	9072307,35

**Tabela 34:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A1.

<b>CENÁRIO A1 – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	15,99	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	6,90	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	3,54	276790,71	9073307,35
4ª Máxima	3,52	276290,71	9072807,35
5ª Máxima	3,46	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	2,69	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	2,68	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	2,12	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	1,93	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	1,89	277290,71	9072307,35



**Figura 49:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A, com foco na região de interesse.



**Figura 50:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A1, com foco na região de interesse.

O uso de medidas de controle, como a aspersão de água sobre as pilhas de estocagem e o enclausuramento dos chutes de transferência, foi considerado nos cenários A2 e A3. A principal diferença entre eles é o uso da pá-carregadeira, que foi considerado apenas no cenário A3. Conforme apresentado anteriormente no item 5.1, o uso de medidas de controle reduz as emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque. Dessa forma, espera-se que os resultados de concentrações máximas obtidos para os cenários A2 e A3 sejam menores que os relatados para os cenários A e A1, respectivamente.

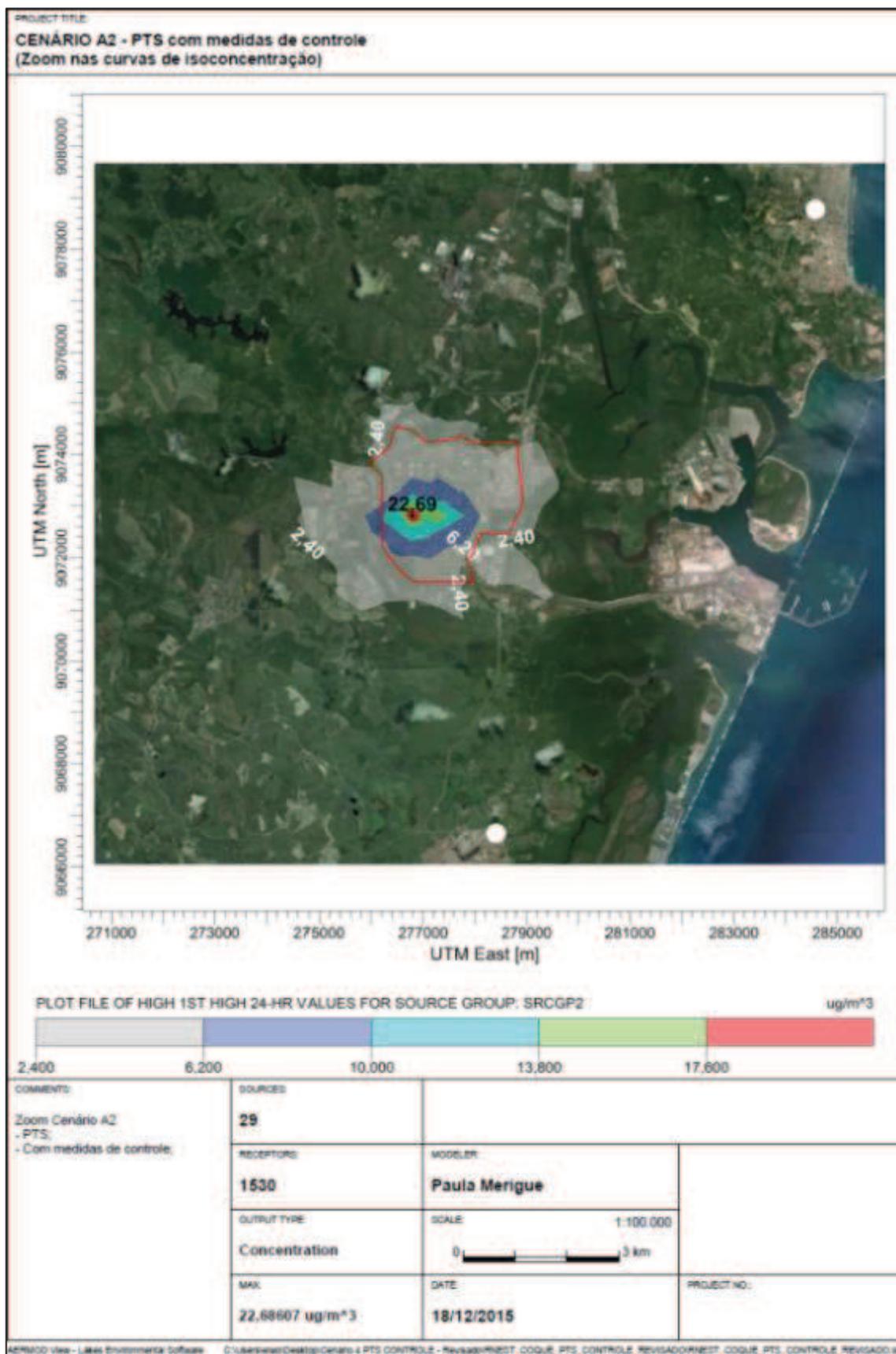
As curvas de isoconcentração da primeira máxima concentração diária para o cenário A2 estão apresentadas nas Figura 51. Para este cenário não serão apresentadas as curvas de isoconcentração com a visão geral, pois em função das baixas taxas de emissões, as concentrações obtidas foram muito baixas, dificultando a visualização das curvas.

Como era esperado, as menores taxas de emissão do cenário A2 refletiram em menores valores de concentração do poluente tanto em seu valor máximo ( $22,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) quanto nos valores obtidos fora dos limites da refinaria quando comparado aos resultados do cenário A. A diferença entre os dois cenários é a adoção de medidas de controle que reduzem as taxas de emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque.

A Tabela 35 apresenta os valores para as cinco maiores máximas concentrações diárias do poluente PTS e as coordenadas do local onde as máximas foram identificadas.

**Tabela 35:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24horas para o Cenário A2.

<b>CENÁRIO A2 – Intervalo de tempo da média: 24horas</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	22,69	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	20,04	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	17,51	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	16,61	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	16,51	276790,71	9072807,35

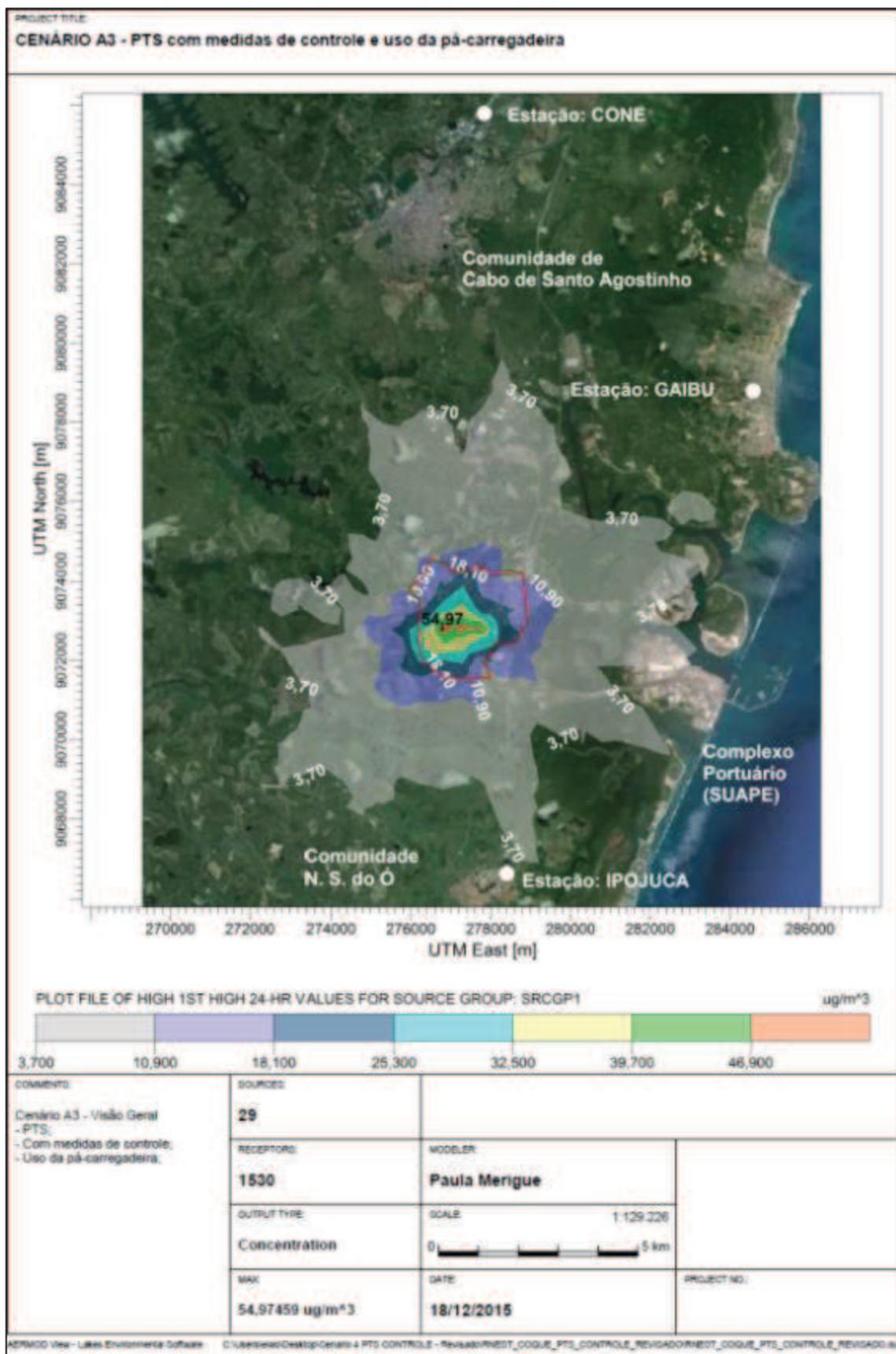


**Figura 51:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A2, com foco na região de interesse.

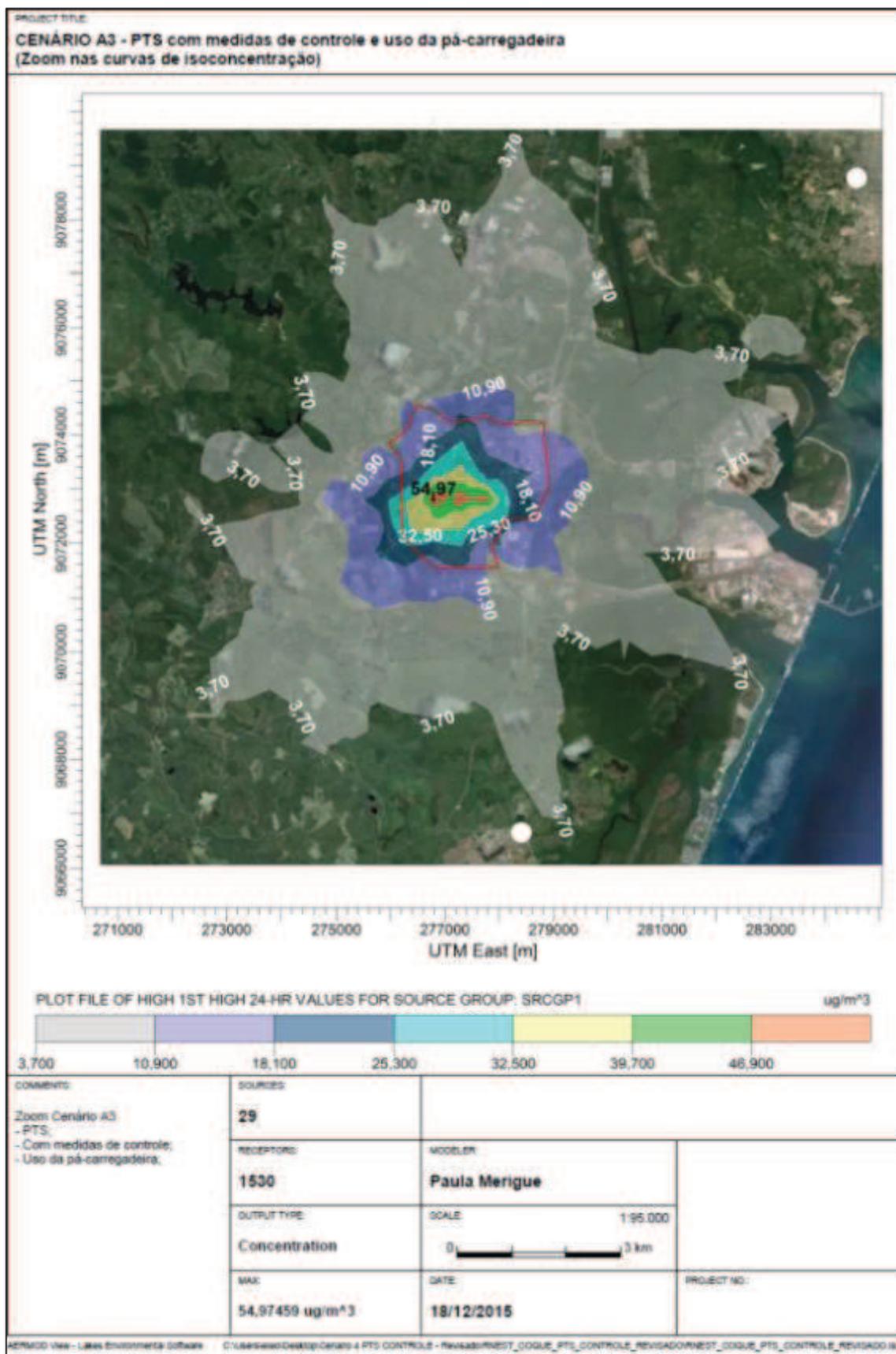
Os dados fornecidos na Tabela 35 mostram um comportamento homogêneo, com as máximas concentrações ocorrendo sempre no mesmo local e com valores de concentração próximos entre si. Nota-se também uma ligeira redução nos valores de concentração ao compararmos os dados da Tabela 35 com os dados da Tabela 31 para o cenário A, lembrando que a diferença entre os cenários A2 e A são as medidas de controle utilizadas no cenário A2. A localização das máximas para ambos os cenários ocorre no mesmo ponto.

As curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária observada para o cenário A3 estão apresentadas nas Figuras 52 e 53, com uma visão geral e um destaque das curvas na região de interesse, respectivamente. O cenário A3 também considera a eficiência das medidas de controle na redução das taxas de emissões, no entanto, considera também o uso da pá-carregadeira. Como discutido no item 5.1, o uso da pá-carregadeira aumenta consideravelmente as emissões e observando o comportamento e os valores das concentrações ilustrados nas Figuras 52 e 53 é possível verificar que o uso da pá-carregadeira se sobressai ao efeito da redução das medidas de controle empregadas. Essa percepção é confirmada ao compararmos as curvas de isoconcentração dos cenários A1 (Figura 48) e A3 (Figura 53). As curvas possuem comportamento similar e os valores de concentração observados também são próximos, sendo que os valores do cenário A3 são ligeiramente inferiores aos do cenário A1 em função da diferença entre os cenários que é o emprego de medidas de controle no cenário A3.

Na Tabela 36 são apresentados os valores das cinco primeiras máximas concentrações diárias do poluente PTS e as coordenadas do local onde essas máximas foram identificadas. E é observado, também, um comportamento homogêneo, com os valores de concentração máxima muito próximos entre si e o local de ocorrência o mesmo para os cenários de estudo.



**Figura 52:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A3.



**Figura 53:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de PTS obtida para o cenário A3, com foco na região de interesse.

**Tabela 36:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período de 24 horas para o Cenário A3.

<b>CENÁRIO A3 – Intervalo de tempo da média: 24 horas</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	54,97	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	54,36	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	49,68	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	49,47	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	48,77	276790,71	9072807,35

As Tabelas 37 e 38 apresentam os valores das dez primeiras máximas concentrações anuais para os cenários A2 e A3, respectivamente. Da mesma forma que para as concentrações diárias, as concentrações do poluente no cenário A3 são maiores que as verificadas para o cenário A2, em função das maiores taxas de emissão do cenário A3 devido ao uso da pá-carregadeira.

As curvas de isoconcentração para a primeira máxima concentração anual obtida para os cenários A2 e A3 estão ilustradas nas Figuras 54 e 55, respectivamente. Em ambos os cenários não foram observadas concentrações significativas de PTS fora dos limites da refinaria.

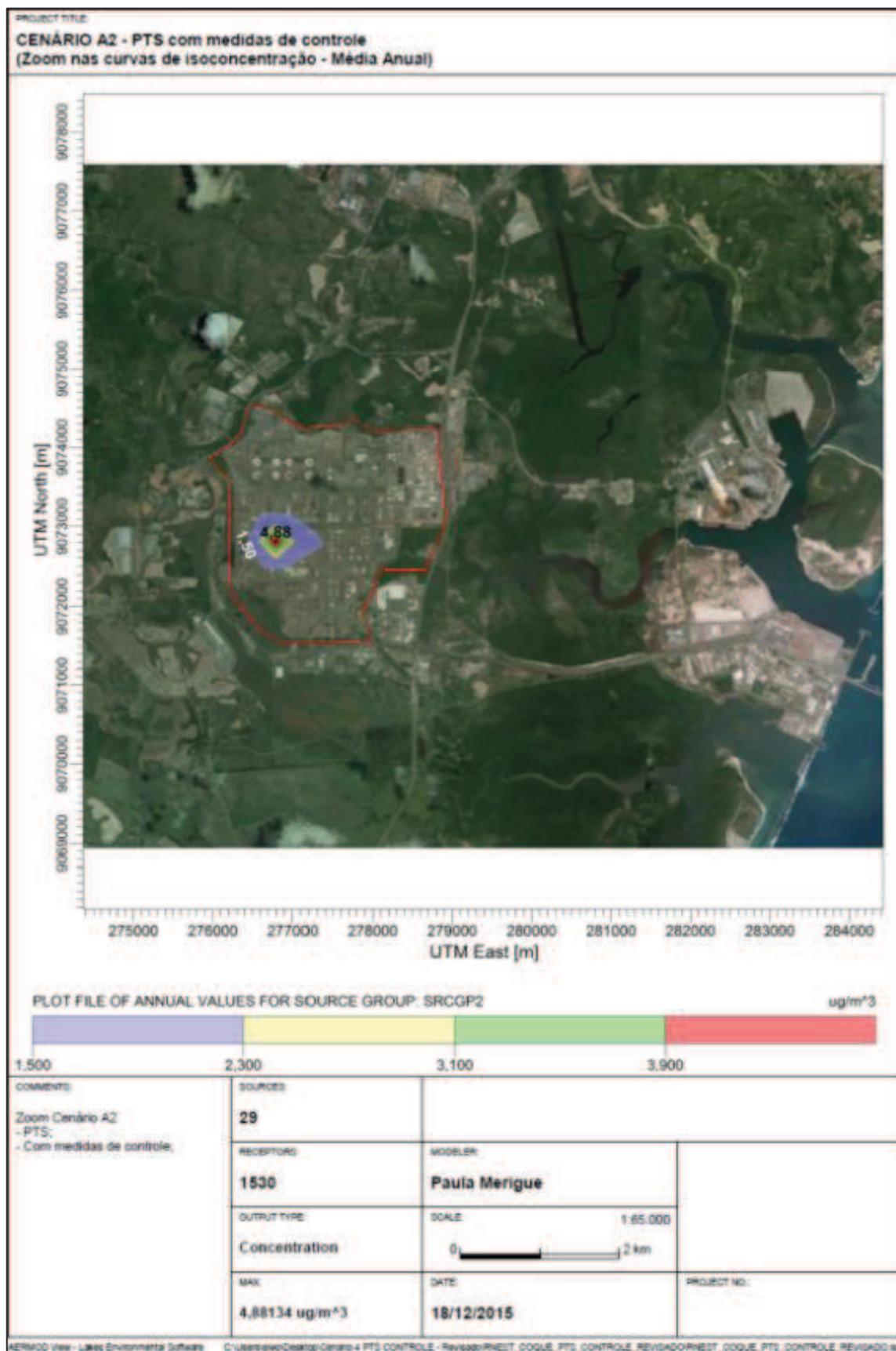
Analisando os quatro cenários avaliados para PTS, o cenário A1 é o mais crítico em termos de emissões de MP por apresentar as maiores taxas de emissão, seguido do cenário A3, A e A2. O cenário A2 é o que possui as menores taxas de emissão, por não considerar o uso da pá-carregadeira e por contemplar a adoção de medidas de controle. Embora tenha sido observada uma grande variação nas taxas de emissão dos cenários estudados, essas taxas não representaram concentrações críticas do poluente em nenhum dos cenários. O limite preconizado pela legislação não é superado em nenhum dos cenários, nem no caso de maior emissão que também foi o cenário com maior valor de concentração.

**Tabela 37:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A2.

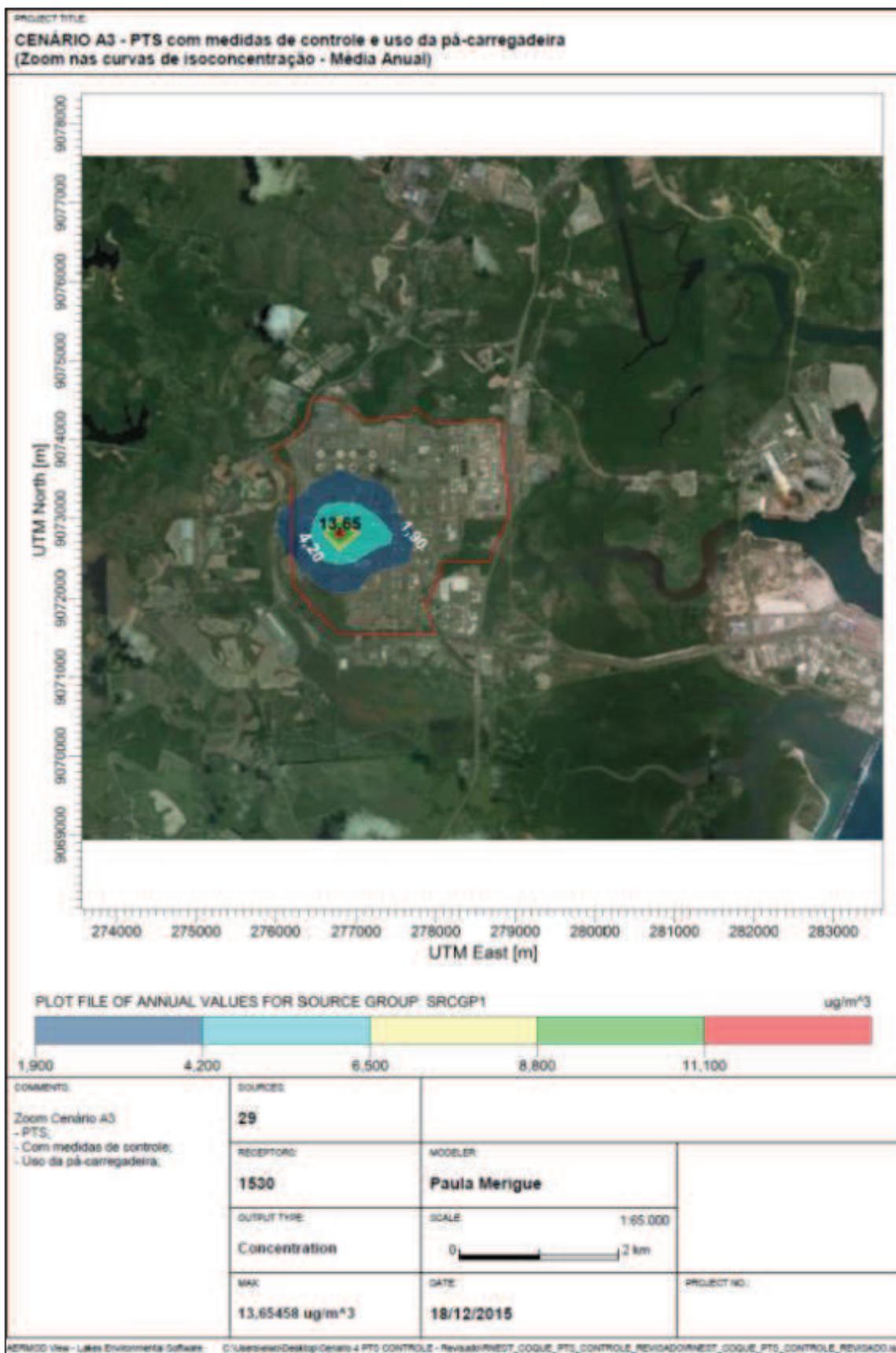
<b>CENÁRIO A2 – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	4,88	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	1,72	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	0,95	276290,71	9072807,35
4ª Máxima	0,93	276790,71	9073307,35
5ª Máxima	0,78	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	0,70	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	0,58	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	0,57	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	0,43	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	0,42	276203,08	9073457,95

**Tabela 38:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente PTS no período anual para o Cenário A3.

<b>CENÁRIO A3 – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de PTS (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	13,65	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	5,51	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	2,97	276790,71	9073307,35
4ª Máxima	2,97	276290,71	9072807,35
5ª Máxima	2,95	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	2,28	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	2,26	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	1,78	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	1,64	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	1,59	277290,71	9072307,35



**Figura 54:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A2, com foco na região de interesse.



**Figura 55:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de PTS obtida para o cenário A3, com foco na região de interesse.

A Tabela 39 apresenta um comparativo entre os valores das máximas concentrações de PTS obtidas nos cenários analisados com as concentrações estipuladas na legislação vigente, a Resolução CONAMA 03/90 (BRASIL, 1990). Como mencionado anteriormente, os limites da legislação não são ultrapassados em nenhum dos cenários. Vale ressaltar que mesmo o cenário mais crítico (cenário A1) apresenta valores de concentração de PTS muito abaixo dos limites preconizados pela legislação vigente.

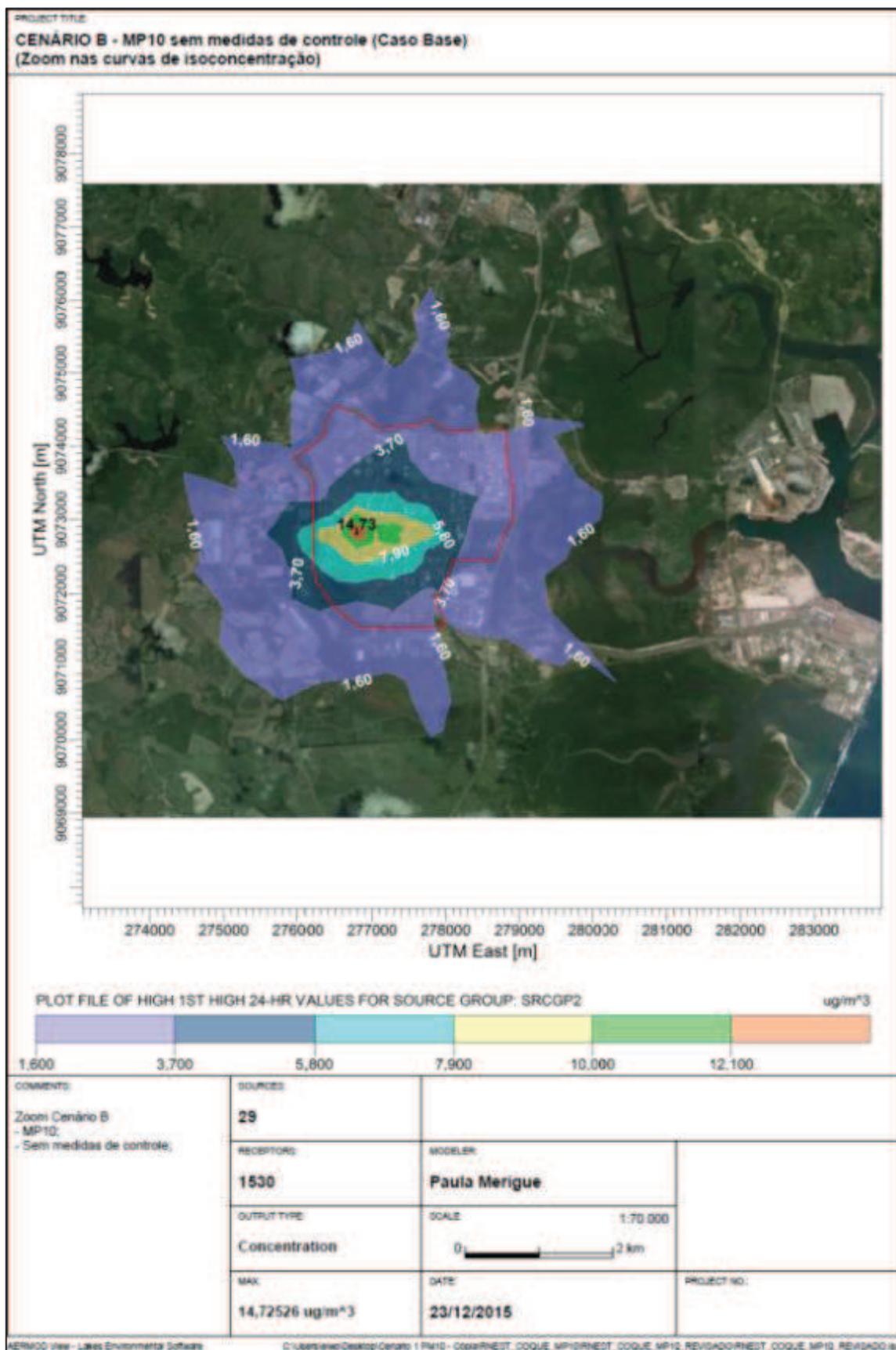
**Tabela 39:** Comparativo das concentrações máximas obtidas para todos os cenários do poluente PTS com padrão de qualidade do ar vigente.

Cenários Analisados		A	A1	A2	A3
<b>Resultado do modelo – 24h (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>		<b>30,41</b>	<b>63,00</b>	<b>22,69</b>	<b>54,97</b>
CONAMA 3	PP = 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Atende	Atende	Atende	Atende
	PS = 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Atende	Atende	Atende	Atende
<b>Resultado do modelo – Anual (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>		<b>7,22</b>	<b>15,99</b>	<b>4,88</b>	<b>13,65</b>
CONAMA 3	PP = 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Atende	Atende	Atende	Atende
	PS = 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Atende	Atende	Atende	Atende

### 5.2.2 MATERIAL PARTICULADO – MP<sub>10</sub>

As emissões de MP<sub>10</sub> resultantes do sistema de manuseio e estocagem de coque podem variar de aproximadamente 8 a 35 toneladas ao ano, a depender do cenário analisado, conforme os dados relatados na Tabela 29. Assim como realizado para o poluente PTS, a avaliação do impacto das emissões de MP<sub>10</sub> na atmosfera é feita com a conversão dos valores de taxa de emissão em valores de concentrações do poluente na atmosfera, através de um estudo de dispersão.

Assim como as taxas de emissão de MP<sub>10</sub> provenientes do sistema de manuseio e estocagem de coque são menores que as taxas de PTS, espera-se que as concentrações também sejam. Na Figura 56 são apresentadas as curvas de isoconcentração do cenário B para o caso de maior concentração diária obtida. Para facilitar a visualização, será apresentada apenas as curvas com foco na região de interesse, pois a visualização geral fica comprometida em função dos baixos valores encontrados.



**Figura 56:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de  $MP_{10}$  obtida para o cenário B, com foco na região de interesse.

A Tabela 40 apresenta os valores de concentração para os cinco primeiros maiores valores diário obtidos no cenário B. Assim como em quase todos os cenários analisados para PTS, a localização das máximas concentrações se manteve a mesma, localizando-se ao norte das pilhas de estocagem. Os valores obtidos como máximas concentrações também não apresentam variações significativas, indicando uma homogeneidade nas emissões.

**Tabela 40:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente  $MP_{10}$  no período de 24 horas para o Cenário B.

<b>CENÁRIO B – Intervalo de tempo da média: 24 horas</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de <math>MP_{10}</math> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	14,73	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	12,65	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	12,58	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	12,19	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	11,90	276790,71	9072807,35

Para o cenário B1, que considera o uso da pá-carregadeira, foram observados valores maiores de concentração de  $MP_{10}$  como era esperado, uma vez que a utilização da pá-carregadeira aumenta significativamente as emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque. A Tabela 41 traz os valores das cinco maiores concentrações diárias de  $MP_{10}$  obtidas para o cenário B1.

Ao compararmos dos dados das Tabelas 40 e 41 observamos que não há alteração no local de ocorrência das máximas concentrações obtidas. Nota-se apenas que as concentrações máximas são maiores para o cenário B1 quando comparadas ao cenário B. No entanto, não se percebe grande variação entre os cinco valores tabelados, evidenciando o comportamento homogêneo das emissões.

**Tabela 41:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente  $MP_{10}$  no período de 24 horas para o Cenário B1.

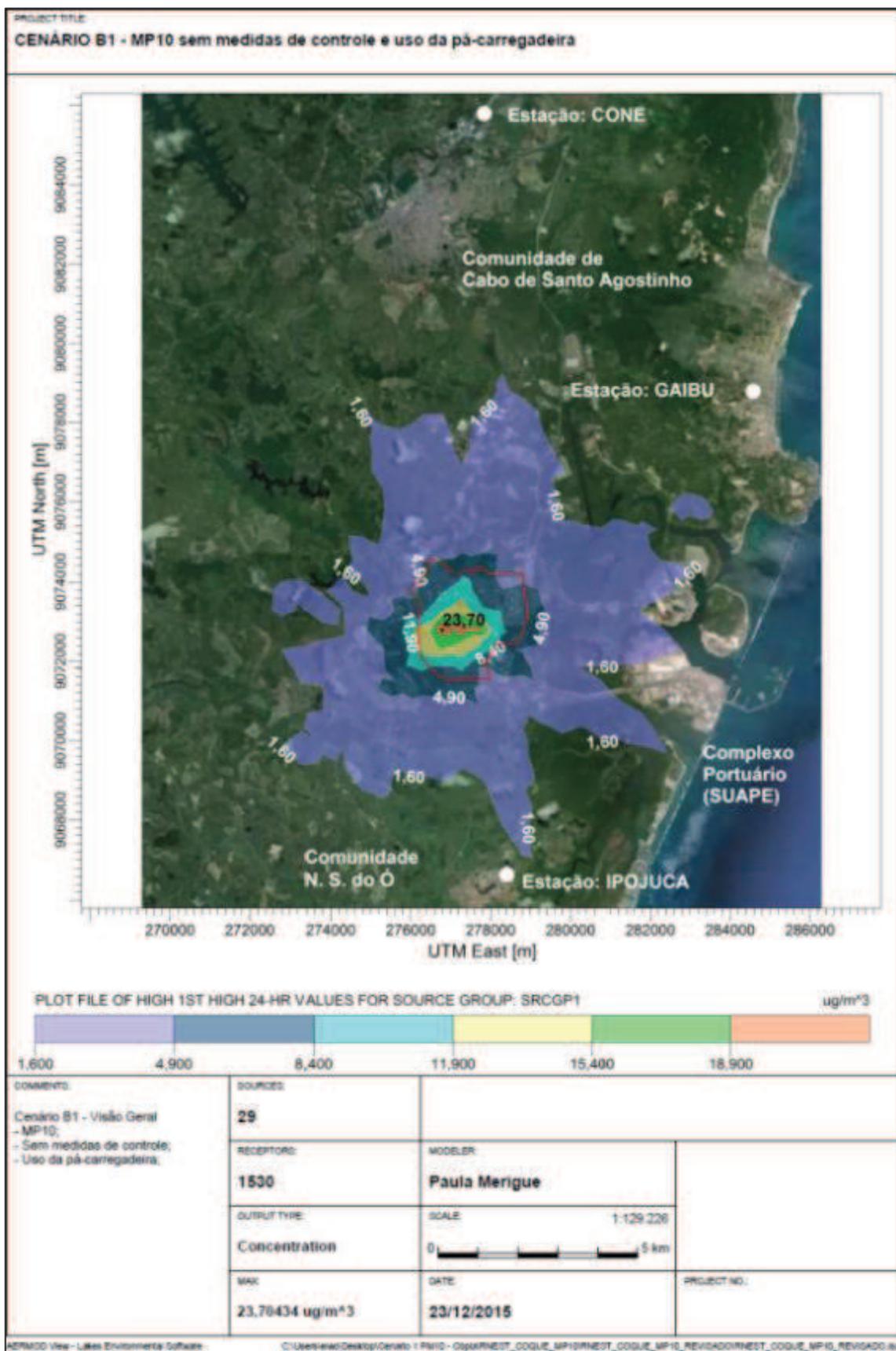
<b>CENÁRIO B1 – Intervalo de tempo da média: 24 horas</b>			
<b>Orde m</b>	<b>Concentração de <math>MP_{10}</math> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	23,70	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	22,69	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	21,34	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	21,29	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	20,49	276790,71	9072807,35

As curvas de isoconcentração para o caso com maior valor obtido no cenário B1 estão dispostas nas Figuras 57 e 58, com uma visão geral e um destaque para a região de interesse, respectivamente. Como pode ser observado, as regiões com os maiores valores de concentração estão localizadas dentro do limite da refinaria, próximas às fontes emissoras.

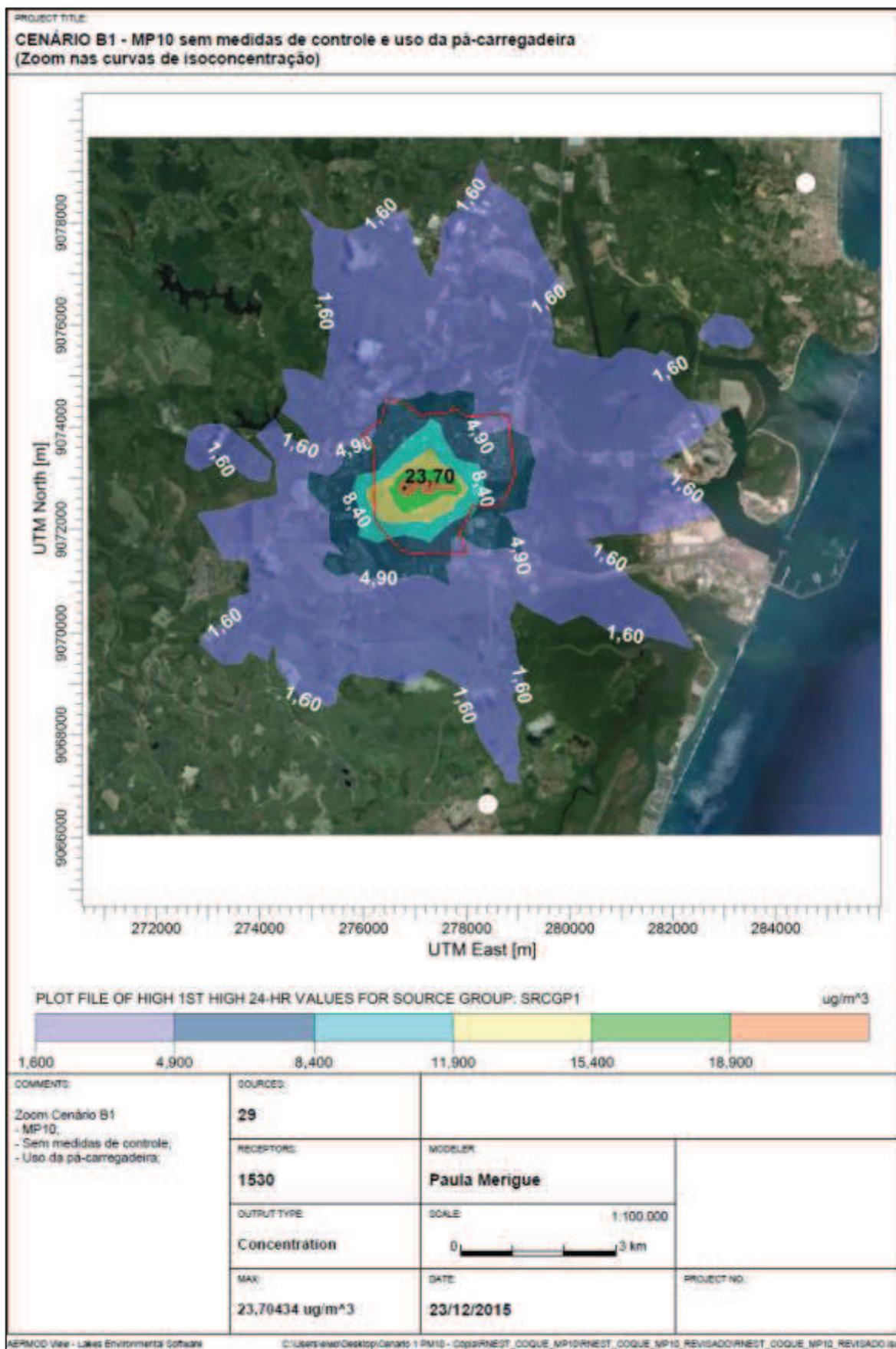
O cenário B1 é o que apresenta as maiores taxas de emissão, por não considerar o uso de medidas de controle e em função da utilização da pá-carregadeira. Mesmo sendo o cenário mais crítico, os valores de concentração máxima obtidos não ultrapassam os limites da legislação vigente, pelo contrário estão muito abaixo do limite recomendado ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

As concentrações médias anuais seguem os mesmos padrões apresentados para os valores diários. O cenário B1 apresenta os maiores valores quando comparado ao cenário B, mas os valores obtidos são muito baixos quando comparados aos parâmetros estipulados pela legislação. Nas Tabelas 42 e 43 estão apresentados os dados das dez primeiras máximas concentrações anuais para o cenário B e B1, respectivamente.

Nas Figuras 59 e 60 são apresentadas as curvas de isoconcentração para cenário de maior concentração anual para os cenários B e B1, respectivamente. Ao analisarmos as curvas apresentadas, observamos que as concentrações fora dos limites da refinaria são muito baixas para ambos os cenários, mesmo dentro dos limites da refinaria os valores máximos são muito pequenos frente ao máximo estipulado pela legislação vigente ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



**Figura 57:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B1.



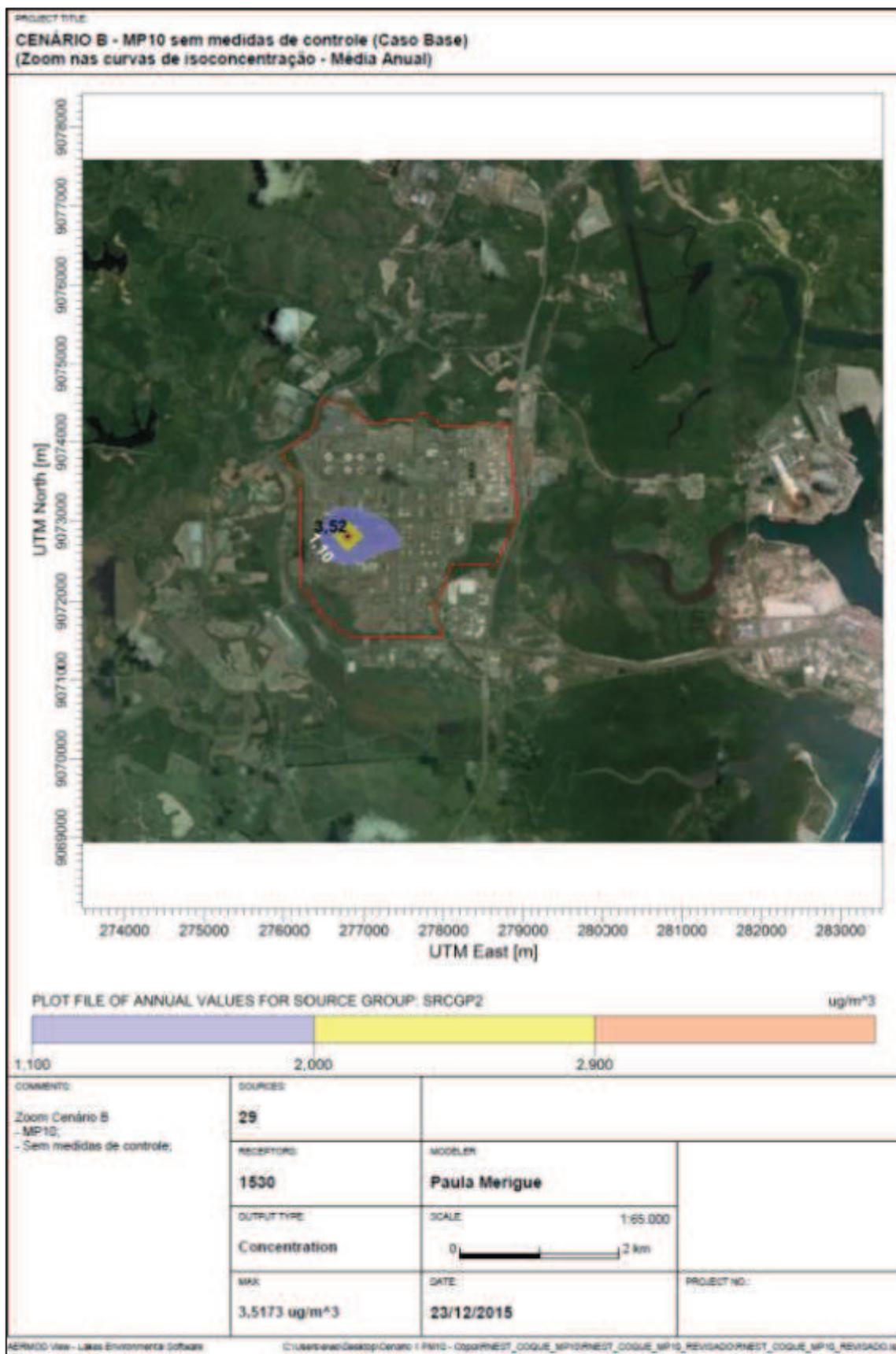
**Figura 58:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B1, com foco na região de interesse.

**Tabela 42:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP<sub>10</sub> no período anual para o Cenário B.

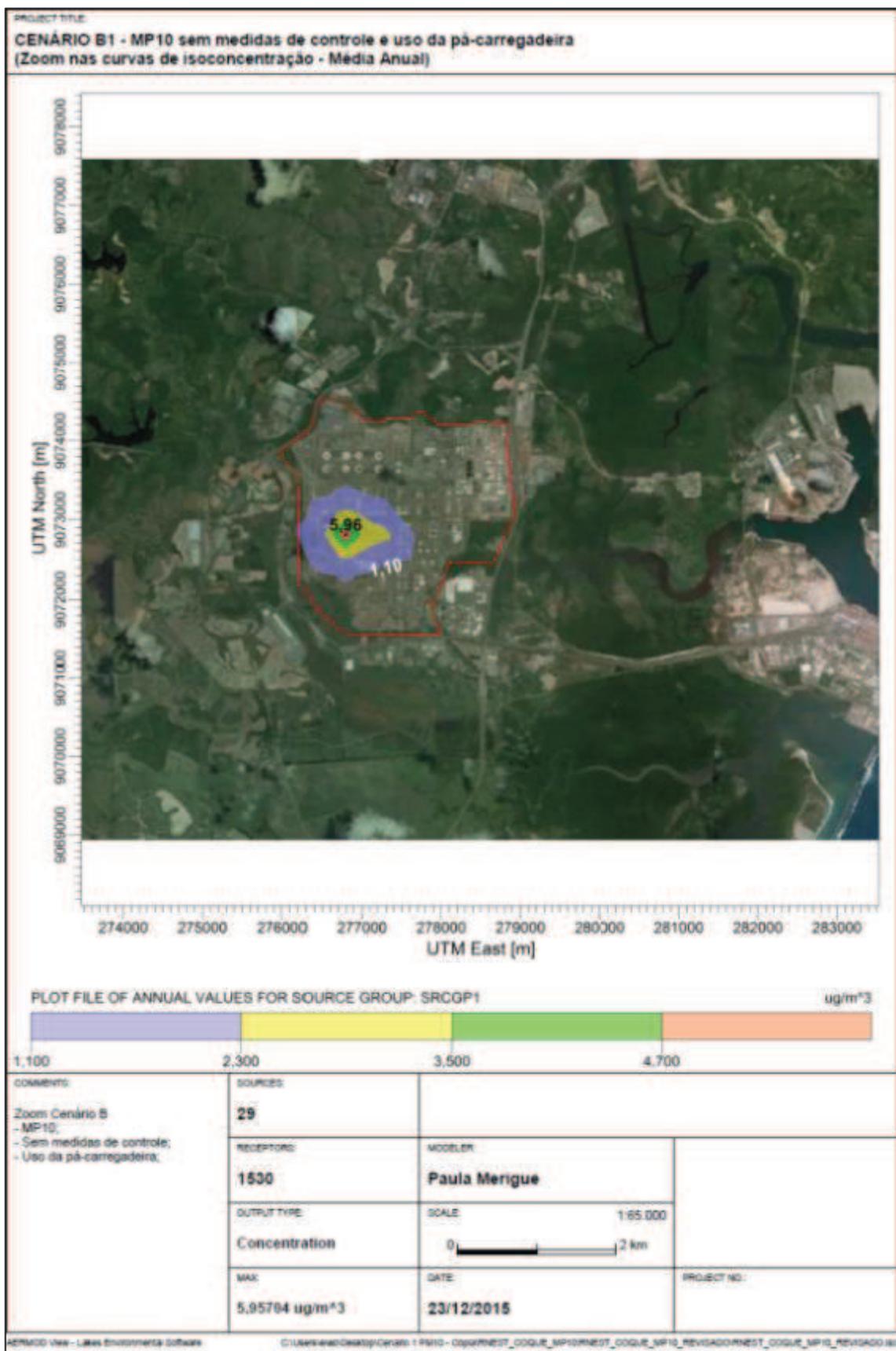
<b>CENÁRIO B – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	3,52	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	1,51	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	0,73	276790,71	9073307,35
4ª Máxima	0,73	276290,71	9072807,35
5ª Máxima	0,63	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	0,54	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	0,49	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	0,44	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	0,35	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	0,34	277290,71	9072307,35

**Tabela 43:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP<sub>10</sub> no período anual para o Cenário B1.

<b>CENÁRIO B1 – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	5,96	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	2,56	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	1,30	276790,71	9073307,35
4ª Máxima	1,29	276290,71	9072807,35
5ª Máxima	1,23	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	0,98	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	0,96	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	0,78	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	0,69	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	0,67	277290,71	9072307,35



**Figura 59:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B, com foco na região de interesse.



**Figura 60:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B1, com foco na região de interesse.

Os cenários B2 e B3 consideram a utilização de medidas de controle para avaliar a redução das emissões de  $MP_{10}$  no sistema de manuseio e estocagem de coque. As medidas consideradas são as mesmas adotadas nos cenários de A2 e A3 para PTS, aspersão de água nas pilhas e enclausuramento dos chutes de transferência. A diferença entre os cenários B2 e B3 é que este último considera o uso da pá-carregadeira, enquanto que o primeiro não.

O efeito das medidas de controle na redução das emissões pode ser visualizado ao compararmos os cenários B com B2 e B1 com B3, uma vez que entre esses pares de cenários a única diferença é a consideração de medidas de controle. Como observado nos resultados dos valores das taxas de emissão, apresentados no item 5.1, as medidas de controle contribuem para reduzir as emissões oriundas do sistema de manuseio e estocagem de coque. Essa redução é observada também nas concentrações máximas do poluente obtidas para os cenários B2 e B3 que são inferiores aos valores dos cenários B e B1. As Tabelas 44 e 45 apresentam os dados das cinco primeiras máximas concentrações observadas para o cenário B2 e B3, respectivamente.

**Tabela 44:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente  $MP_{10}$  no período de 24horas para o Cenário B2.

<b>CENÁRIO B2 – Intervalo de tempo da média: 24horas</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de <math>MP_{10}</math> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	10,90	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	9,57	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	8,46	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	8,06	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	7,91	276790,71	9072807,35

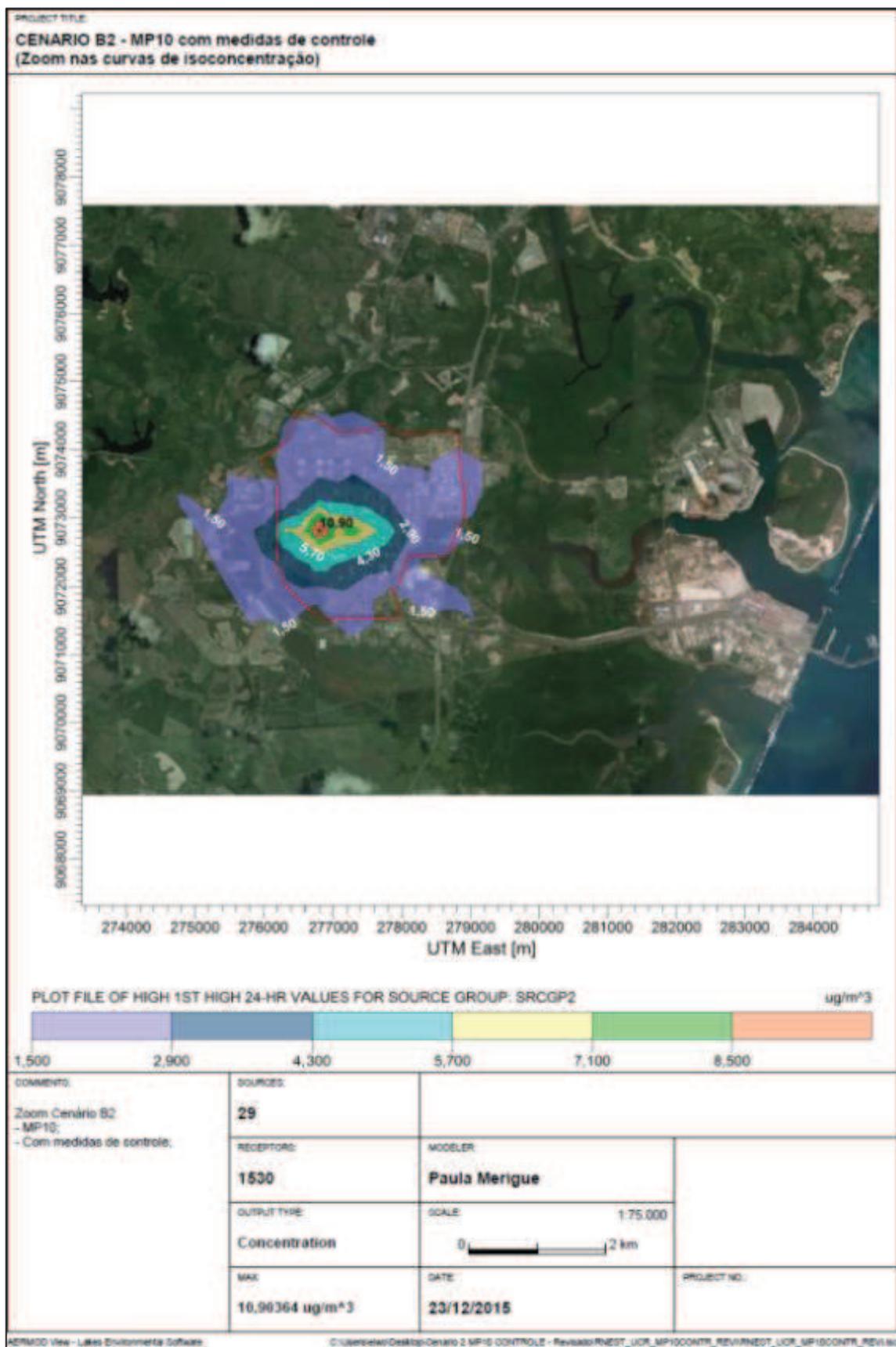
Os valores de concentração obtidos para o cenário B3 são superiores aos valores do cenário B2, uma vez que as taxas das emissões do cenário B3 também são superiores em função do uso da pá-carregadeira.

**Tabela 45:** Valores das cinco primeiras máximas concentrações para o poluente  $MP_{10}$  no período de 24horas para o Cenário B3.

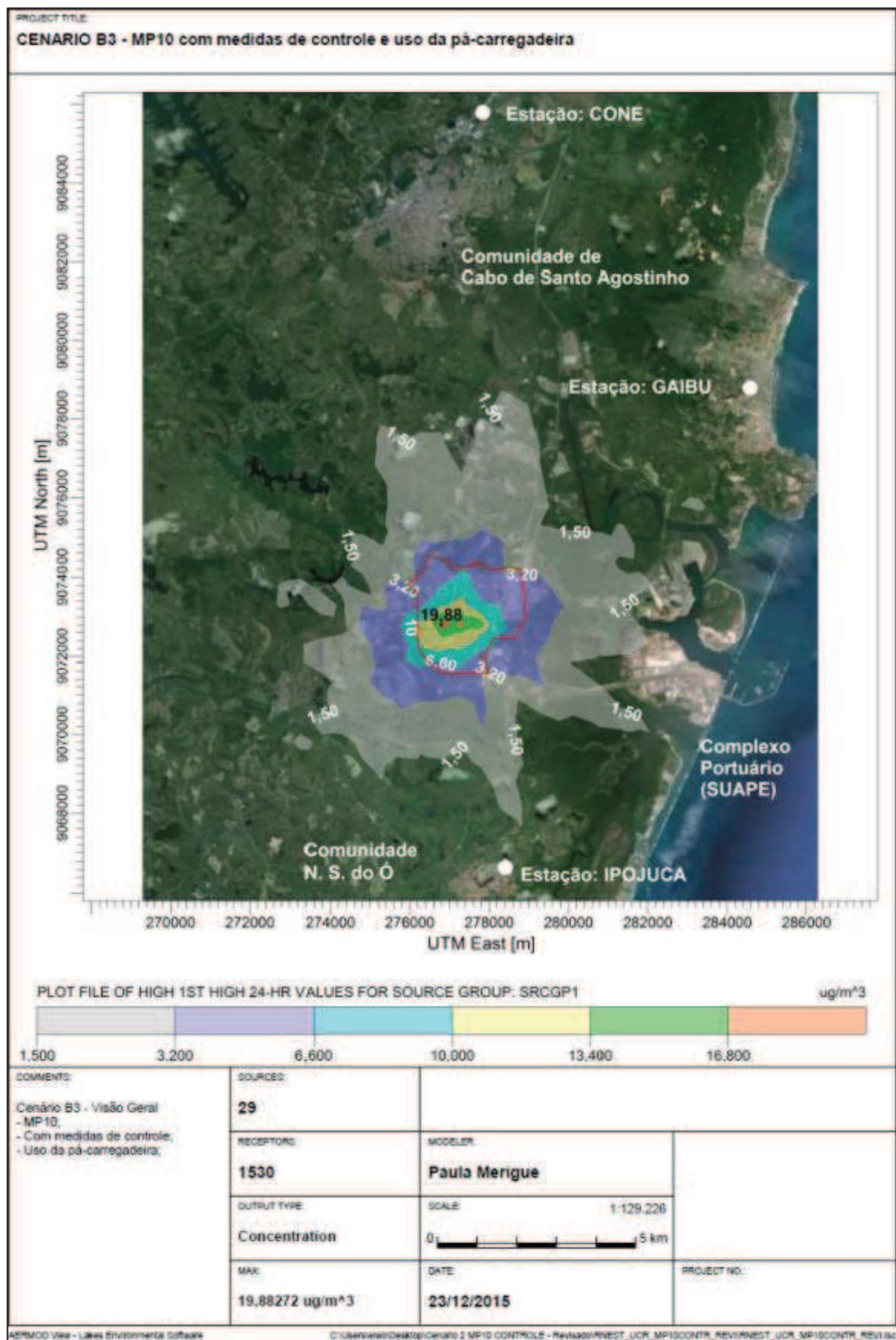
<b>CENÁRIO B3 – Intervalo de tempo da média: 24horas</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de <math>MP_{10}</math> (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	19,88	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	18,56	276790,71	9072807,35
3ª Máxima	17,15	276790,71	9072807,35
4ª Máxima	17,08	276790,71	9072807,35
5ª Máxima	16,72	276790,71	9072807,35

A Figura 61 apresenta as curvas de isoconcentração do maior valor obtido para o cenário B2. Como pode ser observado, as concentrações fora do limite da refinaria são muito baixas, mesmo os valores máximos que ocorrem dentro dos limites da refinaria são inferiores aos valores estipulados pela legislação vigente ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Ao compararmos as curvas apresentadas nas Figuras 56 e 61 para os cenários B e B2, respectivamente, observamos uma redução nos valores de concentração e uma menor dispersão para o cenário B2. Essa diferença é função das medidas de controle consideradas no cenário B2 que contribuem para uma menor emissão de poluente.

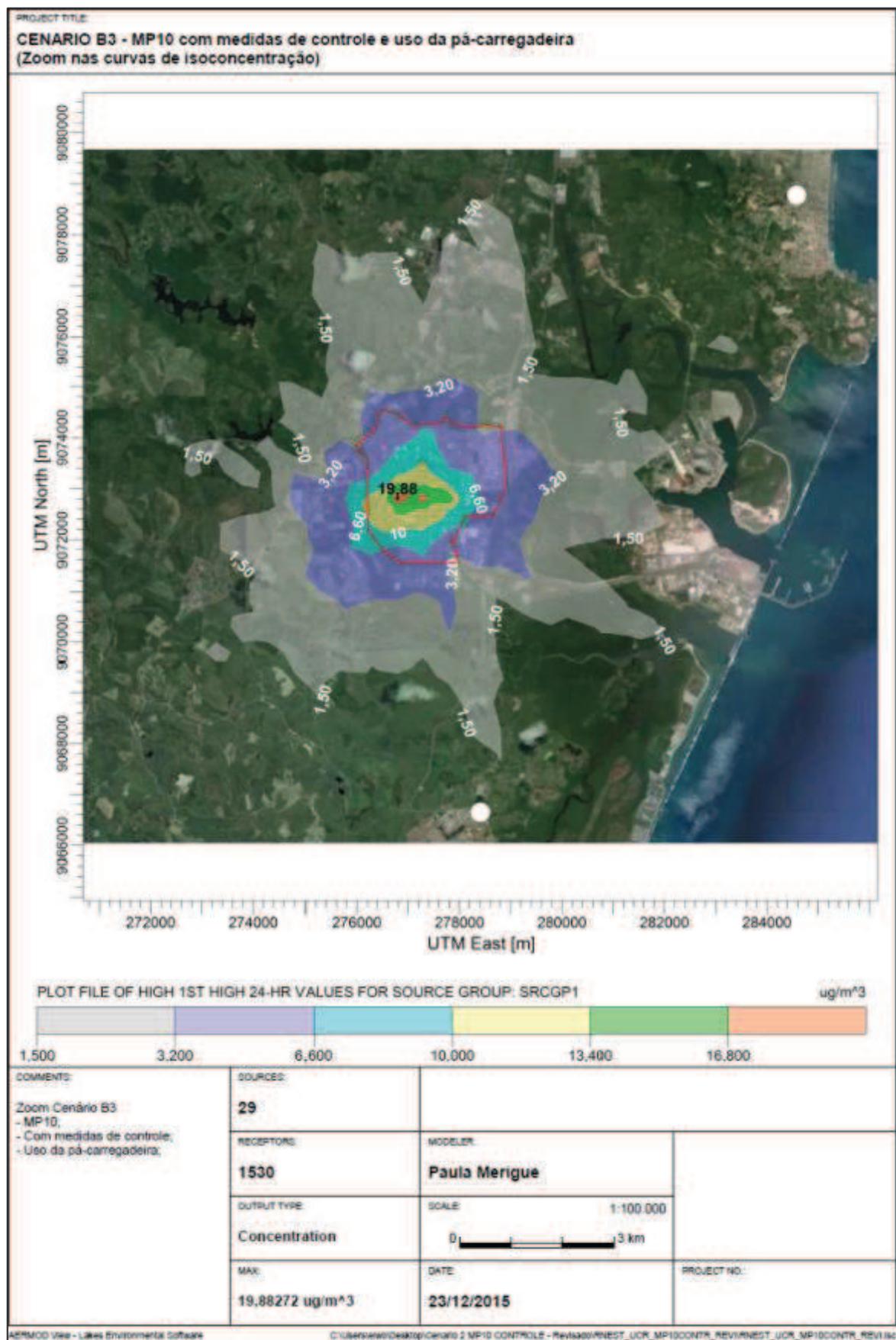
As Figuras 62 e 63 apresentam as curvas de isoconcentração do maior valor de concentração obtido para o cenário B3, com uma visão geral e um destaque para a região de interesse, respectivamente. O comportamento das curvas apresentadas nas Figuras 62 e 63 é similar ao apresentado nas curvas das Figuras 57 e 58 para o cenário B1. Observa-se uma pequena diferença nos valores das concentrações máximas em decorrência da presença de medidas de controle no cenário B3. No entanto, como o uso de pá-carregadeira aumenta as emissões, o efeito de redução das medidas de controle é pouco percebido uma vez que as emissões decorrentes do uso da pá-carregadeira se sobressaem.



**Figura 61:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de  $MP_{10}$  obtida para o cenário B2, com foco na região de interesse.



**Figura 62:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B3.



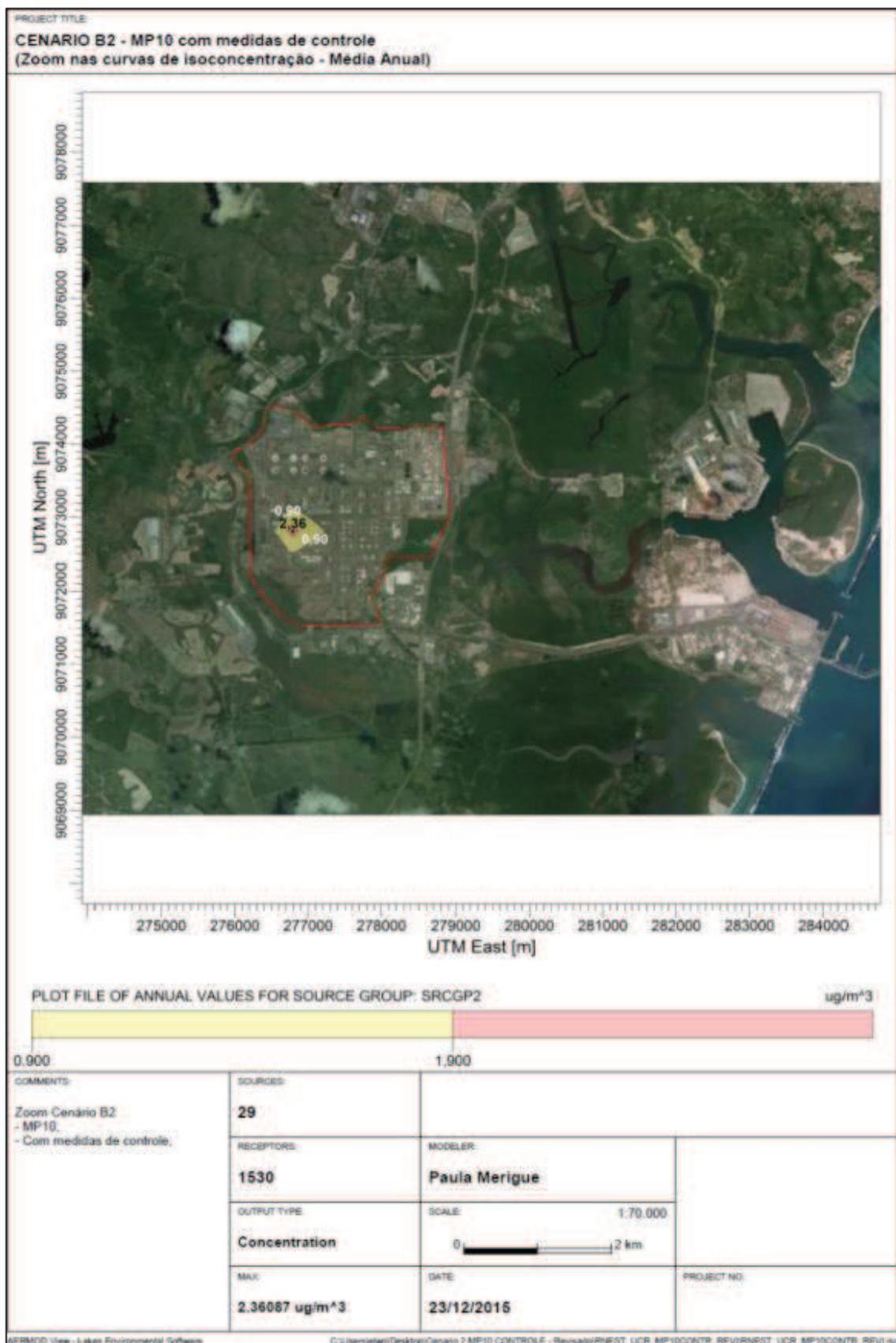
**Figura 63:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B3, com foco na região de interesse.

As concentrações máximas anuais para os cenários B2 e B3 estão apresentadas nas Figuras 64 e 65, respectivamente. Assim como para as concentrações diárias, as concentrações anuais são menores que os valores apresentados para os cenários B1 e B3. As médias anuais observadas para os cenários analisados são baixas e não são observadas dispersão dos poluentes fora dos limites da refinaria.

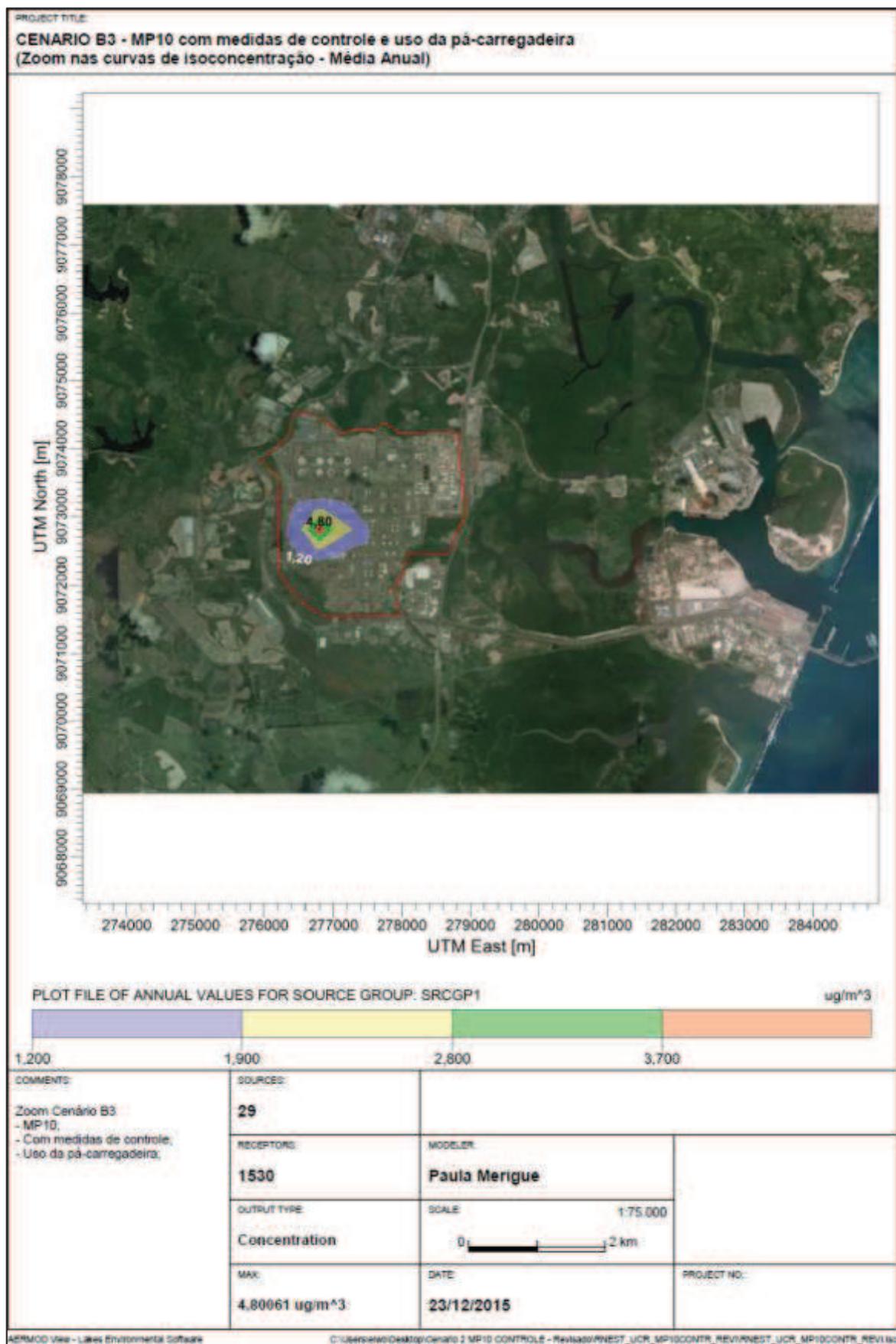
Os valores das dez primeiras máximas concentrações anuais para os cenários B2 e B3 estão dispostos nas Tabelas 46 e 47. Mesmo para o cenário B3, que considera o uso da pá-carregadeira, os valores máximos obtidos são inferiores aos valores máximos definidos pela legislação nacional (BRASIL, 1990).

Como abordado no item 3.6, a legislação brasileira possui limites máximos para determinados poluentes muito acima dos valores praticados em países como Estados Unidos e União Europeia. Os valores de concentração obtidos para os cenários B, B1, B2 e B3 foram comparados com os limites estipulados pelos padrões nacionais e internacionais para verificação do potencial de poluição do sistema de manuseio e estocagem de coque.

O cenário B1 é o de maior potencial poluidor, pois apresenta as maiores taxas de emissão e os maiores valores de concentração do poluente  $MP_{10}$ . Mesmo para este cenário mais crítico, os padrões de qualidade do ar não são superados, inclusive para os valores mais restritivos que são o padrão europeu e o padrão final estipulado pelo Decreto 59.113 do estado de São Paulo, conforme dados apresentados na Tabela 48.



**Figura 64:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B2, com foco na região de interesse.



**Figura 65:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B3, com foco na região de interesse.

**Tabela 46:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP<sub>10</sub> no período anual para o Cenário B2.

<b>CENÁRIO B2 – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	2,36	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	0,84	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	0,46	276290,71	9072807,35
4ª Máxima	0,45	276790,71	9073307,35
5ª Máxima	0,38	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	0,34	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	0,28	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	0,28	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	0,21	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	0,20	276203,08	9073457,95

**Tabela 47:** Valores das dez primeiras máximas concentrações para o poluente MP<sub>10</sub> no período anual para o Cenário B3.

<b>CENÁRIO B3 – Intervalo de tempo da média: Anual</b>			
<b>Ordem</b>	<b>Concentração de MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Coordenada X UTM (m)</b>	<b>Coordenada Y UTM (m)</b>
1ª Máxima	4,80	276790,71	9072807,35
2ª Máxima	1,89	277290,71	9072807,35
3ª Máxima	1,02	276290,71	9072807,35
4ª Máxima	1,02	276790,71	9073307,35
5ª Máxima	0,98	276790,71	9072307,35
6ª Máxima	0,78	276201,48	9072724,91
7ª Máxima	0,75	277290,71	9073307,35
8ª Máxima	0,61	276290,71	9073307,35
9ª Máxima	0,55	276290,71	9072307,35
10ª Máxima	0,52	277290,71	9072307,35

**Tabela 48:** Comparação das concentrações máximas obtidas para os cenários do poluente MP<sub>10</sub> com padrão de qualidade do ar vigente nacional e do estado de São Paulo, além de comparações com padrões internacionais.

Cenários Analisados		B	B1	B2	B3
<b>Resultado do modelo – 24h (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>		<b>14,73</b>	<b>23,70</b>	<b>10,90</b>	<b>19,88</b>
<b>CONAMA 3 (Nacional)</b>	<b>PP = 150 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
	<b>PS = 150 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
<b>Decreto 59.113 (São Paulo)</b>	<b>M1 = 120 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
	<b>PF = 50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
<b>Padrão Europeu</b>	<b>50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
<b>Padrão EUA</b>	<b>150 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
<b>Resultado do modelo – Anual (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>		<b>3,52</b>	<b>5,96</b>	<b>2,36</b>	<b>4,80</b>
<b>CONAMA 3</b>	<b>PP = 50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
	<b>PS = 50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
<b>Decreto 59.113 (São Paulo)</b>	<b>M1 = 40 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
	<b>PF = 20 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende
<b>Padrão Europeu</b>	<b>40 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende	Atende	Atende

Pelos resultados apresentados em termos de dispersão e concentração para os poluentes PTS e MP<sub>10</sub> observou-se que o impacto das atividades do sistema de manuseio e estocagem de coque não representam grandes prejuízos aos padrões de qualidade do ar. Mesmo para o cenário mais crítico, sem medidas de controle e considerando o uso de pá-carregadeira, os padrões de qualidade do ar não foram superados, inclusive os padrões internacionais e a meta final para o estado de São Paulo que são mais restritivos.

Os sistemas de manuseio e estocagem de coque presentes no Brasil, em sua grande parte, são automatizados, isto é, não utilizam em operação normal a pá-carregadeira para a remoção do coque das pilhas de estocagem e possuem as medidas de controle consideradas neste trabalho (enclausuramento dos chutes de transferência e aspersão com água das pilhas de estocagem). Essa configuração dos sistemas instalados assegura uma menor emissão e conseqüentemente menores impactos aos padrões de qualidade do ar.

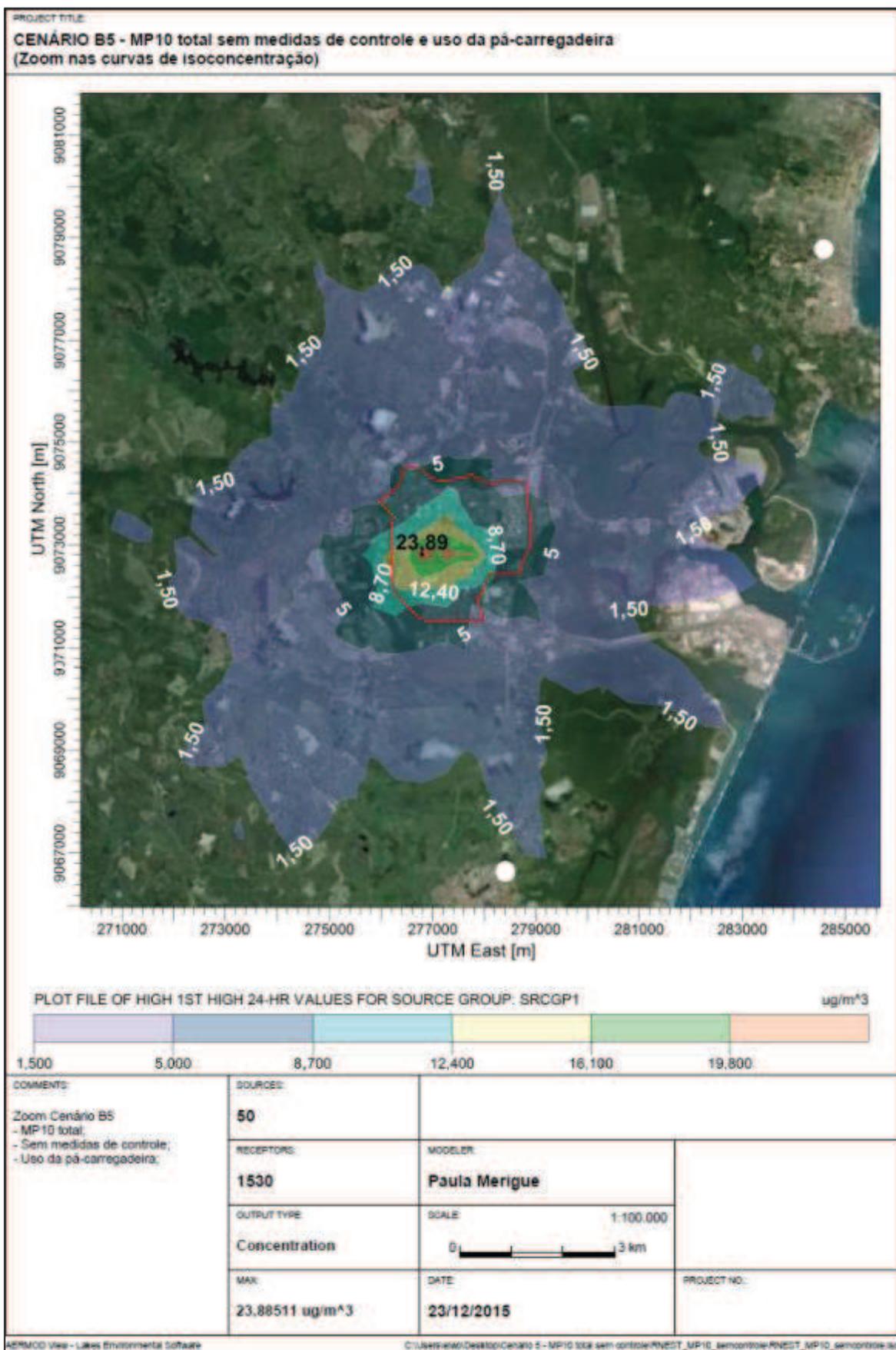
Além das baixas concentrações dos poluentes observadas nos estudos de dispersão realizados para o sistema de manuseio e estocagem de coque, outro fato que corrobora a afirmação de que este sistema não causa grandes impactos na qualidade do ar são os dados comparativos das taxas de emissão do sistema em questão com as demais taxas de emissão presentes em uma refinaria, apresentados na Tabela 30.

Como discutido no item 5.1, as emissões de  $MP_{10}$  decorrentes do sistema de manuseio e estocagem de coque representam menos de 10% das emissões totais de uma refinaria com esquema simplificado de refino. Por esquema simplificado de refino pode-se entender que não há muitas unidades de conversão e neste caso específico foi considerada a presença apenas da UCR. Além disso, foi considerado que o combustível dos fornos e caldeiras é o gás natural que possui menor potencial de emissão de MP frente ao óleo combustível, por exemplo.

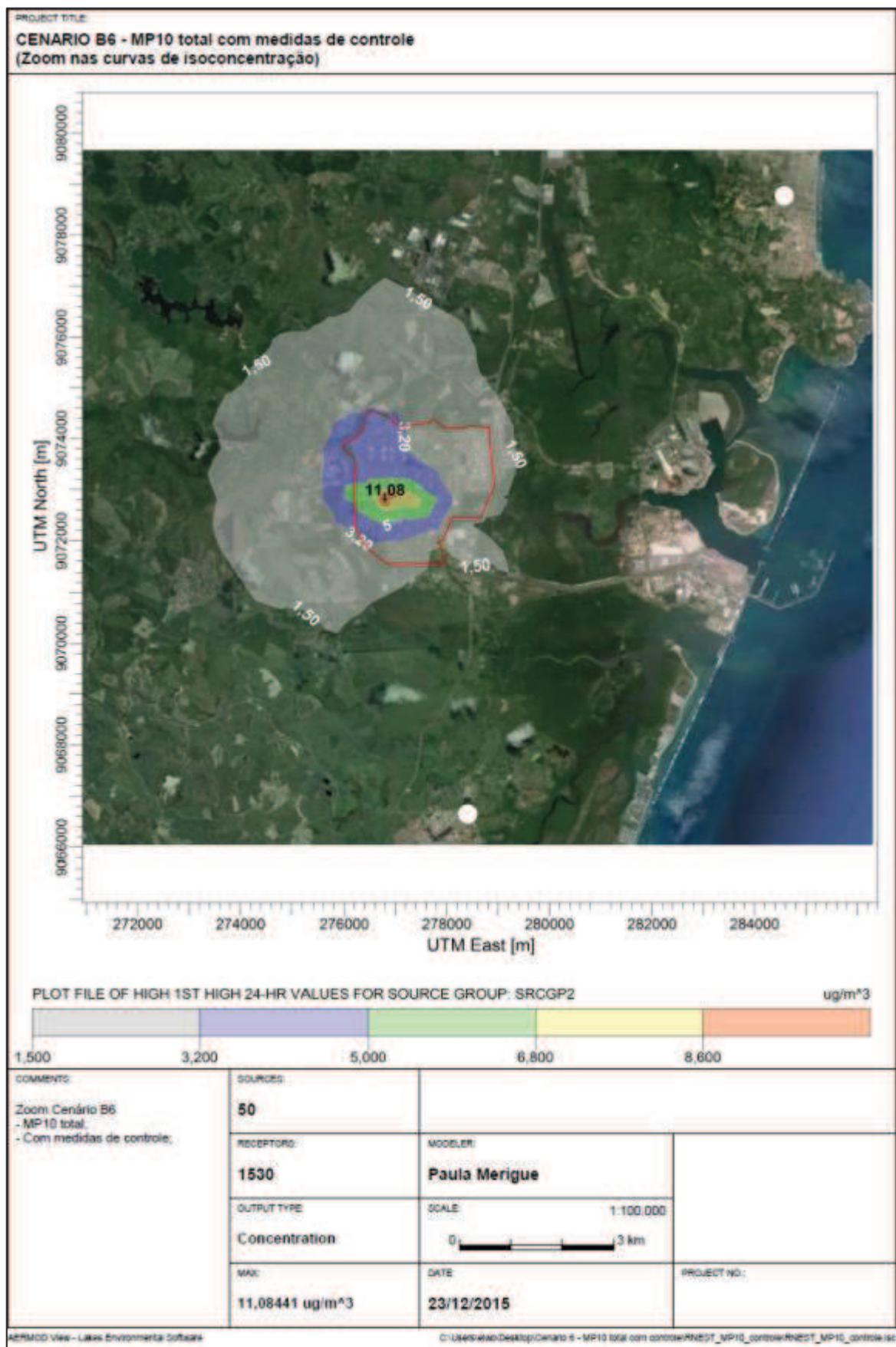
Mesmo diante de um cenário onde as emissões de MP da refinaria são pequenas, por não considerar unidades de conversão como FCC que são grandes fontes de emissão de MP e por considerar a queima de combustível mais limpo nos fornos e caldeiras, as emissões decorrentes do sistema de manuseio e estocagem de coque não representam a maior parcela de emissão.

Para avaliar o impacto global das emissões de MP provenientes da refinaria hipotética considerada no estudo de caso foram realizados estudos de dispersão atmosférica considerando as emissões totais, contemplando as emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque e as demais emissões da refinaria. As curvas de isoconcentração para as máximas obtidas estão apresentadas nas Figuras 66 e 67, para os cenários B5 e B6, respectivamente.

O cenário B5 representa o cenário mais crítico em termos de emissões, pois considera as emissões das demais fontes da refinaria e do sistema de manuseio e estocagem de coque sem medidas de controle e com uso da pá-carregadeira. Enquanto que o cenário B6 é o de menor emissão por considerar as emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque com medidas de controle e sem o uso da pá-carregadeira, além das emissões das demais fontes da refinaria.



**Figura 66:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP10 obtida para o cenário B5, com foco na região de interesse.



**Figura 67:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração diária de MP10 obtida para o cenário B6, com foco na região de interesse.

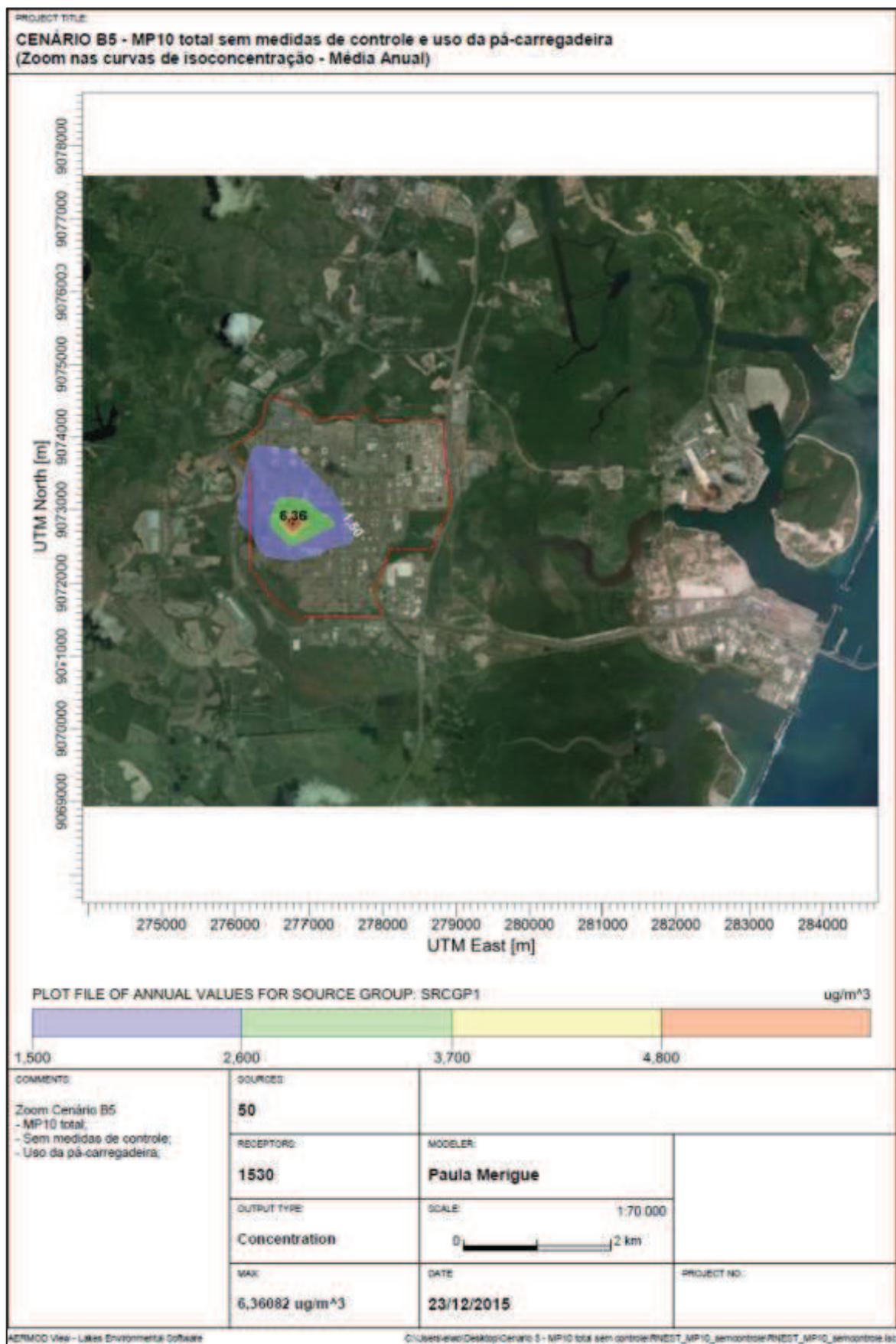
Comparando as curvas apresentadas nas Figuras 58 e 66, para os cenários B1 e B5, respectivamente, observa-se que o comportamento é bastante similar, inclusive o valor máximo obtido para os dois cenários difere muito pouco, sendo levemente superior para o cenário B5. Era de se esperar que o cenário B5 apresentasse maiores valores de concentração do poluente em razão das maiores taxas de emissão observadas para este cenário. No entanto, não foram observadas grandes variações entre os cenários.

A principal justificativa para a pequena variação observada pode ser função das características das fontes emissoras. As fontes emissoras do sistema de manuseio e estocagem de coque, em sua maioria, são do tipo linha-volume ou área, caracterizando as emissões como fugitivas. As demais fontes da refinaria são do tipo pontual, com sistema de lançamento projetado para facilitar a dispersão dos poluentes (as chaminés) evitando que o mesmo se concentre em algum ponto específico.

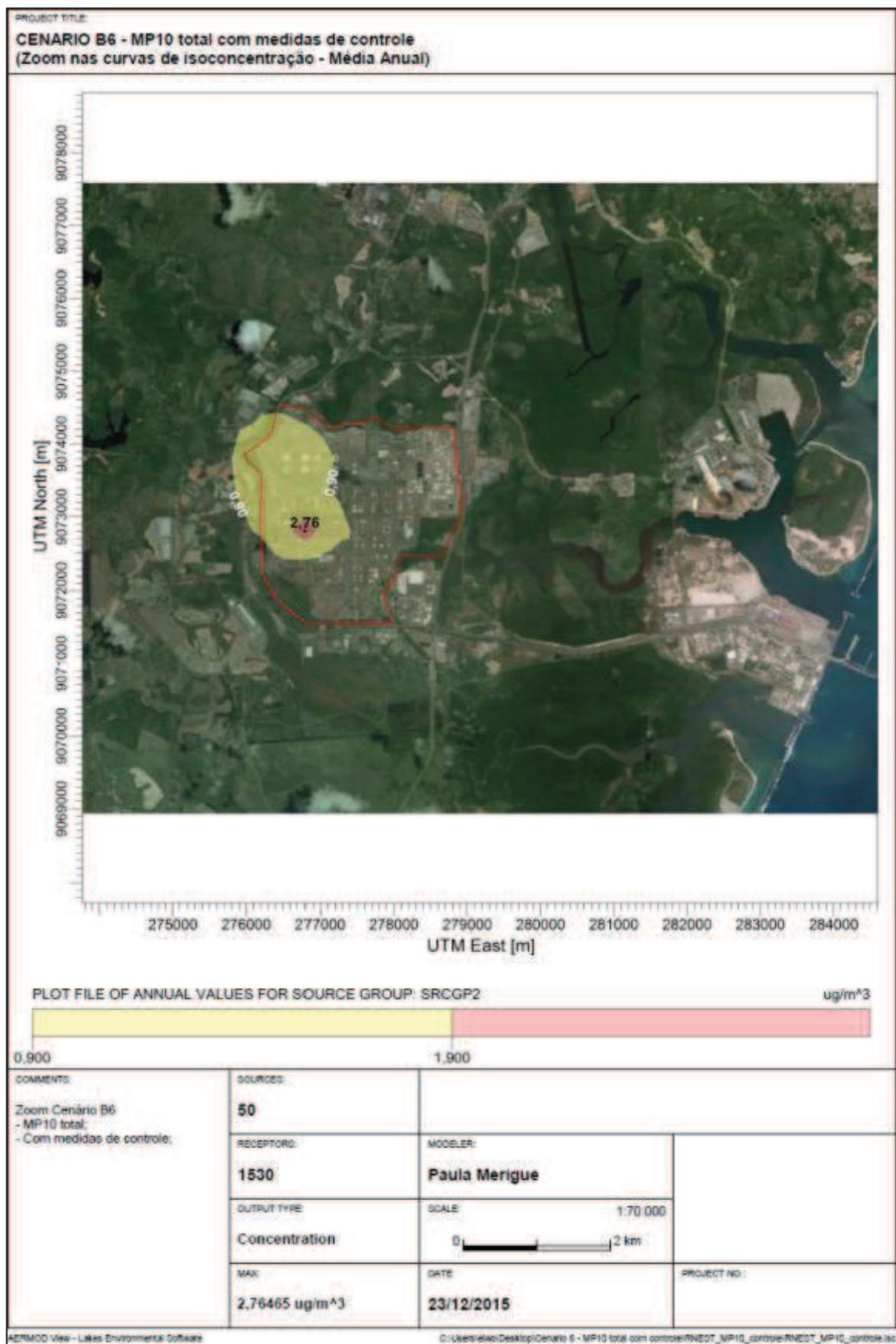
As máximas concentrações observadas para os dois cenários B5 e B6 são muito próximas aos valores obtidos para os cenários B1 e B2, respectivamente. O cenário B5 difere do B1 por considerar também as emissões das demais fontes da refinaria, assim como o B6 em relação ao B2.

Embora os valores das máximas concentrações sejam similares para os cenários B2 e B6, o comportamento das curvas é ligeiramente diferente para os cenários analisados, como pode ser observado ao compararmos as Figuras 63 e 67. As curvas apresentadas na Figura 63 são mais homogêneas e apresentam uma dispersão mais uniforme em todas as direções, enquanto que as curvas apresentadas na Figura 67 possuem uma dispersão predominantemente na região noroeste. Essa diferença de comportamento entre os cenários pode ser explicada mais uma vez pelas características das emissões. O comportamento mais homogêneo é função das emissões fugitivas, enquanto que as emissões pontuais tendem a se direcionar no mesmo sentido dos ventos predominantes. Como no cenário B2 as emissões são basicamente fugitivas, o comportamento das curvas é mais homogêneo, no cenário B6 as maiores taxas de emissão são referentes as fontes pontuais o que explica a tendência das curvas se direcionarem para o mesmo sentido que os ventos predominantes.

As curvas das concentrações máximas das médias anuais para os dois cenários B5 e B6 estão apresentadas nas Figuras 68 e 69, respectivamente.



**Figura 68:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B5, com foco na região de interesse.



**Figura 69:** Curvas de isoconcentração para a maior máxima concentração anual de MP<sub>10</sub> obtida para o cenário B6, com foco na região de interesse.

O comportamento das curvas anuais apresentadas nas Figuras 68 e 69 seguem o mesmo padrão das curvas apresentadas para os demais cenários. As concentrações máximas são baixas quando comparadas aos limites permitidos pela legislação. Além disso, não são observados, fora dos limites da refinaria, valores elevados de concentração de poluentes.

As curvas apresentadas para os cenários B5 e B6 tanto para as máximas diárias quanto para as médias anuais indicam que, em termos de material particulado, as operações da refinaria hipotética com queima de gás natural em seus fornos de processo e nas caldeiras associadas às emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque não causam grandes impactos na qualidade do ar. Os valores máximos observados estão abaixo dos limites estipulados pela legislação vigente e abaixo inclusive de padrões mais restritivos como os internacionais e o limite final estabelecido pelo decreto do estado de São Paulo, conforme apresentado na Tabela 49.

**Tabela 49:** Comparação das concentrações máximas obtidas do poluente  $MP_{10}$  para as emissões totais de uma refinaria hipotética com padrão de qualidade do ar vigente nacional e do estado de São Paulo, além de comparações com padrões internacionais.

Cenários Analisados		B5	B6
<b>Resultado do modelo – 24h (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>		<b>23,89</b>	<b>11,08</b>
<b>CONAMA 3 (Nacional)</b>	<b>PP = 150 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
	<b>PS = 150 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
<b>Decreto 59.113 (São Paulo)</b>	<b>M1 = 120 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
	<b>PF = 50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
<b>Padrão Europeu</b>	<b>50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
<b>Padrão EUA</b>	<b>150 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
<b>Resultado do modelo – Anual (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>		<b>6,36</b>	<b>2,76</b>
<b>CONAMA 3</b>	<b>PP = 50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
	<b>PS = 50 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
<b>Decreto 59.113 (São Paulo)</b>	<b>M1 = 40 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
	<b>PF = 20 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende
<b>Padrão Europeu</b>	<b>40 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	Atende	Atende

## 6 CONCLUSÕES

A principal conclusão que pode ser extraída dos resultados apresentados anteriormente é que as emissões provenientes do sistema de manuseio e estocagem de coque não são significativas quando comparadas as demais emissões de MP de uma refinaria. Essa conclusão é válida inclusive para um esquema de refino simplificado, sem unidade de FCC que é sabidamente uma grande fonte de emissão de MP. Nesse cenário as emissões de MP do sistema de manuseio e estocagem de coque correspondem a menos de 9% das emissões totais. Para esquemas mais complexos, com a presença de FCC, infere-se que as emissões do sistema de manuseio e estocagem de coque teriam contribuição ainda menor no inventário total.

Outro aspecto que merece destaque é a quantificação das emissões de MP por etapas do sistema de manuseio e estocagem de coque. Com a quantificação das emissões por cada atividade executada neste sistema fica evidente que as emissões de MP não são provenientes apenas da armazenagem em pilhas abertas, embora esta etapa seja a de maior emissão com cerca de 55% para PTS e 60% para MP<sub>10</sub> quando não é considerado o uso da pá-carregadeira.

A utilização da pá-carregadeira em substituição à retomadora aumenta significativamente as emissões de MP provenientes do sistema de manuseio e estocagem de coque. Em relação às emissões de PTS o aumento é da ordem de 300%, enquanto que para MP<sub>10</sub> o aumento é de 150%. Baseado nesses resultados pode-se concluir que a remoção automatizada do coque das pilhas de estocagem, isto é, com o auxílio de uma retomadora, é uma eficiente medida de controle na redução das emissões e deve ser considerado como uma alternativa de abatimento para as emissões.

As demais medidas de controle mais usuais como a aspersão de água nas pilhas de estocagem e o enclausuramento das mudanças de direção das correias transportadoras (chutes de transferências) também são medidas efetivas no abatimento das emissões. Vale ressaltar que neste trabalho foram consideradas como medidas de controle apenas as ações que possuíam percentual de redução nas emissões definidos na literatura. As demais ações são consideradas como boas práticas, pois contribuem para minimizar as emissões, mas não são de fácil quantificação. Embora seja difícil quantificar a redução nas emissões em função do

uso dessas boas práticas, elas devem ser utilizadas. Dentre essas ações destacam-se a manutenção das correias transportadoras, a limpeza da área de manuseio e estocagem com o recolhimento dos sólidos que porventura tenham caído ao chão, operação realizada em condições climáticas favoráveis, isto é, evitar o manuseio de coque durante períodos com fortes ventos.

O estudo de dispersão atmosférica realizado indicou que mesmo para o cenário de maior emissão de MP, ou seja, o cenário sem medidas de controle e com uso da pá-carregadeira, as concentrações máximas não ultrapassam os valores definidos como limites pela legislação nacional. Essa observação é válida tanto para o poluente PTS quanto para MP<sub>10</sub>. Vale ressaltar também que os valores obtidos como máximas concentrações estão abaixo dos limites mais restritivos de padrões internacionais como o americano e o da união europeia, tanto para as emissões diárias quanto para as anuais.

A modelagem do sistema de manuseio e estocagem de coque para o estudo de dispersão atmosférica procurou ser a mais fidedigna possível, considerando as características de operação de cada fonte para sua inclusão no modelo de dispersão. O tipo de fonte interfere no processo de dispersão do poluente, por esta razão, a caracterização de cada fonte tornou-se um fator de grande importância para a obtenção de resultados mais apurados. Pelas características das fontes cadastradas e das emissões serem fugitivas, pode ser observado que a dispersão dos poluentes ocorre de forma homogênea e os pontos de máxima concentração são observados bem próximos às principais fontes emissoras.

Certamente existem pontos neste estudo que merecem um aprofundamento maior para consolidar o conhecimento do impacto nas emissões de MP provenientes do sistema de manuseio e estocagem de coque. Dentre esses pontos, destacam-se os principais, listados nos itens a seguir.

- Mapear a proporção de MP<sub>10</sub> em relação ao PTS para o sistema de manuseio e estocagem de coque. Na realização deste trabalho foram consideradas proporções típicas para sólidos em geral. Espera-se que com uma proporção específica para o sistema, as emissões de MP<sub>10</sub> sejam ainda menores que os valores calculados neste trabalho.

- Validar as taxas de emissão calculadas por meio dos fatores de emissão com monitoramento das emissões do sistema. Deve ser estudado, no entanto, uma forma de caracterizar a origem da partícula sólida coletada, identificando sua fonte. Outra possibilidade é conduzir os experimentos isolando as demais fontes emissoras de MP. Essa validação é recomendada para que seja possível uma comparação entre os valores medidos e os calculados.
- Elaborar e validar um estudo da eficiência de redução das emissões das medidas de controle utilizadas através de estudos de Fluidodinâmica Computacional (CFD), principalmente para avaliar a utilização das telas de proteção (*wind fences*). Essa alternativa pode ser uma solução para os sistemas existentes que enfrentam situações críticas com emissões de MP, sem a necessidade de cobertura dos pátios de estocagem.

## REFERÊNCIAS

ADAMS, H. A. *Basic Principles of Delayed Coking*. USA, Adams Consulting Enterprises, 1994.

API (American Petroleum Institute). *Compendium of Greenhouse Gases Emissions Methodologies for the Oil and Gas Industry*. Agosto, 2009.

API (American Petroleum Institute), *Guidance Document for the Storage and Handling of Petroleum Coke*. API Guidance Document PC1. 1ª Edição. Dezembro, 2014.

API/AFPM Comments on EPA's "Petroleum Refinery Sector Risk and Technology Review and New Source Performance Standards: Proposed Rule" 79 Fed. Reg. 36880 (June 30, 2014). Outubro, 2014. Disponível em: <http://www.api.org/~media/files/policy/environment/2014-10-28-api-afpm-rsr-comments-attachment-a-1.pdf> . Acesso em: Setembro, 2015.

ARPEL (Asociacion Regional de Empresas de Petroleo y Gas Natural em LatinoAmerica y el Caribe). *Atmospheric Emissions Inventories Methodologies in the Petroleum Industry*. Dezembro, 1998.

BADR, T.; HARION, J-L. *Effect of aggregate storage piles configuration on dust emissions*. Atmospheric Environment, vol 41, p. 360 - 368, 2007.

BAIRD, C. *Química Ambiental*. 2ª edição. Traduzido por: RECIO, M. A. L; CARRERA, L. C. M. Porto Alegre. Bookman, 2002.

BARBOSA, P. H. A. *Projeto de Pátios de Coque Verde de Petróleo (CVP)*. Apostila do Curso Avançado de Coqueamento – UNIVERSIDADE PETROBRAS. Novembro, 2011

BOHN, R.; et al. *Fugitive Emissions from Integrated Iron and Steel Plants*. EPA-600/2-78-050. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina. Março, 1978.

BRAGA, B. et al. *Introdução à Engenharia Ambiental*. Capítulo 10: O meio Atmosférico, p. 168 a 213. 2ª edição. São Paulo. Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. *Resolução CONAMA n°3 – Dispõe sobre Padrões de Qualidade do Ar, previstos no PRONAR.* 28 de Junho de 1990.

BRASIL. *Resolução CONAMA n°382 – Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas.* 26 de Dezembro de 2006.

BRASIL. *Resolução CONAMA n°436 – Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007.* 22 de Dezembro de 2011.

BREF. *Emissions from Storage.* Reference Document on Best Available Technique. Integrated Pollution Prevention and Control. European Commission. Julho, 2006.

CDM Smith. *City of Chicago Fugitive Dust Study.* Report. Março, 2014. Disponível em:

[http://www.cityofchicago.org/city/en/depts/cdph/supp\\_info/environmental\\_permitsandregulation/doe\\_ordinances\\_rulesandregulationsandsupportingdocuments.html](http://www.cityofchicago.org/city/en/depts/cdph/supp_info/environmental_permitsandregulation/doe_ordinances_rulesandregulationsandsupportingdocuments.html)

Acesso em: Novembro, 2014.

CFA (Canadian Fuels Association). *Code of Practice for Developing an Emission Inventory for Refineries and Terminals.* Rev. 14, 2013.

CHAPLIN, D.; WODNIK, R.; LEUNG, V.; LADD, D. *Delayed Coking Design for Stringent Environmental Requirements.* Apresentação realizada no 18<sup>th</sup> ERTC Annual Meeting. Hungria. Novembro, 2013.

CHEN, X. L.; WHEELER, C. A.; DONOHUE, T. J.; MCLEAN, R.; ROBERTS, A. W. *Evaluation of dust emissions from conveyor transfer chutes using experimental and CFD simulation.* International Journal of Mineral Processing, vol. 110-111, p. 101 – 108, 2012.

CHEREMISINOFF, N. P.; ROSENFELD, P. *Handbook of Pollution Prevention and Cleaner Production: Best Practices in the Petroleum Industry.* 1<sup>a</sup> Edição,. Elsevier Inc. 2009.

CONG, X. C.; CAO, S. Q.; CHEN, Z. L.; PENG, S. T.; YANG, S. L. *Impact of the installation scenario of porous fences on wind-blown particle emission in open coal yards.* Atmospheric Environment, vol 45, p. 5247 - 5253, 2011.

CONG, X. C.; YANG, S. L.; CAO, S. Q.; CHEN, Z. L.; DAI, M. X.; PENG, S. T. *Effect of aggregate stockpile configuration and layout on dust emissions in an open yard*. Applied Mathematical Modelling, vol 36, p. 5482 - 5491, 2012.

COUNTESS ENVIRONMENTAL. *WRAP Fugitive Dust Handbook*. WGA Contract 30204-111. Western Governors' Association, Denver, Colorado. Setembro, 2006.

COWHERD, C.; AXETELL, K.; GUENTHER, C. M.; JUTZE, G. A. *Development of Emission Factors for Fugitive Dust Sources*. EPA-450/3-74-037. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina. Junho, 1974.

COWHERD, C.; MULESKI, G. E.; KINSEY, J. S. *Control of Open Fugitive Dust Sources*. EPA-450/3-88-008. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina. Setembro, 1988.

CPTEC. *Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – Lista de Aeroportos e Estações Meteorológicas*. Disponível em: <http://bancodedados.cptec.inpe.br/tabelaestacoes/faces/consultacidade.jsp> Acesso em: Agosto, 2015.

DA TORRE, W. M. et al. *Movimentação Direta de Coque para o Silo Móvel – Resultados de Testes Operacionais*. Relatório Interno PETROBRAS. 2004

DIEGO, I.; PELEGRY, A.; TORNO, S.; TORAÑO, J.; MENENDEZ, M. *Simultaneous CFD evaluation of wind flow and dust emission in open storage piles*. Applied Mathematical Modelling, vol 33, p. 3197 - 3207, 2009.

DIRECTIVA 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho. *Relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa*. Maio de 2008. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX:32008L0050>. Acesso em: Julho/2015.

EEA (European Environment Agency), *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013*. Technical Guidance to Prepare National Emission Inventories. EEA Technical Report nº12/2013. Disponível em: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013> Acesso em: Maio, 2015.

EKMANN, J. M.; LE, P. H. *Coal Storage and Transportation*. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Encyclopedia of Energy, p. 551-580, 2004.

ELLIOT, J. D. *Impact of Feed Properties and Operating Parameters on Delayed Coker Petcoke Quality*. Foster Wheeler Publication. Artigo apresentado no ERTC 2008 Coking and Gasification Conference, 2008.

ELLIOT, J. D. *Managing Shot Coke: Design & Operation*. Foster Wheeler Publication, 2009. Disponível em: <http://www.fwc.com/getmedia/5fec2c99-879e-4bbc-a296-77971b85df89/ManagingShotCoke-Design-OperationA-4Rev1.pdf.aspx?ext=.pdf>. Acessado em: Setembro, 2015.

ELLIS, P. J.; PAUL, C. A. *Tutorial: Delayed Coking Fundamentals*. Prepared for presentation at AIChE 1998 Spring National Meeting. New Orleans, 1998.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2024*. Ministério de Minas e energia. Brasília: MME/EPE, 2015. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/Estudos/Paginas/Plano%20Decenal%20de%20Energia%20%E2%80%93%20PDE/GovernocolocaPDE2024emConsultaP%C3%BAblica.aspx?CategoriaID=345>

FAHIM, M. A.; ALSAHAF, T. A.; ELKILANI, A. *Fundamentals of Petroleum Refining*. Capítulo 17: Environmental Aspects in Refining, p.423 – 455. 1ª edição. Elsevier, 2010.

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N., Jr. *Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques*. John Wiley & Sons, 1986.

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N., Jr. *Chemistry of the upper and lower Atmosphere – Theory, Experiments, and Applications*. Academic Press, 2000.

FLSMIDTH ®. *Stacker and Reclaimer Systems for Cement Plants*. *Catálogo*. 2013. Disponível em: [www.flsmidth.com](http://www.flsmidth.com) Acesso em: Julho, 2015.

HAMILTON, G. L.; MALLIK, R. *Delayed Coker Design Considerations and Project Execution*. Apresentado no NPRA Annual Meeting. AM-02-06. Março, 2002.

HYDROCARBON PUBLISHING Co., *Worldwide Refinery Processing Review (Quarterly Issues) – Hydrocarbon and Coking*. Third Quarter, 2010.

IHS CERA. *Capital Costs Benchmarks for Refining*. Maio, 2011.

IPCA – Industry Professionals for Clean Air. *Emissions from Delayed Cokers – An analysis of the emissions and air quality challenges from delayed coking units*. Maio, 2009. Disponível em: <http://airalliancehouston.org/wp-content/uploads/delayed-coker-emissions-paper-final.pdf>

KARAGULIAN, F.; BELIS, C. A.; DORA, C. F. C.; PRÜS-USTÜN, A. M.; BONJOUR, S.; ADAIR-ROHANI, H.; AMANN, M. *Contributions to cities' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level*. Atmospheric Environment, vol 120, p. 475-483, 2015.

LAKES ENVIRONMENTAL. Disponível em: [http://www.weblakes.com/services/met\\_faqs.htm](http://www.weblakes.com/services/met_faqs.htm) Acesso em: Dezembro, 2015.

MARTÍN, F.; PUJADAS, M.; ARTIÑANO, B.; GÓMEZ-MORENO, F.; PALOMINO, I.; MORENO, N.; ALASTUEY, A.; QUEROL, X.; BASORA, J.; LUACES, J. A.; GUERRA, A. *Estimates of atmospheric particle emissions from bulk handling of dusty materials in Spanish Harbours*. Atmospheric Environment, vol 41, p. 6356 - 6365, 2007.

MONFORT, E.; SANFÉLIX, V.; CELADES, I.; GOMAR, S.; MARTÍN, F.; ACEÑA, B.; PASCUAL, A. *Diffuse PM<sub>10</sub> emission factors associated with dust abatement technologies in the ceramic industry*. Atmospheric Environment, vol 45, p. 7286 - 7292, 2011.

MOTA, S. *Introdução à Engenharia Ambiental*. Capítulo 3: Impactos Ambientais das Atividades Humanas, p. 89 a 111; Capítulo 6: O Ar, p. 195 a 224. 4ª edição. Rio de Janeiro. ABES, 2006.

NALDONI, A. V et al. *Emissões Atmosféricas na Indústria de Petróleo e Energia*. Apostila do Curso de Emissões Atmosféricas – UNIVERSIDADE PETROBRAS. Revisão 5. Maio, 2012.

NPI (National Pollutant Inventory). *Emission Estimation Technique Manuals*. Disponível em: <http://www.npi.gov.au/reporting/industry-reporting-materials/emission-estimation-technique-manuals>. Acesso em: Novembro, 2015.

NPI (National Pollutant Inventory). *Emission Estimation Technique Manual for Mining*. Version 3.1. Australian Government. Janeiro, 2012.

PARKASH, S. *Refining Processes Handbook*. Capítulo 6: Residuum Processing, p.176 – 189. Gulf Professional Publishing. Editora Elsevier, 2003.

PASSOS, C. N. *Coqueamento Retardado*. Material do Curso de Formação para Engenheiros de Processamento. 5ª edição. 2008

PEAVY, H.S.; ROWE, D. R.; TCHOBANOGLIOUS, G. *Environmental Engineering*. Capítulo 7: Air Quality: Definitions, Characteristics, and Perspectives, p. 417 a 482. McGraw-Hill, Inc. 1985.

PETROBRAS (PETROLEO BRASILEIRO S.A.). *Refinaria do Nordeste – Abreu e Lima – Relatório de Impacto Ambiental*. Dezembro, 2006. Disponível em: <http://www.petrobras.com.br/pt/sociedade-e-meio-ambiente/meio-ambiente/licenciamento-ambiental/> Acesso em: Maio, 2015.

PHILLIPS, G.; STEWART, M.; WOLF, R. *Drivers for Additional Delayed Coking Capacity in the Refining Industry*. Petroleum Economist. Setembro, 2003

QUELHAS, A. D. et al. *Processamento de Petróleo e Gás: Petróleo e seus derivados, processamento primário, processos de refino, petroquímica, meio ambiente*. Rio de Janeiro. LTC. 2011

ROHR, A. C.; WYZGA, R. E. *Attributing Health Effects to Individual Particulate Matter Constituents*. Review. Atmospheric Environment, vol 62, p. 130 - 152, 2012.

RTI (Research Triangle Institute), *Emission Estimation Protocol for Petroleum Refineries*. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. Abril, 2015.

SÃO PAULO (Estado) - Decreto nº 59113 da Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo – *Estabelece novos padrões de qualidade do ar e dá providências correlatas*. 23 de abril de 2013.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. 2ª Edição. John Wiley & Sons, Inc., 2006.

SINNOTT, R.; TOWLER G. *Chemical Engineering Design: Principles, Practice, and Economics of Plant and Process Design*. Chapter 18: Specification and Design of Solids-Handling Equipment, p. 937 a 1046. 2ª edição. Elsevier Ltda. 2013.

SPORTISSE, B. *Fundamentals in Air Pollution – From Process to Modelling*. Springer, 2008.

STANEK, L. W.; SACKS, J. D.; DUTTON, S. J.; DUBOIS, J-J. B. *Attributing Health Effects to Apportioned Components and Sources of Particulate Matter: An Evaluation of Collective Results*. Review. Atmospheric Environment, vol 45, p. 5655 - 5663, 2011.

STERN, A. C.; BOUBEL, R. W.; TURNER, D. B.; FOX, D. L. *Fundamentals of Air Pollution*. 2ª Edição. Academic Press, 1984.

SZKLO, A. S. *Fundamentos do Refino do Petróleo*. Capítulo 2: A Refinaria de Petróleo – Impactos Ambientais, p. 76 – 82. Rio de Janeiro. Editora Interciência, 2005.

TABAKU, A.; BEJTJA, G.; BALA, S.; TOCI, E.; RESULI, J. *Effects of Air Pollution on Children's Pulmonary Health*. Atmospheric Environment, vol 45, p. 7540 - 7545, 2011.

TCEQ (Texas Commission on Environmental Quality), *NSR Guidance for Petroleum Coke Storage and Transfer – Emissions Calculations*. Maio, 2008. Disponível em: [https://www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/air/Guidance/NewSourceReview/emiss\\_calc\\_coke.pdf](https://www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/air/Guidance/NewSourceReview/emiss_calc_coke.pdf) Acesso em: Fevereiro, 2015.

TCEQ (Texas Commission on Environmental Quality), *NSR Guidance for Petroleum Coke Storage and Transfer – Current Best Available Control Technology (BACT) Requirements*. Agosto, 2011. Disponível em: [https://www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/air/Guidance/NewSourceReview/bact/bact\\_delayedcokers.pdf](https://www.tceq.texas.gov/assets/public/permitting/air/Guidance/NewSourceReview/bact/bact_delayedcokers.pdf) Acesso em: Fevereiro, 2015.

THYSSENKRUPP®. *Stacking, Reclaiming and Blending Effects*. Mechanical Technology. Novembro, 2010. Disponível em: [http://www.thyssenkrupp-materialshandling.co.za/web/SerN\\_15.asp](http://www.thyssenkrupp-materialshandling.co.za/web/SerN_15.asp) Acesso em: Julho, 2015.

TORAÑO, J.; RODRIGUEZ, P.; DIEGO, I.; RIVAS, J. M.; PELEGRY, A. *Influence of the pile shape on wind erosion CFD emission simulation*. Applied Mathematical Modelling, vol 31, p. 2487 - 2502, 2007.

TURPIN, C.; HARION, J.-L. *Numerical modeling of flow structures over various flat-topped stockpiles height: Implications on dust emissions*. Atmospheric Environment, vol 43, p. 5579 - 5587, 2009.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency), *Compilation of Air Pollutants Emission Factors* – AP-42, 5<sup>th</sup> Edition, Volume I, Chapter 11, Section 11.24 – Metallic Minerals Processing. Agosto, 1982. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch11/index.html> Acesso em: Fevereiro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). *Compilation of Air Pollutants Emission Factors* – AP-42, 4<sup>th</sup> Edition, Volume I: Stationary Point and Sources Area. Setembro, 1985. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/oldeditions.html> Acesso em: Fevereiro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency) – *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models. Volume I – User Instructions*. EPA-454/B-95-003a. Setembro, 1995. Disponível em: <http://www3.epa.gov/ttn/scram/userg/regmod/isc3v1.pdf> Acesso em: Novembro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency) – *A Comparison of CALPUFF with ISC3*. EPA-454/R-98-020. Dezembro, 1998. Disponível em: <http://www3.epa.gov/ttn/scram/7thconf/calpuff/calisc3.pdf> Acesso em: Novembro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). *Compilation of Air Pollutants Emission Factors* – AP-42, 5<sup>th</sup> Edition, Volume I, Chapter 11, Section 11.9 – Western Surface Coal Mining. Outubro, 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch11/index.html> Acesso em: Maio, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency) – *Comparison of Regulatory Design Concentrations: AERMOD vs ISCST3, CTDMPPLUS, ISC-PRIME*. EPA-454/R-03-002. Junho, 2003. Disponível em: <http://www3.epa.gov/ttn/scram/7thconf/aermod/compar.pdf> Acesso em: Novembro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency), *Compilation of Air Pollutants Emission Factors* – AP-42, 5<sup>th</sup> Edition, Volume I, Chapter 13, Section 13.2.2 – Unpaved Roads. Novembro, 2006. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html> Acesso em: Fevereiro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency), *Compilation of Air Pollutants Emission Factors* – AP-42, 5<sup>th</sup> Edition, Volume I, Chapter 13, Section 13.2.4 – Aggregate Handling and Storage Piles. Novembro, 2006. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html> Acesso em: Julho, 2014.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency), *Compilation of Air Pollutants Emission Factors* – AP-42, 5<sup>th</sup> Edition, Volume I, Chapter 13, Section 13.2.5 – Industrial Wind Erosion. Novembro, 2006. Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html> Acesso em: Fevereiro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency) – *Particulate Matter PM Standards – Table of Historical PM NAAQS*. Disponível em: [http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/s\\_pm\\_history.html](http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/s_pm_history.html) Acesso em: Julho/2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency) – *Particulate Matter (PM)*. Disponível em: - <http://www3.epa.gov/airquality/particlepollution/basic.html>. Acesso em: Outubro/2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency) – *Technology Transfer Network – SCRAM – Air Quality Models – Dispersion Modeling*. Disponível em: <http://www3.epa.gov/ttn/scram/dispersionindex.htm>. Acesso em: Novembro, 2015.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). *Technology Transfer Network – Clearinghouse for Inventories & Emissions Factors*. Disponível em: <http://www3.epa.gov/ttn/chief/index.html>. Acesso em: Novembro, 2015.

VALE – *Projeto “Wind-Fence” – Complexo de Tubarão*. Informações disponíveis no site: <http://www.vale.com/brasil/PT/Paginas/default.aspx> Acesso em: Outubro, 2015.

VALLERO, D. A. *Fundamentals of Air Pollution*. 5<sup>a</sup> edição. Elsevier, Inc. 2014.

WEB GIS. *Geographic Information Systems Resource*. Disponível em: <http://www.webgis.com/srtm3.html> Acesso em: Julho, 2015.

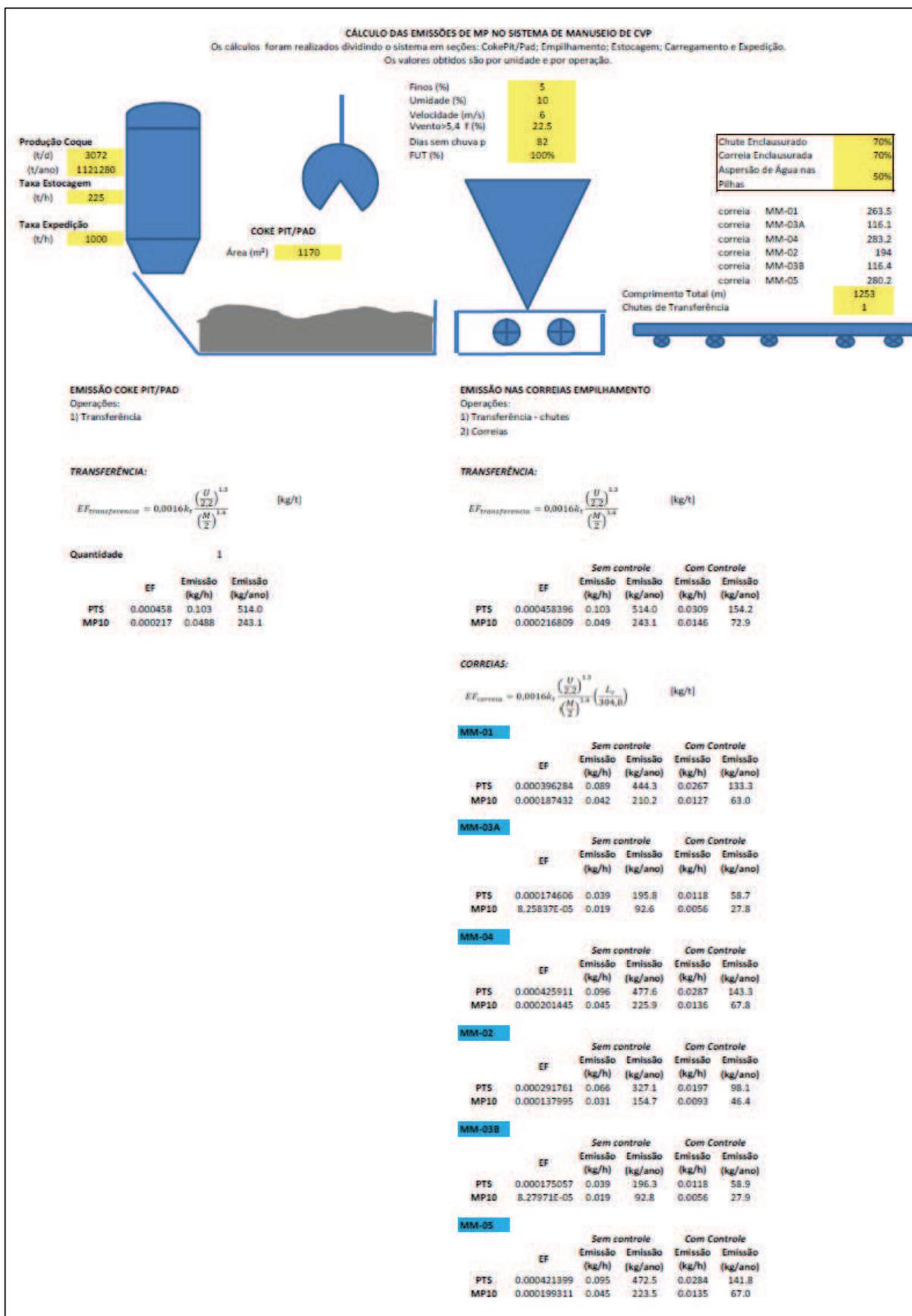
WHO (World Health Organization), *Air Quality Guidelines Global Update 2005 – Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Regional Office for Europe. 2006.

WYPYCH, P.; COOK, D.; COOPER, P. *Controlling dust emissions and explosion hazards in powder handling plants*. Chemical Engineering and Processing, vol. 44, p. 323 – 326, 2005.

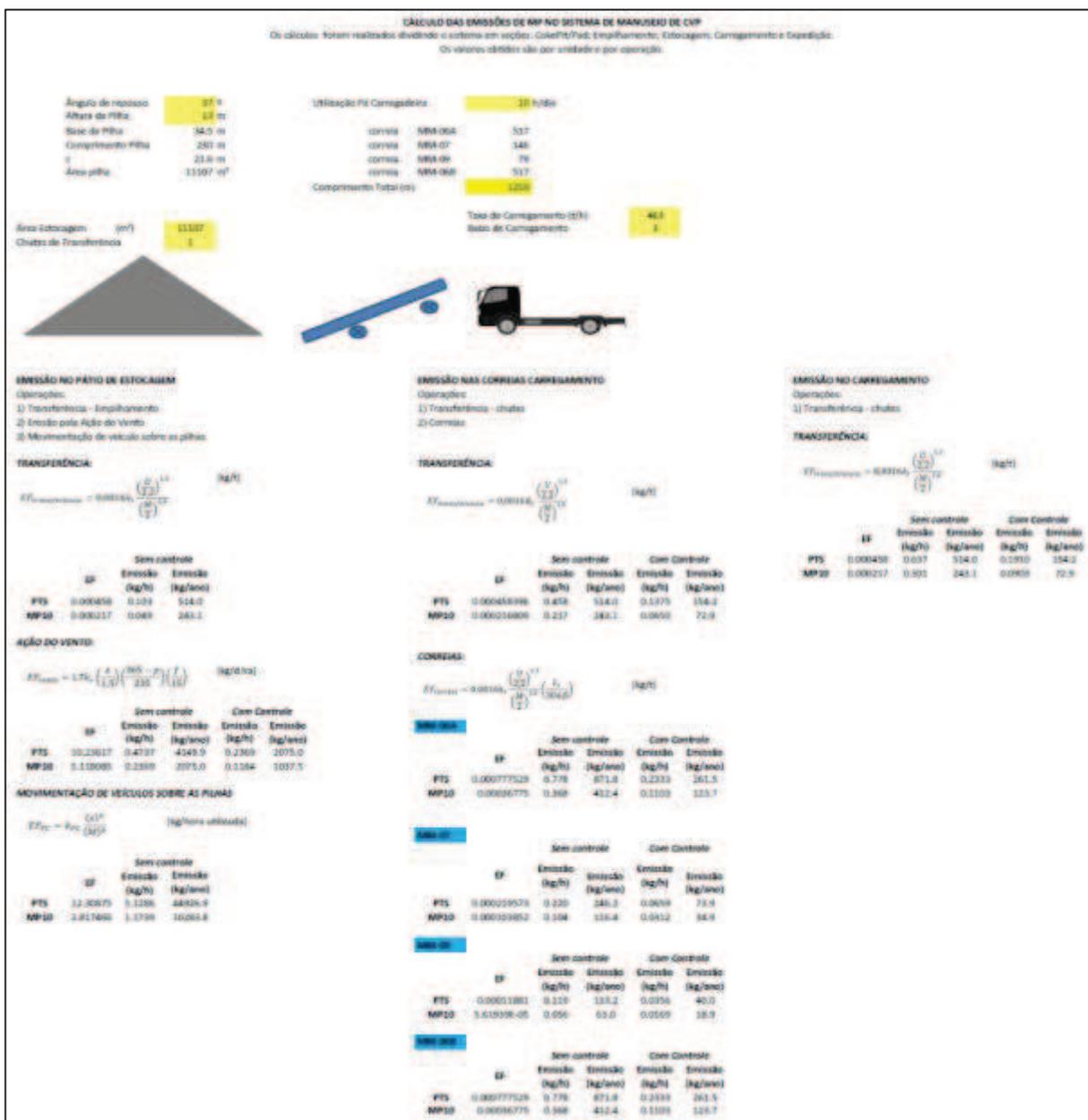
ZANNETTI, P. *Air Quality Modeling – Theories, Methodologies, Computational Techniques, and Available Databases and Software – Volume III – Special Issues*. Capítulo 5A: Meteorological Modelling for Air Quality Applications, p. 131 a 168. The EnviroComp Institute and the Air & Waste Management Association, 2008.

## **APÊNDICE A**

**PLANILHAS DE CÁLCULO DESENVOLVIDAS PARA O CÁLCULO DAS  
EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO DO SISTEMA DE MANUSEIO E  
ESTOCAGEM DE COQUE VERDE DE PETRÓLEO**



**Figura 70:** Planilha de cálculo desenvolvida para calcular as emissões de MP da seção de empilhamento do coque.



**Figura 71:** Planilha de cálculo desenvolvida para calcular as emissões de MP da seção de estocagem e expedição do coque.

## **APÊNDICE B**

### **PLANILHAS DE DADOS PARA CADASTRAMENTO DAS FONTES NO SIMULADOR DE DISPERSÃO ATMOSFÉRICA**

UNIDADE	FONTES	Descrição	TIPO	Localização		Dimensões		Altura de Alívio (m)	Dimensões		Diâmetro (m)	Vazão (m³/s)	T (°C)	Emissão (g/s)		Período de operação
				X	Y	Lx (m)	Ly (m)		Ph (m)	Pw (m)				PTS	MP10	
U-1 COQUE1	U1_COKEPAD	Transferência do PIT p/ PAD	Área	276697,06	9072724,29	65	18	7,0	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_MOEGAMOV	Transferência do PAD para Moega	Área	276731,30	9072715,28	12,2	5,3	17,4	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CORREIA1	Correia Transportadora MM-01	LineVolume	276646,08	9072714,83	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,0248	0,0117	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CHTR1	Chute de Transferência MM-01 p/ MM-03A	Pontual	276647,56	9072716,25	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	70	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CORREIA2	Correia Transportadora MM-03A	LineVolume	276647,84	9072718,47	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0109	0,0052	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CHTR2	Chute de Transferência MM-03A p/ MM-04	Pontual	276644,98	9072607,92	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	70	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CORREIA3	Correia Transportadora MM-04	LineVolume	276652,02	9072608,36	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0266	0,0126	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_PILHA	Pilha de Estocagem - Vento + Formação	LineVolume	276691,97	9072637,11	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,1507	0,0748	Contínuo
	U1_PILHA2	Pilha de Estocagem - Vento	LineVolume	276691,97	9072575,42	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,1316	0,0658	Contínuo
	U1_PACAR	Ação da Pa Carregadeira nas Pilhas + Vento	LineVolume	276691,97	9072575,42	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,7252	0,2017	Contínuo
	U1_CORREIA4	Correia Transportadora MM-06A	LineVolume	276683,37	9072612,21	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,2160	0,1022	10h/dia - 5 dias/semana
	U1_CHTR3	Chute de Transferência MM-06A p/ MM-07	Pontual	277200,97	9072612,21	-	-	10,0	-	-	1,0	0,463	70	0,1273	0,0602	10h/dia - 5 dias/semana
COMUM	CORREIA5	Correia Transportadora MM-07	LineVolume	277198,75	9072615,89	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,0610	0,0288	10h/dia - 5 dias/semana
	CHTR4	Chute de Transferência MM-07 p/ MM-09	Pontual	277202,99	9072467,64	-	-	30,0	-	-	1,0	0,463	70	0,1273	0,0602	10h/dia - 5 dias/semana
	CORREIA6	Correia Transportadora MM-09	LineVolume	277290,12	9072476,68	-	-	20,0	0,25	1,4	-	-	-	0,0330	0,0156	10h/dia - 5 dias/semana
	CHTR5	Chute de Transferência MM-09 p/ Silos	Pontual	277130,12	9072476,68	-	-	20,0	-	-	1,0	0,463	70	0,1273	0,0602	10h/dia - 5 dias/semana
	CARREG	Carregamento nos caminhões	Área	277132,42	9072489,64	1,5	14	10,0	-	-	-	-	-	0,1769	0,0837	10h/dia - 5 dias/semana
U-2 COQUE2	U2_COKEPAD	Transferência do PIT p/ PAD	Área	277015,13	9072720,84	65	18	7,0	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_MOEGAMOV	Transferência do PAD para Moega	Área	277031,50	9072712,54	12,2	5,3	17,4	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CORREIA1	Correia Transportadora MM-02	LineVolume	277042,88	9072722,06	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,0182	0,0086	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CHTR1	Chute de Transferência MM-02 p/ MM-03B	Pontual	277239,12	9072722,06	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	70	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CORREIA2	Correia Transportadora MM-03B	LineVolume	277239,34	9072719,44	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0109	0,0052	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CHTR2	Chute de Transferência MM-03B p/ MM-05	Pontual	277219,49	9072605,06	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	70	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CORREIA3	Correia Transportadora MM-05	LineVolume	277212,20	9072609,53	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0263	0,0125	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_PILHA	Pilhas de Estocagem - Vento + Formação	LineVolume	276943,35	9072636,07	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,1507	0,0748	Contínuo
	U2_PILHA2	Pilhas de Estocagem - Vento	LineVolume	277173,35	9072574,52	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,1316	0,0658	Contínuo
	U2_PACAR	Ação da Pa Carregadeira nas Pilhas + Vento	LineVolume	276943,35	9072574,52	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,7252	0,2017	Contínuo
	U2_CORREIA4	Correia Transportadora MM-06B	LineVolume	276683,37	9072597,21	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,2160	0,1022	10h/dia - 5 dias/semana
	U2_CHTR3	Chute de Transferência MM-06B p/ MM-07	Pontual	277200,97	9072598,10	-	-	10,0	-	-	1,0	0,463	70	0,1273	0,0602	10h/dia - 5 dias/semana

**Figura 72:** Planilha de dados com informações das fontes do sistema de manuseio de coque para cadastramento no AERMOD – dados de emissão sem medidas de controle.

UNIDADE	FONTES	Descrição	TIPO	Localização		Dimensões		Altura de Alívio (m)	Dimensões		Diâmetro (m)	Vazão (m³/s)	T (°C)	Emissão (g/s)		Período de operação
				X	Y	Lx (m)	Ly (m)		Ph (m)	Pw (m)				PTS	MP10	
U-1 COQUE1	U1_COKEPAD	Transferência do PIT p/ PAD	Área	276697,06	9072724,29	65	18	7,0	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_MOEGAMOV	Transferência do PAD para Moega	Área	276731,30	9072715,28	12,2	5,3	17,4	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CORREIA1	Correia Transportadora MM-01	LineVolume	276646,08	9072714,83	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,0248	0,0117	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CHTR1	Chute de Transferência MM-01 p/ MM-03A	Pontual	276647,56	9072716,25	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	70	0,0086	0,0041	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CORREIA2	Correia Transportadora MM-03A	LineVolume	276647,84	9072602,47	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0109	0,0052	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CHTR2	Chute de Transferência MM-03A p/ MM-04	Pontual	276644,98	9072607,92	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	70	0,0086	0,0041	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_CORREIA3	Correia Transportadora MM-04	LineVolume	276652,02	9072608,36	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0266	0,0126	16h/dia - 7 dias/semana
	U1_PILHA	Pilha de Estocagem - Vento + Formação	LineVolume	276691,97	9072637,11	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,0849	0,0419	Contínuo
	U1_PILHA2	Pilha de Estocagem - Vento	LineVolume	276691,97	9072575,42	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,0658	0,0329	Contínuo
	U1_PACAR	Ação da Pa Carregadeira nas Pilhas + Vento	LineVolume	276691,97	9072575,42	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,7252	0,2017	Contínuo
	U1_CORREIA4	Correia Transportadora MM-06A	LineVolume	276683,37	9072612,21	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,2160	0,1022	10h/dia - 5 dias/semana
U1_CHTR3	Chute de Transferência MM-06A p/ MM-07	Pontual	277200,97	9072612,21	-	-	10,0	-	-	1,0	0,463	70	0,0382	0,0181	10h/dia - 5 dias/semana	
COMUM	CORREIA5	Correia Transportadora MM-07	LineVolume	277198,75	9072615,89	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,0183	0,0087	10h/dia - 5 dias/semana
	CHTR4	Chute de Transferência MM-07 p/ MM-09	Pontual	277202,99	9072467,64	-	-	30,0	-	-	1,0	0,463	70	0,0382	0,0181	10h/dia - 5 dias/semana
	CORREIA6	Correia Transportadora MM-09	LineVolume	277290,12	9072476,68	-	-	20,0	0,25	1,4	-	-	-	0,0099	0,0047	10h/dia - 5 dias/semana
	CHTR5	Chute de Transferência MM-09 p/ Silos	Pontual	277130,12	9072476,68	-	-	20,0	-	-	1,0	0,463	70	0,0382	0,0181	10h/dia - 5 dias/semana
	CARREG	Carregamento nos caminhões	Área	277132,42	9072489,64	1,5	14	10,0	-	-	-	-	-	0,1769	0,0837	10h/dia - 5 dias/semana
U-2 COQUE2	U2_COKEPAD	Transferência do PIT p/ PAD	Área	277015,13	9072720,84	65	18	7,0	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_MOEGAMOV	Transferência do PAD para Moega	Área	277031,50	9072712,54	12,2	5,3	17,4	-	-	-	-	-	0,0286	0,0136	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CORREIA1	Correia Transportadora MM-02	LineVolume	277042,88	9072722,06	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,0182	0,0086	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CHTR1	Chute de Transferência MM-02 p/ MM-03B	Pontual	277239,12	9072722,06	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	-	0,0086	0,0041	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CORREIA2	Correia Transportadora MM-03B	LineVolume	277239,34	9072719,44	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0109	0,0052	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CHTR2	Chute de Transferência MM-03B p/ MM-05	Pontual	277219,49	9072605,06	-	-	10,0	-	-	0,7	0,1042	-	0,0086	0,0041	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_CORREIA3	Correia Transportadora MM-05	LineVolume	277212,20	9072609,53	-	-	1,4	0,25	1,0	-	-	-	0,0263	0,0125	16h/dia - 7 dias/semana
	U2_PILHA	Pilhas de Estocagem - Vento + Formação	LineVolume	276943,35	9072636,07	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,0849	0,0419	Contínuo
	U2_PILHA2	Pilhas de Estocagem - Vento	LineVolume	277173,35	9072574,52	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,0658	0,0329	Contínuo
	U2_PACAR	Ação da Pa Carregadeira nas Pilhas + Vento	LineVolume	276943,35	9072574,52	-	-	13,0	13,0	35,0	-	-	-	0,7252	0,2017	Contínuo
	U2_CORREIA4	Correia Transportadora MM-06B	LineVolume	276683,37	9072597,21	-	-	1,4	0,25	1,4	-	-	-	0,2160	0,1022	10h/dia - 5 dias/semana
U2_CHTR3	Chute de Transferência MM-06B p/ MM-07	Pontual	277200,97	9072598,10	-	-	10,0	-	-	1,0	0,463	-	0,0382	0,0181	10h/dia - 5 dias/semana	

Figura 73: Planilha de dados com informações das fontes do sistema de manuseio de coque para cadastramento no AERMOD – dados de emissão com medidas de controle.

FONTES	Descrição	TIPO	X (m)	Y (m)	Altura da Chaminé	Temperatura (°C)	Velocidade Gás (m/s)	Diâmetro da Fonte (m)	Taxa Emissões MP10 (g/s)
FRNC1	Chaminé de Forno 1	Pontual	277145.80	9073256.83	70.00	206.00	5.47	2.49	0.20
FRNC2	Chaminé de Forno 2	Pontual	277258.80	9073256.83	70.00	206.00	5.47	2.49	0.20
FRNC3	Chaminé de Forno 3	Pontual	276823.67	9072837.30	75.00	150.00	6.93	1.94	0.18
FRNC4	Chaminé de Forno 4	Pontual	276854.43	9072837.30	75.00	150.00	6.93	1.94	0.18
FRNC5	Chaminé de Forno 5	Pontual	276885.19	9072837.30	75.00	150.00	6.93	1.94	0.18
FRNC6	Chaminé de Forno 6	Pontual	277148.67	9072837.30	75.00	150.00	6.93	1.94	0.18
FRNC7	Chaminé de Forno 7	Pontual	277179.43	9072837.30	75.00	150.00	6.93	1.94	0.18
FRNC8	Chaminé de Forno 8	Pontual	277210.19	9072837.30	75.00	150.00	6.93	1.94	0.18
FRNC9	Chaminé de Forno 9	Pontual	277814.00	9073272.50	75.00	276.40	7.83	1.10	0.05
FRNC10	Chaminé de Forno 10	Pontual	277830.00	9073272.50	75.00	276.40	7.83	1.10	0.05
FRNC11	Chaminé de Forno 11	Pontual	277814.00	9073055.50	75.00	276.40	7.83	1.10	0.05
FRNC12	Chaminé de Forno 12	Pontual	277830.00	9073055.50	75.00	276.40	7.83	1.10	0.05
FRNC13	Chaminé de Forno 13	Pontual	278014.33	9073289.11	75.00	276.40	12.40	0.95	0.06
FRNC14	Chaminé de Forno 14	Pontual	278014.33	9073072.11	75.00	276.40	12.40	0.95	0.06
FRNC15	Chaminé de Forno 15	Pontual	277874.24	9073391.03	50.00	155.00	14.38	2.95	0.60
FRNC16	Chaminé de Forno 16	Pontual	277874.24	9073174.03	50.00	155.00	14.38	2.95	0.60
FLR1	Tocha 1	Pontual	276887.00	9071885.50	130.00	500.00	0.30	1.20	0.02
FLRQ1	Tocha 2	Pontual	276888.00	9071885.50	130.00	500.00	6.00	0.76	1.49
FLR2	Tocha 3	Pontual	277122.00	9071885.50	130.00	500.00	0.30	1.20	0.02
FLRQ2	Tocha 4	Pontual	277123.00	9071885.50	130.00	500.00	6.00	0.76	1.49
CDR1	Chaminé Caldeira	Pontual	276789.63	9073124.13	84.33	213.00	6.21	5.00	5.28

**Figura 74:** Planilha de dados com informações das demais fontes de uma refinaria com esquema de refino simplificado para cadastramento no AERMOD.