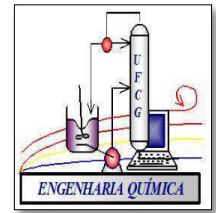




**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**  
**UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA QUÍMICA**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**  
**LABORATÓRIO DE PESQUISA EM FLUIDODINÂMICA E IMAGEM**

**ANTONIO JOSÉ FERREIRA GADELHA**

**SIMULAÇÃO FLUIDODINÂMICA DA DISPERSÃO DE POLUENTES A  
PARTIR DA CHAMINÉ DE UMA TERMELÉTRICA**

**Campina Grande-PB, fevereiro/2016**

**ANTONIO JOSÉ FERREIRA GADELHA**

**SIMULAÇÃO FLUIDODINÂMICA DA DISPERSÃO DE POLUENTES A PARTIR DA  
CHAMINÉ DE UMA TERMELÉTRICA**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Campina Grande como requisito para obtenção do título de Doutor em Engenharia Química.

**Área de Concentração: Modelagem e Simulação**

**Orientador: Prof. Dr. Severino Rodrigues de Farias Neto**

**Campina Grande-PB, fevereiro/2016**

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

G124s Gadelha, Antonio José Ferreira.  
Simulação fluidodinâmica da dispersão de poluentes a partir da chaminé de uma termelétrica / Antonio José Ferreira Gadelha. – Campina Grande, 2016.  
124 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2016.  
"Orientação: Prof. Dr. Severino Rodrigues de Farias Neto".  
Referências.

1. Energia Termelétrica - Simulação Fluidodinâmica. 2. Dispersão de Poluentes. 3. Simulação Numérica. I. Farias Neto, Severino Rodrigues de. 4. CFX. II.Título.

CDU 544.272(043)

## Tese de Doutorado

### SIMULAÇÃO FLUIDODINÂMICA DA DISPERSÃO DE POLUENTES A PARTIR DA CHAMINÉ DE UMA TERMELÉTRICA

#### BANCA EXAMINADORA



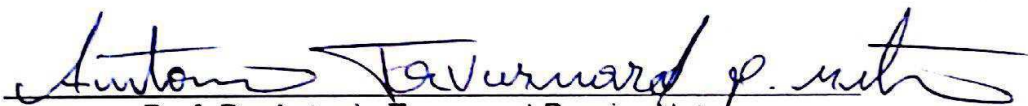
---

Prof. Dr. Severino Rodrigues de Farias Neto  
ORIENTADOR (UAEQ-UFCG)



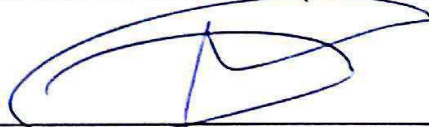
---

Prof. Dr. José Nilton Silva  
EXAMINADOR INTERNO (UAEQ-UFCG)



---

Prof. Dr. Antonio Tavernard Pereira Neto  
EXAMINADOR INTERNO (UAEQ-UFCG)



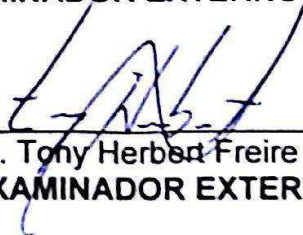
---

Prof. Dr. Antonio Gilson Barbosa de Lima  
EXAMINADOR EXTERNO (UAEM-UFCG)



---

Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira  
EXAMINADOR EXTERNO (DESA-UEPB)



---

Dr. Tony Herbert Freire de Andrade  
EXAMINADOR EXTERNO (UFCG)

## DEDICATÓRIA

*À Minha Família, que serve de base para conquista de todos os meus objetivos.*

## AGRADECIMENTOS

A minha Mãe Geralda, meu Pai Claudenor (*in memoriam*), meus Irmãos Eligidério e Rogério, e a toda minha família pelo apoio incontestável em todos os momentos da minha vida;

Aos Professores Severino Rodrigues de Farias Neto e Antonio Gilson Barbosa de Lima, pela valiosa orientação, pela paciência e pelos ensinamentos prestados;

A Clarice Oliveira da Rocha, pela sua preciosa companhia e por ter me dado ânimo para prosseguir;

Ao grande Amigo Tony Herbert, pela inestimável ajuda prestada durante toda a pesquisa;

A Acto, Aklênio, Boniek, Enivaldo, Evaldo, Vieira, Cidrônia, Daniela, Vera, Edna e Gicélia, pela ajuda indispensável nas tentativas de resolução de problemas;

A todos que fazem parte do LPFI e do LCTF que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho;

Aos colegas de Doutorado que de alguma forma me ajudaram a trilhar esse caminho;

A José Theódulo e Daniel Campos sempre dispostos a ajudar nas horas difíceis;

A todos os colegas do Laboratório de Saneamento do DEC-UFCG, Tiquinho, Cristina, Valmária, Savana, Patrícia, Andréa, Mônica e Selma;

Aos amigos e ex-colegas do CCTA-UFCG, Daniel Casimiro, Ariclenes Olinto, Flávio Lourenço, Delano Henriques, Alan Cauê e demais Técnicos, Professores e Terceirizados daquele Centro;

A todos os Professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química pela força e apoio;

A Maricé pela excelente assistência que me foi dada durante todo esse período;

A CAPES, CNPq, ANP, CT BRASIL, MCT, CTPETRO, PRH – 25, FINEP, PETROBRAS, JBR ENGENHARIA LTDA, RPCMOD e a UFCG pela parceria na realização deste trabalho.

## RESUMO

GADELHA, Antonio José Ferreira, *Simulação Fluidodinâmica da Dispersão de Poluentes a partir da Chaminé de uma Termelétrica*, Campina Grande: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Campina Grande, 2016. Tese de Doutorado.

A crescente demanda mundial por energia tem levado pesquisadores a buscar o aprimoramento de tecnologias com o objetivo de maximizar a geração de energia nas suas diferentes formas. Entre os diferentes métodos de produção encontra-se a energia produzida através de usinas termelétricas, que corresponde a mais 60% da energia produzida no mundo. Entre os principais problemas causados pela produção de energia em termelétricas está a emissão de poluentes gasosos para a atmosfera. O efluente gasoso emitido através da chaminé de uma termelétrica consiste basicamente de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), óxidos nitrogenados ( $\text{NO}_x$ ), entre outros, que provocam problemas ambientais e de saúde. Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a fluidodinâmica da dispersão de poluentes emitidos a partir da chaminé de uma termelétrica através de simulações numéricas utilizando CFD (Ansys CFX 15.0). Como modelo de turbulência utilizou-se o  $k-\varepsilon$  padrão. Com base nas simulações do planejamento experimental verificou-se que a variável mais significativa no processo foi a taxa de emissão do poluente seguida pela velocidade do vento. A partir dos resultados obtidos verificou-se que a altura da fonte de emissão apresenta uma influência determinante sobre a dispersão; que a variação lateral da intensidade da velocidade do vento e a variação da frequência com que o vento muda de direção são fatores decisivos na dispersão de espécies gasosas na atmosfera; e que a dispersão ocorre com maior intensidade sob condições atmosféricas instáveis, sob um ângulo de  $30^\circ$  e uma frequência de mudança de direção de 5 minutos.

**Palavras-Chave:** Energia Termelétrica; Dispersão de poluentes; Simulação Numérica; CFX.

## ABSTRACT

GADELHA, Antonio José Ferreira, *Fluidynamics Simulation of Pollutants Dispersion from a Chimney of a Thermoelectric*, Campina Grande: PostGraduate Program in Chemical Engineering, Federal University of Campina Grande, 2016. PhD Thesis.

The growing worldwide demand for energy has led researchers to pursue enhancement technologies in order to maximize the generation of electricity in its different forms. Among the different methods of production is the energy produced by thermal power plants, which accounts for over 60% of the energy produced in the world. It is an energy generated from the combustion of fuels such as coal, diesel oil, natural gas, etc. Among the main problems caused by power generation in thermal power plants is the emission of gaseous pollutants into the air. The off-gas emitted from the flue of a fuel consists mainly of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), among others, causing environmental and health problems. In this sense, this study aims to evaluate the fluid dispersion of pollutants emitted from the chimney of a thermal power plant through numerical simulations using CFD (ANSYS CFX 15.0). As turbulence model was used  $k-\varepsilon$  standard. Based on the experimental design simulations it was found that the most significant variable in the process was the pollutant emission rate followed by wind speed. From the results obtained it was found that the height of the emission source has a decisive influence on the dispersion; that the lateral variation of wind speed intensity and variation of the frequency with which the wind changes direction are decisive factors in the dispersion of gaseous species in the atmosphere; and that dispersion occurs more intensively under instable atmospheric conditions, at an angle of 30 ° and a frequency change of direction of 5 minutes.

**Keywords:** Thermoelectrical energy; Pollutants dispersion; Heat; Numerical Simulation; CFX.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 2.1:</b>	Esquema simplificado de uma usina termelétrica.	23
<b>Figura 2.2:</b>	Evolução da Camada Limite Atmosférica ao longo do dia.	34
<b>Figura 2.3:</b>	Ilustração do local do Experimento de Copenhagen.	42
<b>Figura 2.4:</b>	Rede de 168 amostradores utilizados no ETEX (European Tracer Experiment).	45
<b>Figura 4.1:</b>	Domínio físico do problema de dispersão de poluentes na atmosfera.	56
<b>Figura 4.2:</b>	Representação da geometria do problema e suas dimensões.	57
<b>Figura 4.3:</b>	Detalhes da malha na região próxima à entrada do domínio.	58
<b>Figura 4.4:</b>	Detalhes das regiões do domínio computacional utilizado nas simulações: a) Entrada b) Lateral c) Vista Superior d) Vista Inferior.	59
<b>Figura 4.5:</b>	Detalhes da malha nas proximidades da chaminé (fonte de emissão).	59
<b>Figura 5.1:</b>	Indicação da linha de amostragem, ponto de tomada dos perfis de concentração do poluente.	66
<b>Figura 5.2:</b>	Perfis de concentração de CO <sub>2</sub> para diferentes malhas.	67
<b>Figura 5.3:</b>	Perfis de concentração de CO <sub>2</sub> para diferentes valores de passo de tempo utilizados.	70
<b>Figura 5.4:</b>	Comparação dos perfis de concentração do SF <sub>6</sub> numérico e experimental ao final do tempo de emissão.	72
<b>Figura 5.5:</b>	Comparação entre os dados experimentais e numéricos com a fonte de emissão a 115 m e 30 m de altura em relação ao nível do solo.	73
<b>Figura 5.6:</b>	Diagrama de Pareto para as variáveis velocidade, taxa de emissão e temperatura e suas interações no fenômeno de dispersão gasosa.	76
<b>Figura 5.7:</b>	Superfície de resposta do planejamento experimental 2 <sup>3</sup> .	78
<b>Figura 5.8:</b>	Indicação do plano ZX em Y = 30 m, ponto de tomada dos contornos de concentração e velocidade.	80

<b>Figura 5.9:</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 0°.	81
<b>Figura 5.10:</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 5°.	81
<b>Figura 5.11:</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 10°.	82
<b>Figura 5.12:</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 20°.	82
<b>Figura 5.13:</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 30°.	83
<b>Figura 5.14:</b>	Indicação do plano XY em Z = 1500 m, ponto de tomada dos contornos de concentração e velocidade.	83
<b>Figura 5.15:</b>	Comparação entre os campos de concentração mássica de CO <sub>2</sub> para diferentes ângulos de velocidade lateral, no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min.	84
<b>Figura 5.16</b>	Campos de concentração mássica de CO <sub>2</sub> para diferentes ângulos de velocidade lateral, no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min, nas proximidades da chaminé.	86
<b>Figura 5.17:</b>	Perfis horizontais da concentração de CO <sub>2</sub> a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em Y = 0 m, em t = 60 min, para diferentes ângulos de variação lateral do vento.	87
<b>Figura 5.18</b>	Perfis verticais da concentração de CO <sub>2</sub> a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em Z = 1500 m, em t = 60 min, para diferentes ângulos de variação lateral do vento.	88
<b>Figura 5.19</b>	Perfis verticais da concentração de CO <sub>2</sub> em diferentes posições a jusante da fonte de emissão, em Z = 1500 m, em t = 60 min.	89

<b>Figura 5.20</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um período de 1 min.	90
<b>Figura 5.21</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um período de 2 min.	90
<b>Figura 5.22</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um período de 3 min.	91
<b>Figura 5.23</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um período de 4 min.	91
<b>Figura 5.24</b>	Campo de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um período de 5 min.	92
<b>Figura 5.25</b>	Comparação entre os campos de concentração mássica de CO <sub>2</sub> para diferentes valores de frequência de variação da velocidade lateral do vento, no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min.	93
<b>Figura 5.26</b>	Campos de concentração mássica de CO <sub>2</sub> para diferentes valores do tempo de inversão da direção do vento, no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min, nas proximidades da chaminé.	95
<b>Figura 5.27</b>	Perfis horizontais de concentração de CO <sub>2</sub> a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em t = 60 min, para diferentes valores da variação da frequência da mudança de direção do ar.	96
<b>Figura 5.28</b>	Perfis verticais da concentração de CO <sub>2</sub> a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em t = 60 min, para diferentes valores da variação da frequência da mudança de direção do ar.	97
<b>Figura 5.29</b>	Perfis de velocidade na entrada do domínio no plano XY, em Z = 1500 m, para diferentes condições de estabilidade.	99
<b>Figura 5.30</b>	Concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, para diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.	100
<b>Figura 5.31</b>	Comparação entre os campos de concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min, para	101

	diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.	
<b>Figura 5.32</b>	Perfis horizontais de concentração de CO <sub>2</sub> ao nível do solo a 4000 metros da fonte de emissão para diferentes condições de estabilidade.	102
<b>Figura 5.33</b>	Perfis verticais de concentração de CO <sub>2</sub> no centro do domínio a 4000 metros da fonte de emissão para diferentes condições de estabilidade.	103
<b>Figura 5.34</b>	Campos horizontais de velocidade no plano ZX em Y = 30 m, para diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.	104
<b>Figura 5.35</b>	Campos verticais de velocidade no plano XY em Z = 1500 m, para diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.	105
<b>Figura 5.36</b>	Concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 metros para diferentes instantes de tempo, sob condições estáveis.	107
<b>Figura 5.37</b>	Concentração mássica de CO <sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 metros para diferentes instantes de tempo, sob condições instáveis.	108
<b>Figura 5.38</b>	Perfis horizontais de concentração de CO <sub>2</sub> ao nível do solo a 400 metros da fonte de emissão, sob condições estáveis, para diferentes intervalos de tempo.	109
<b>Figura 5.39</b>	Perfis horizontais de concentração de CO <sub>2</sub> ao nível do solo a 400 metros da fonte de emissão, sob condições instáveis, para diferentes intervalos de tempo.	109
<b>Figura 5.40</b>	Perfis horizontais de concentração de CO <sub>2</sub> ao nível do solo a 4000 metros da fonte de emissão, sob condições estáveis, para diferentes intervalos de tempo.	110
<b>Figura 5.41</b>	Perfis horizontais de concentração de CO <sub>2</sub> ao nível do solo a 4000 metros da fonte de emissão, sob condições estáveis, para diferentes intervalos de tempo.	110
<b>Figura 5.42</b>	Contornos de concentração mássica do dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ) no plano ZX em Y = 30 metros, para t = 60 min, condições estáveis e ângulo de 10°.	112

<b>Figura 5.43</b>	Contornos de concentração mássica do dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) no plano ZX em $Y = 30$ metros, para $t = 60$ min, condições estáveis e ângulo de $10^\circ$ .	112
<b>Figura 5.44</b>	Contornos de concentração mássica do óxido nítrico (NO) no plano ZX em $Y = 30$ metros, para $t = 60$ min, condições estáveis e ângulo de $10^\circ$ .	113
<b>Figura 5.45</b>	Contornos de concentração mássica do monóxido de carbono (CO) no plano ZX em $Y = 30$ metros, para $t = 60$ min, condições estáveis e ângulo de $10^\circ$ .	113
<b>Figura 5.46</b>	Contornos de concentração mássica dos diferentes gases emitidos, no plano XY em $Z = 1500$ metros, para $t = 60$ min, condições estáveis e ângulo de $10^\circ$ .	114
<b>Figura 5.47</b>	Campo de pressão vertical no plano XY em $Z = 1500$ m para condições estáveis e ângulo de $10^\circ$ .	113
<b>Figura 5.48</b>	Perfil vertical de pressão para $X = 200$ m e $Z = 1500$ m para condições estáveis e ângulo de $10^\circ$ .	113
<b>Figura 5.49</b>	Campo de temperatura vertical no plano XY em $Z = 1500$ m para condições estáveis e ângulo de $10^\circ$ , em $t = 3600$ s.	114

## LISTAS DE TABELAS E QUADROS

<b>Tabela 2.1:</b>	Limites de emissão para turbinas com potência maior que 100 MWe.	28
<b>Tabela 2.2:</b>	Limites de emissão para turbinas com capacidade menor que 100 MWe que esteja em empreendimentos nos quais o somatório total de geração elétrica for superior a 100 MWe.	28
<b>Tabela 2.3:</b>	Classificação da estabilidade atmosférica Pasquill (1961)/Gifford (1976).	37
<b>Tabela 4.1:</b>	Considerações adotadas na resolução das equações governantes.	63
<b>Tabela 4.2:</b>	Coeficientes de difusividade molecular das espécies poluentes no ar.	63
<b>Tabela 5.1:</b>	Condições de simulação utilizadas nos testes de malha.	65
<b>Tabela 5.2:</b>	Domínios computacionais utilizados no teste de malha e seus respectivos tempos computacionais.	66
<b>Tabela 5.3:</b>	Condições de simulação utilizadas nos testes de passo de tempo.	68
<b>Tabela 5.4:</b>	Tempo computacional gasto para cada passo de tempo utilizado.	69
<b>Tabela 5.5:</b>	Condições de realização do experimento de Copenhagen.	71
<b>Tabela 5.6:</b>	Variáveis e níveis utilizados no planejamento experimental.	74
<b>Tabela 5.7:</b>	Variáveis, níveis e condições utilizadas no planejamento experimental.	75
<b>Tabela 5.8:</b>	Análise da variância (ANOVA) para a dispersão do poluente.	75
<b>Tabela 5.9</b>	Condições utilizadas nas simulações de variação lateral dos ângulos da velocidade do vento.	80
<b>Tabela 5.10</b>	Condições de estabilidade utilizadas nas simulações.	95
<b>Tabela 5.11</b>	Condições utilizadas nas simulações de variação de estabilidade.	96

## NOMENCLATURA

$Ri$	Número de Richardson	[ - ]
$L$	Comprimento de Monin-Obukov	[m]
$z$	Altura	[m]
$u^*$	Velocidade de fricção	[m.s <sup>-1</sup> ]
$\theta_v$	Temperatura potencial virtual	[K]
$w'\theta'$	Fluxo vertical turbulento	[ - ]
$K$	Constante de Von Karman	[ - ]
$g$	Aceleração da gravidade	[m.s <sup>-2</sup> ]
$u$	Velocidade	[m s <sup>-1</sup> ]
$\sigma_u^2$	Variância de $u$	[ - ]
$\rho$	Densidade	[kg.m <sup>-3</sup> ]
$\vec{U}$	Vetor velocidade	[m.s <sup>-1</sup> ]
$p$	Pressão	[Pa]
$\vec{S}_M$	Termo fonte de momento	[ - ]
$\tau$	Tensor	[ - ]
$\delta$	Matriz identidade	[ - ]
$h_{tot}$	Entalpia total	[J.mol <sup>-1</sup> ]
$T$	Temperatura	[K]
$\lambda$	Condutividade térmica	[W.m <sup>-1</sup> .K <sup>-1</sup> ]
$\phi = \Phi/\rho$	Quantidade conservada por unidade de massa	
$\Phi$	Quantidade conservada por unidade de volume, ou concentração (variável adicional)	[kg.m <sup>-3</sup> ]
$S_\phi$	Termo fonte volumétrico, com unidades de quantidade conservada por unidade de volume por unidade de tempo	
$D_\Phi$	Difusividade cinemática de uma variável adicional	[m <sup>2</sup> .s]
$Sc_t$	Número de Schmidt turbulento	[ - ]
$k$	Energia cinética turbulenta	[m <sup>2</sup> .s <sup>-2</sup> ]

$\varepsilon$	Taxa de dissipação da energia turbulenta	$[m^2.s^{-3}]$
$C_{\varepsilon 1}$	Constante do modelo $k - \varepsilon$	$[-]$
$C_{\varepsilon 2}$	Constante do modelo $k - \varepsilon$	$[-]$
$\sigma_k$	Constante do modelo $k - \varepsilon$	$[-]$
$\sigma_\varepsilon$	Constante do modelo $k - \varepsilon$	$[-]$
$c_\mu$	Constante do modelo $k - \varepsilon$	$[-]$
$\mu_t$	Viscosidade turbulenta	$[Pa.s]$
$P_k$	Produção de turbulência devido às forças viscosas	$[kg.m^{-1}.s^{-3}]$
$S_E$	Termo fonte de energia	$[kg.m^{-1}.s^{-3}]$
$S_M$	Fonte de momento devido à força de corpo externa	$[N]$
$t$	Tempo	$[s]$
$V$	Volume	$[m^3]$
$\mu$	Viscosidade dinâmica	$[Pa.s]$
$\nabla$	Operador Nabla	$[-]$
$\frac{\partial}{\partial t}$	Derivada parcial com relação ao tempo	$[s^{-1}]$
$\theta$	Ângulo de variação lateral da velocidade do vento	$[^\circ]$
$a$	Fator de frequência de variação lateral da velocidade do ar	$[s^{-1}]$



## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I</b>	<b>17</b>
<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>17</b>
<b>Objetivo geral</b>	<b>21</b>
<b>Objetivos específicos</b>	<b>21</b>
<b>CAPÍTULO II</b>	<b>22</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>22</b>
<b>2.1 Energia Termelétrica</b>	<b>22</b>
<b>2.2 Poluição Atmosférica</b>	<b>26</b>
<b>2.3 Camada Limite Planetária</b>	<b>33</b>
<b>2.4 Estabilidade e Turbulência</b>	<b>35</b>
<b>2.4.1 Métodos Empíricos</b>	<b>36</b>
<b>2.4.2 Métodos não Empíricos/Semi-Empíricos</b>	<b>37</b>
<b>2.5 Dispersão de poluentes</b>	<b>40</b>
<b>2.5.1 Trabalhos experimentais</b>	<b>40</b>
<b>2.5.2 Trabalhos analíticos e/ou numéricos</b>	<b>44</b>
<b>CAPÍTULO III</b>	<b>50</b>
<b>3. MODELAGEM MATEMÁTICA</b>	<b>50</b>
<b>3.1 Equações matemáticas de conservação</b>	<b>50</b>
<b>3.2 Equação de transporte para variáveis adicionais</b>	<b>51</b>
<b>3.3 Modelos de turbulência</b>	<b>52</b>
<b>3.3.1 Modelo de turbulência <math>k-\varepsilon</math></b>	<b>54</b>
<b>CAPÍTULO IV</b>	<b>55</b>
<b>4. METODOLOGIA</b>	<b>55</b>
<b>4.1 Domínio físico de estudo</b>	<b>55</b>

4.2	Domínio computacional	56
4.3	Modelo matemático	59
4.4	Casos estudados	62
<b>CAPÍTULO V</b>		<b>63</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>63</b>
5.1	Teste de malha	63
5.2	Teste de passo de tempo	66
5.3	Validação da solução numérica com dados experimentais	69
5.4	Planejamento Experimental	72
5.5	Influência do ângulo de variação lateral da velocidade do vento	76
5.6	Influência da variação da frequência da mudança de direção da velocidade lateral do vento	87
5.7	Avaliação dos efeitos do grau de convecção	94
5.8	Avaliação do comportamento da pluma com o tempo	103
5.9	Comportamento dos diferentes gases emitidos	108
5.10	Campo de pressão	113
5.11	Campo de temperatura	114
<b>CONCLUSÕES</b>		<b>116</b>
<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b>		<b>118</b>
<b>REFERÊNCIAS</b>		<b>119</b>

## CAPÍTULO I

### INTRODUÇÃO

A poluição do ar proveniente de gases liberados pelas indústrias tornou-se um sério problema mundial, que é agravado pela intensa necessidade de produção de energia, visando oferecer melhores condições de vida para a população. Entende-se por poluição do ar todas as alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas da atmosfera, as quais podem causar danos à fauna, à flora e aos ecossistemas em geral.

A produção de energia é, em qualquer de suas formas, indispensável para o desenvolvimento de um país, e muitas vezes, vem acompanhada da liberação de resíduos tóxicos, em especial quando se utiliza combustíveis fósseis. No Brasil, com as constantes crises hídricas, a produção de energia a partir de usinas hidrelétricas passa por momentos de déficit, o que é atenuado pelo uso da energia termelétrica, tendo em vista o grande número de unidades em operação, é fato que a termelétricidade no Brasil é uma realidade.

Boçon (1998) relata que a contaminação do ar é provocada por três tipos de emissões:

- a. Gases resultantes da combustão de combustíveis (gasolina, diesel e/ou álcool) contendo óxidos de nitrogênio, dióxido de enxofre, monóxido e dióxido de carbono, que são responsáveis por 40% da poluição atmosférica nas grandes cidades;
- b. Gases e materiais particulados lançados pelas chaminés de indústrias químicas, siderúrgicas, fábricas de cimento e papel, termelétricas e refinarias de petróleo, contendo as mais variadas espécies químicas;
- c. Queimadas e incineração de lixo doméstico e industrial.

Como principais problemas causados por essas emissões podem-se citar: Problemas de saúde na população (principalmente doenças respiratórias); Chuva ácida; Efeitos climáticos (por exemplo: efeito estufa, inversão térmica).

As descargas de poluentes na atmosfera observadas no processo de geração de energia em usinas termelétricas a partir da queima de combustíveis fósseis, lança para a atmosfera, principalmente, material particulado total, monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e uma pequena parcela de hidrocarbonetos (LORA, 2002). Entre os fatores mais importantes no estudo de

concentração e dispersão de poluentes na atmosfera estão as condições meteorológicas do local e os fenômenos de turbulência. Neste sentido, o entendimento do comportamento destas condições torna-se indispensável para se compreender, avaliar e prever a evolução de dispersões atmosféricas.

A partir do exposto, faz-se necessário a avaliação e previsão do comportamento das liberações de poluentes na atmosfera em diferentes cenários. Esta avaliação pode ser realizada a partir de técnicas experimentais e/ou teóricas. No caso dos estudos experimentais, estes podem ser realizados por meio de levantamentos em campo ou em laboratório, sob escalas reduzidas ou túnel de vento. No entanto, esta técnica além de ser relativamente cara ainda apresenta a desvantagem de fornecer informações sobre condições atmosféricas apenas para um instante e local particular. Por outro lado, os métodos teóricos, constituídos basicamente de modelos matemáticos de dispersão de poluentes (formulações empíricas, soluções analíticas ou numéricas de equações diferenciais que representam o problema), geralmente oferecem respostas rápidas e baratas para a avaliação dessas liberações. De acordo com Moreira e Tirabassi (2004) e Tirabassi (2005), os processos que governam o transporte e a difusão de poluentes são numerosos e altamente complexos tornando-os praticamente impossível descrevê-los sem a utilização de modelos matemáticos. Estes modelos representam um instrumento técnico indispensável para a gestão ambiental, pois são capazes de:

- Descrever e interpretar dados experimentais;
- Controlar em tempo real e/ou analisar a qualidade do ar;
- Administrar as liberações acidentais e avaliar as áreas de risco;
- Identificar as fontes poluidoras;
- Avaliar a contribuição de uma única fonte à carga poluidora.

A determinação do impacto desses contaminantes sobre a qualidade do ar é geralmente relacionado às concentrações dos contaminantes a jusante da fonte emissora (pluma de contaminantes na atmosfera) com as taxas de emissão, os quais podem ser feitos por meio de experimentos, utilizando modelos físicos, ou teoricamente, utilizando modelos matemáticos. Segundo Cezana (2007), os métodos utilizados para a medição de concentrações de poluentes, são, em geral, bons instrumentos de controle. Contudo, existem casos que impossibilita sua utilização devido ao seu elevado custo, ou mesmo, quando há a necessidade da previsão dos

níveis de concentração acarretados por uma fonte ainda não existente, como ocorre no caso dos estudos de impacto ambiental.

Tadano *et al.* (2010) relata que a modelagem da dispersão é a principal ferramenta para simular o transporte de poluentes atmosféricos e se tornou importante também para identificar regiões impróprias à instalação de novos complexos industriais. Estes autores dividem em duas classes os modelos de dispersão atmosférica: os Eulerianos, que utilizam soluções da equação advecção-difusão em um sistema de referência fixo em relação à Terra e os Lagrangeanos que simulam as trajetórias das partículas de poluentes em um sistema de referência que se desloca de acordo com o movimento das partículas.

De acordo com Cezana (2007), um modelo matemático que vem sendo muito utilizado, devido à facilidade de implementação e baixo custo computacional, é o gaussiano. Esse modelo é baseado na solução da equação de conservação da massa de uma espécie química em condições idealizadas. Contudo, o modelo gaussiano é limitado por considerar que o movimento dos ventos é constante e a turbulência homogênea (PANOFSKY e DUTTON, 1984; SEINFELD, 1986). Além disso, esse método tem uma forte dependência de muitos parâmetros empíricos.

Segundo Pfluck (2010), a turbulência é um fator decisivo da dispersão de poluentes por ser responsável pela transferência de massa nesse sistema. Essa turbulência é decorrente de vórtices de diversos tamanhos, da velocidade de escoamento e da tensão cisalhante gerada por esse escoamento sobre o solo terrestre. A manutenção do movimento turbulento é assegurada pelos gradientes de temperatura, que geram as forças de empuxo, e dos gradientes de velocidade média do escoamento. Esse autor relata ainda que o principal parâmetro para caracterização da turbulência é a velocidade de fricção (função da velocidade do vento e da rugosidade da superfície), quando esta é dominada pela tensão de cisalhamento. Mas quando é dominada pelas forças de empuxo, a turbulência é caracterizada pelo gradiente vertical de temperatura. A turbulência pode ser intensificada pela intensidade e pela frequência com que o vento muda de direção lateralmente, e isso contribui fortemente para o transporte de massa.

A concentração de poluentes originados de pontos específicos, a exemplo de chaminés, é diretamente afetada pela ação do vento medido no local da fonte de emissão. Boubel *et al.* (1994) relatam que um desvio de apenas 5° na direção do vento pode ocasionar uma redução de até 90% na concentração de poluente em regiões a

jusante da fonte de emissão. Percebe-se a partir deste fato que pequenas variações na direção do vento podem levar a erros importantes nas estimativas das distribuições e perfis de concentração do poluente. O modelo apresentado no presente trabalho demonstra de forma clara, a enorme influência que a direção do vento exerce sobre a dispersão de espécies gasosas na atmosfera.

O comportamento de uma pluma emitida a partir de uma fonte de poluição tem sido amplamente estudado durante as últimas décadas, com o intuito de se avaliar os possíveis impactos causados por esses contaminantes durante a instalação e funcionamento de uma fonte emissora. Muitos trabalhos sobre o escoamento médio e a dispersão de poluentes nas proximidades de obstáculos vêm sendo desenvolvido a exemplo de Yang e Meroney (1970), Meroney (1982), Mirzai *et al.* (1994), Zhang *et al.* (1996), Cezana (2007), Pfluck (2010), Shen *et al.* (2015), Lateb *et al.* (2016), entre outros. No entanto, torna-se ainda necessário à realização de estudos para a solução do escoamento e dispersão de poluentes ao redor de obstáculos sob diversas condições de estabilidade atmosférica. Sobretudo quando se trata de uma solução numérica em torno de obstáculos principalmente no que tange a turbulência nas imediações do obstáculo. Nesses casos, a fluidodinâmica computacional vem a ser uma ferramenta que possibilita estudar o problema de escoamento e dispersão de poluentes na atmosfera adotando-se uma modelagem matemática com um menor número de simplificações.

Neste sentido, o presente trabalho visa, via simulação numérica e análises dos resultados, responder alguns questionamentos nesta área de atuação, como por exemplo, a influência da variação da intensidade e da frequência da direção do vento sobre o comportamento da pluma de poluentes, bem como compreender fisicamente os fenômenos envolvidos no processo de dispersão de poluentes oriundos da combustão de combustíveis fósseis para produção de energia elétrica em uma usina termelétrica, sob condições de escoamento transiente, tridimensional, multicomponente e não-isotérmicas. Este estudo foi realizado por meio de simulações numéricas, utilizando o *software* comercial ANSYS CFX® Release 15.

## **Objetivo geral**

Estudar o processo de dispersão de poluentes na atmosfera a partir de uma chaminé de uma usina termelétrica sob diferentes condições de estabilidade atmosférica.

## **Objetivos específicos**

- Desenvolver uma modelagem matemática para prever o comportamento da dispersão de poluentes (ou componentes da combustão de combustíveis fósseis) na atmosfera emitidos pela chaminé de uma usina termelétrica;
- Efetuar um planejamento experimental simulado a fim de se verificar como as variáveis do processo (velocidade do vento, taxa de emissão, temperatura) influenciam no fenômeno de dispersão de espécies gasosas na atmosfera;
- Estudar a distribuição de pressão, velocidade, temperatura e concentração mássica dos componentes ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{CO}$ ) a partir da chaminé na atmosfera;
- Avaliar os efeitos da variação do ângulo de incidência da velocidade lateral do vento e da frequência com que o vento muda de direção sobre o comportamento da dispersão de poluentes;
- Comparar os resultados obtidos com os dados experimentais reportados na literatura.

## **CAPÍTULO II**

### **2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **2.1 Energia Termelétrica**

Até meados do século XVIII a demanda de energia era suprida pelo trabalho fornecido pela própria força física do homem, pela tração animal, pela energia hidráulica (rodas d'água) e pela energia eólica (moinhos de vento). A partir da revolução industrial, a necessidade de novas fontes de energia para promover o funcionamento das máquinas impulsionou a utilização de outras formas de energia, como a térmica (máquina a vapor) e a elétrica.

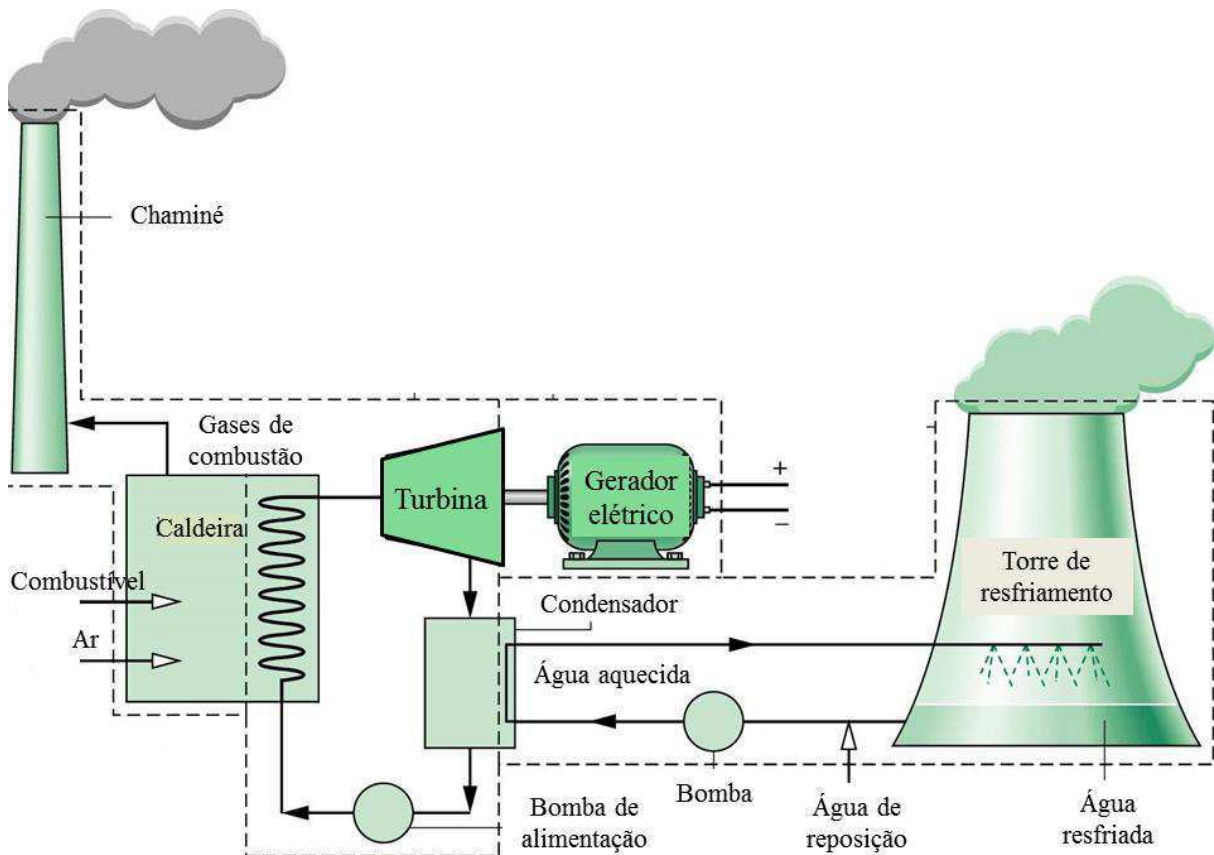
A partir do século XX, a energia elétrica ganhou papel de destaque no cenário energético mundial, tanto pela disponibilidade quanto pela facilidade na distribuição. Sendo que, a geração desse tipo de energia é realizada principalmente, a partir de usinas hidrelétricas, termoelétricas e nucleares.

Uma central, ou usina termelétrica é caracterizada por produzir energia elétrica a partir da energia térmica liberada por reações químicas ou nucleares. Os combustíveis mais utilizados para movimentar direta ou indiretamente os geradores são: óleo diesel, óleo combustível, gás natural, carvão mineral, resíduos da indústria de açúcar e álcool, etc. No Brasil, os combustíveis mais utilizados são óleo diesel, óleo BPF, carvão e bagaço de cana, e mais recentemente, o gás natural está começando a se difundir.

O funcionamento das centrais termelétricas é semelhante, independentemente do combustível utilizado. O combustível é armazenado em parques ou depósitos adjacentes, de onde é enviado para a usina, onde será queimado na caldeira. Esta gera vapor a partir da água que circula por uma extensa rede de tubos revestidos. A função do vapor é movimentar as pás de uma turbina, cujo rotor gira juntamente com o eixo de um gerador que produz a energia elétrica. Essa energia é transportada por linhas de alta tensão aos centros de consumo. O vapor é resfriado em um condensador e convertido outra vez em água, que volta aos tubos da caldeira, dando início a um novo ciclo.



A água em circulação que esfria o condensador expulsa o calor extraído da atmosfera pelas torres de resfriamento, grandes estruturas que identificam essas centrais. Parte do calor extraído passa para um rio próximo ou para o mar. Um esquema simplificado do funcionamento de uma termelétrica é mostrado na Figura 2.1.



**Figura 2.1:** Esquema simplificado de uma usina termelétrica.

Fonte: Adaptado de Moran e Shapiro (2002).

As usinas termelétricas geralmente utilizam como combustível o carvão, o óleo diesel (ou óleo residual) ou gás natural. A maioria das usinas a óleo queima o óleo combustível residual, que é a parte que resta na refinaria após a remoção das frações mais leves. Esse óleo possui alto peso molecular e é constituído basicamente de resinas e asfaltenos. É obtido a partir do resíduo da destilação à vácuo e em unidades de desasfaltação a propano. Mas existem as usinas que queimam óleo diesel. Essas usinas têm baixa potência e são empregadas, principalmente em locais de difícil acesso ou que não estão interligados à rede de distribuição de energia elétrica.

O consumo mundial de energia aumentou exponencialmente no último século, sendo que, a maior parte dessa demanda foi suprida com o uso de combustíveis fósseis, como petróleo, gás natural e carvão. A queima de combustíveis fósseis e consequente emissão de gases causadores do efeito estufa promovem um sério impacto ambiental, em termos de aquecimento global, mudanças climáticas e poluição.

A Agência Internacional de Energia indica que os setores de produção de eletricidade e de calor produziram cerca de 42% das emissões de gases de efeito estufa no mundo, o que equivale a quase 14 gigatoneladas de dióxido de carbono nesse mesmo ano (IEA, 2015).

A crise energética que o Brasil enfrentou nos últimos anos, fez com que o país, tendo uma matriz energética principalmente hídrica, optasse pela utilização de outras fontes de energia primária a fim de cobrir a sua demanda de eletricidade. Neste contexto, o governo lançou o Programa Prioritário de Termoeletricidade – PPT, visando aumentar a capacidade de geração do país (EPE – Brasil, 2013).

De acordo com Villela *et al.* (2007), o Brasil se comprometeu no Protocolo de Kioto, em não aumentar as suas emissões de gás carbônico, mas a decisão do governo na tentativa de resolver a crise energética através da construção de uma série de termelétricas a gás e a recente procura por geradores a gás e diesel como uma alternativa para a demanda por energia só contribui para o aumento do efeito estufa. Países preocupados com o aquecimento global e com a poluição, como a Dinamarca, por exemplo, estão extinguindo as instalações termelétricas e, o Brasil, mais uma vez, vai contra as tendências mundiais, com a perspectiva de instalação de dezenas de usinas termelétricas, de acordo com o Plano Prioritário de Termoeletricidade (PPT).

Vários pesquisadores se dedicaram ao estudo dos impactos e efeitos causados pela produção de energia através da queima de combustíveis não-renováveis em usinas termelétricas.

Blottnitz (2006) realizou um estudo com o objetivo de se comparar as emissões gasosas a partir de usinas geradoras de termoeletricidade na África do Sul e em 15 países que compõem a União Europeia. Foram avaliadas as emissões de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), óxidos nitrogenados (NO<sub>x</sub>) e material particulado (PM) para diferentes tipos de combustíveis (gás natural, óleo combustível, carvão e lignita) por cada kWh gerado. Os dados foram obtidos a partir do EPER (*European Pollutant Emission Register*). A comparação das usinas térmicas da África

do Sul com as da Europa mostra que a Indústria de energia Sul-Africana emite mais óxidos nitrogenados, óxidos de enxofre e material particulado que em qualquer um dos 15 Países europeus estudados. Isto é explicado pela combinação de duas razões:

i) as altas emissões específicas de usinas movidas a carvão, comparativamente, as estações sul-africanas estão equiparadas aos piores níveis da Europa, ao lado de Espanha, Grécia e Hungria; e

ii) comparativamente, o elevado uso de carvão para geração de eletricidade na África do Sul.

Li *et al.* (2012) investigaram as emissões de poluentes atmosféricos do setor de energia de Henan, na China em 2010, onde as emissões de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e particulados dos 24 grupos geradores de 15 usinas de energia movidas a carvão foram medidos. Verificou-se que os valores das emissões de SO<sub>2</sub> de 22 de 24 grupos geradores estão em conformidade com os requisitos da legislação chinesa, o que está sendo causado pelo alto desempenho do sistema de dessulfurização dos gases de combustão. Grande parte das emissões de NO<sub>x</sub> apresentaram-se mais elevadas que os limites permitidos, o que indicam que a construção de sistemas de desnitrificação dos gases de combustão é necessária. As emissões de material particulado variaram de 2,3 kg para 299,9 kg por hora. Enxofre total, umidade, cinzas e conteúdo volátil e valor calórico líquido de carvão foram investigados para elucidar a relação entre o carvão e as emissões de poluentes atmosféricos. Concluiu-se que para controlar as emissões de poluentes atmosféricos, os seguintes fatores devem chamar mais a atenção: O uso de carvão de alta qualidade com baixo teor de enxofre, umidade e teor de cinzas, alto teor de voláteis e de alto valor calórico líquido; e o aumento da eficiência de coletores de poeira (particulados).

Nakomcic-Smaragdakis *et al.* (2014) realizaram o monitoramento e controle da produção e emissão de gases poluentes emitidos a partir da utilização de combustíveis fósseis em uma planta de energia térmica de ciclo combinado, localizada na cidade de Zrenjanin, na sérvia. A usina é alimentada por duas caldeiras a vapor (B1 e B2) com potência nominal de 280 MW cada. As emissões foram medidas durante a temporada de inverno (2007-2008) na caldeira B1 por cinco regimes de trabalho dos queimadores, ajustando a proporção de combustível entre gás natural e óleo combustível. A medida tem sido feita a fim de se reduzir as emissões de monóxido de carbono, dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), partículas em suspensão (PM), compostos inorgânicos de cloro gasoso denotado como o cloreto de

hidrogênio e compostos de flúor inorgânicos gasosos denotados como fluoreto de hidrogênio. Os dados adquiridos a partir dessas medições mostraram que todos os parâmetros, exceto NO<sub>x</sub> e PM não excederam os limites de emissão definidos no estatuto regulamentar atual.

## 2.2 Poluição Atmosférica

Pode-se definir a poluição atmosférica como, a presença ou lançamento no ambiente atmosférico, de um ou mais poluentes (partículas, cinzas, gases ou vapores), em concentrações, características e tempo de vida, suficientes para causar danos ao ser humano, a fauna, a flora, materiais e/ou suficientes para restringir o pleno uso e gozo da propriedade privada ou afetar negativamente o conforto da população (VILLANUEVA, 1998).

Nos últimos anos tem aumentado substancialmente a preocupação das autoridades e chefes de estado com a qualidade do ar no planeta, neste sentido, ocorreram diversas tentativas globais ou internacionais para criar normas de proteção à atmosfera, entre elas pode-se citar:

- 1972 – **Reunião de Estocolmo:** A assembleia das Nações Unidas realizada em junho de 1972 na Suécia estabeleceu vinte e três princípios norteadores para a preservação e melhoria do ambiente;
- 1985 – **Convenção de Viena:** Teve como foco a proteção da Camada de Ozônio;
- 1987 – **Protocolo de Montreal:** Teve como objetivo a adoção de um conjunto de medidas para o controle e redução das emissões de substâncias que deterioram a camada de ozônio;
- 1997 – **Protocolo de Kyoto:** A conferência culminou na decisão por consenso de adotar-se um protocolo segundo o qual os países industrializados reduziram suas emissões combinadas de gases de efeito estufa em pelo menos 5% em relação aos níveis de 1990 até o período entre 2008 e 2012.

A legislação federal brasileira que regulamenta a qualidade do meio ambiente, relacionando-a com a poluição do ar, das águas e do solo, teve início com o **Decreto-Lei nº 1.413**, de 14 de agosto de 1975, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. Em seguida, a **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981, veio estabelecer a Política Nacional do Meio Ambiente,

detalhando e especificando seus fins e mecanismos. A Lei 6.938/1981 foi a resposta brasileira às resoluções, indicações e pressões decorrentes da Conferência das Nações Unidas sobre o Homem e o Meio Ambiente, realizada em Estocolmo em 1972. Esta Lei em seu Art. 3º, inciso III, define poluição como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: **a)** prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população **b)** criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; **c)** afetem desfavoravelmente a biota; **d)** afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; **e)** lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Com base nas competências a ele atribuídas pela Lei nº 6.938/1981, o CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) vem estabelecendo, por meio de resoluções, as normas para o controle da emissão de poluentes do ar por fontes fixas e móveis, assim considerados os veículos automotores.

A fixação de parâmetros para a emissão de poluentes gasosos e materiais particulados (materiais sólidos pulverizados) por fontes fixas começou a ser efetuada por meio da **Resolução do CONAMA nº 005/1989**, que dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – **PRONAR**.

As **Resoluções CONAMA nº 003/1990** e **nº 008/1990** complementam o PRONAR estabelecendo limites para a concentração de determinados poluentes no ar. Esses limites tiveram como base normas (ou recomendações) da Organização Mundial da Saúde, que levam em conta limites de concentração compatíveis com a saúde e o bem-estar humano.

Em seu Art. 1º, a **Resolução nº 003/1990** define que são padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

Esta Resolução define como poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: (i) impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; (ii) inconveniente ao bem-estar público; (iii) danoso aos materiais, à fauna e flora; (iv) prejudicial à segurança ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

Em sua Resolução nº 436 de 2011, Anexo V, o CONAMA estabelece os limites de emissão para poluentes atmosféricos provenientes de turbinas a gás para geração de energia elétrica. Esses limites são apresentados nas Tabelas 2.1 e 2.2.

**Tabela 2.1:** Limites de emissão para turbinas com potência maior que 100 MWe (Mega Watt elétrico).

Turbina por tipo de combustível	Limites de Emissão*			
	NO <sub>x</sub> (como NO <sub>2</sub> )	CO	SO <sub>x</sub>	MP
Gás natural	50	65	NA	NA
Combustível líquido	135	NA	200	50

\*Os resultados devem ser expressos na unidade de concentração mg/Nm<sup>3</sup>, em base seca a 15% de oxigênio.

NA – Não aplicável.

MWe - Mega Watt elétrico.

MP – Material particulado.

**Tabela 2.2:** Limites de emissão para turbinas com capacidade menor que 100 MWe que esteja em empreendimentos nos quais o somatório total de geração elétrica for superior a 100 MWe.

Turbina por tipo de combustível	Limites de Emissão*			
	NO <sub>x</sub> (como NO <sub>2</sub> )	CO	SO <sub>x</sub>	MP
Gás natural	90	65	NA	NA
Combustível líquido	135	NA	200	50

\*Os resultados devem ser expressos na unidade de concentração mg/Nm<sup>3</sup>, em base seca a 15% de oxigênio.

NA – Não aplicável.

MWe - Mega Watt elétrico.

MP – Material particulado.

No que diz respeito aos prejuízos causados pelo funcionamento de uma usina termelétrica, pode-se dizer que os impactos ambientais causados por uma planta termelétrica referem-se à emissão de poluentes gasosos na atmosfera e a utilização de água de arrefecimento para a condensação do vapor, entre outras, como a eliminação de águas contaminadas com óleo e reagentes químicos, além de cinzas.

De acordo com Villela e Silveira (2007), no que se refere à poluição atmosférica, o Estudo de Impacto Ambiental de uma planta termelétrica deve ser feito levando-se em consideração os seguintes poluentes: óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), material particulado (MP), compostos orgânicos voláteis (COV) e compostos orgânicos totais (COT).

A seguir são apresentadas algumas características dos principais poluentes gerados a partir de usinas termelétricas.

**Óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ):** Compreendem fundamentalmente óxido de nitrogênio (NO) e dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ). Eles são formados no processo de combustão à reação química entre o oxigênio e o nitrogênio. Ambos podem ser oriundos do ar ou estar presentes no combustível, sendo que a formação de NO é mais pronunciável que a de  $\text{NO}_2$ . No entanto, quando descarregado na atmosfera o NO é completamente convertido em  $\text{NO}_2$ . O dióxido de nitrogênio é um gás menos reativo com tecidos biológicos e não é considerado causador de efeitos adversos à saúde nas concentrações encontradas na atmosfera. Em elevadas concentrações, esse gás reage com todas as partes do corpo expostas ao ar (pele e mucosas), exercendo seu efeito tóxico principalmente nos pulmões e no aparelho respiratório periférico. Esses gases são gerados em todos os tipos de unidades de termoelétrica e na atmosfera são submetidos a reações químicas e fotoquímicas que geram alterações no ozônio troposférico e também em compostos que contribuem com a formação de chuva ácida e o efeito estufa, causando infecções nas vias respiratórias e nos pulmões.

**Óxidos de enxofre ( $\text{SO}_x$ ):** As emissões de compostos sulfurados dependem da quantidade de enxofre presente no combustível, encontram-se teores de enxofre elevados principalmente em unidades termoelétricas a óleo e carvão. Praticamente todo o enxofre presente no combustível reage com o oxigênio e o hidrogênio para formar  $\text{SO}_2$ ,  $\text{SO}_3$  e  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . O óxido de enxofre é um gás incolor, detectado pelo seu odor característico, muito irritante para as mucosas, principalmente para o tecido conjuntivo do sistema respiratório, podendo causar a bronco-pneumonia. Na atmosfera, o  $\text{SO}_2$  reage com o vapor de água e com o oxigênio do ar para formar sulfatos e o ácido sulfúrico, dando origem à chuva ácida.

**Monóxido de carbono (CO):** Trata-se de um gás incolor, inodoro, insípido e tóxico, produzido pela combustão de carvão e sub-produtos de petróleo. É

extremamente nocivo para a oxigenação dos tecidos por evitar o transporte de oxigênio pelo sangue, substituindo a oxihemoglobina.

**Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>):** Resultado da queima completa do carbono que faz parte da composição do combustível é o principal gás causador do Efeito Estufa. Trata-se de um componente natural do ar, sua composição média na atmosfera é 360.000 ppb (LORA, 2002).

**Material Particulado (MP):** Considera-se como material particulado qualquer substância, que existe como líquido ou sólido na atmosfera e tem dimensões microscópicas ou submicroscópicas (exceto a água pura), porém maiores que as dimensões moleculares (LORA, 2002). Nas centrais termelétricas a carvão mineral, ocorrem emissões de particulados de diferentes características (dimensões e densidade das partículas, concentração, etc). A emissão de particulados de diâmetro menores que 2,5 microns, além de causar algum efeito ambiental causa também vários danos à saúde pois essas partículas inaláveis chegam a profundidade dos pulmões, provocando sérios efeitos como: agravamento de asma, tosses, dificuldade de respirar, bronquites até a morte prematura em crianças devido a exposição por longos períodos. Reduz a visibilidade quando em altas concentrações; auxilia na formação da chuva ácida, esgota os nutrientes do solo e danifica monumentos e estátuas.

**Compostos orgânicos voláteis (COV):** Os poluentes classificados como COV's podem atingir um grande espectro de compostos orgânicos, alguns dos quais são perigosos poluentes do ar. Estes compostos são lançados na atmosfera, quando uma parte do combustível não é queimado, ou parcialmente queimado durante o processo de combustão.

**Compostos orgânicos totais (COT - hidrocarbonetos):** Uma grande quantidade de hidrocarbonetos presentes na atmosfera resulta da combustão incompleta do combustível, bem como a partir da evaporação destes combustíveis e outros materiais, como os solventes orgânicos. Estes hidrocarbonetos são relativamente inertes, como o parafínico; outros são extremamente reativos, como os óleos à base de parafina que podem se combinar com o NO em presença de luz solar, formando compostos altamente oxidantes.

Diversos autores demonstrando sua preocupação com o problema desenvolveram estudos voltados à avaliação dos impactos causados pela implantação de usinas termelétricas. Entre eles pode-se citar: Villanueva (1998),



Salomon (2003), Guena (2007), Villela e Silveira (2007), Guttikunda e Jawahar (2014), etc.

Villanueva (1998) avaliou o impacto das emissões atmosféricas provenientes de uma usina termelétrica na cidade de Iquitos no Peru. Inicialmente calculou-se, quantitativamente, os fluxos (g/s) dos principais poluentes ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , CO, MP e  $\text{CO}_2$ ) emitidos pela central, e com os resultados obtidos realizou-se uma simulação da dispersão de  $\text{SO}_2$  e  $\text{NO}_x$  na atmosfera, mediante a utilização do modelo de dispersão SCREEN 3.0 da EPA (Environment Protection Agency). A partir dos estudos realizados, verificou-se a possibilidade da implantação de duas estratégias para a redução da emissão destes poluentes: primeiro, a implementação de equipamentos externos de controle da poluição do ar e, segundo, a substituição dos equipamentos de geração existentes por equipamentos com tecnologia nova.

Guena (2007) desenvolveu um trabalho com relação à avaliação ambiental sobre as diferentes formas de geração de energia elétrica e os impactos ambientais pertinentes a cada uma delas. Incluindo cinco formas de geração de energia elétrica: termelétrica, nuclear, hidrelétrica, eólica e solar. No que diz respeito à energia termelétrica, detalhou-se o funcionamento de três tipos de centrais termelétricas: a carvão, a gás e a óleo, relacionando os impactos ambientais comuns a elas e os característicos de cada tipo de usina, bem como o decorrente da desativação de cada uma.

Villela e Silveira (2007) avaliaram os impactos ambientais resultantes da combustão de gás natural e óleo diesel em plantas termelétricas que utilizam a tecnologia de ciclo combinado (CC). Utilizou-se o conceito de Eficiência Ecológica para avaliar o impacto causado pelas emissões de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  e material particulado (MP). A Eficiência Ecológica é definida como um indicador que permite a avaliação do impacto ambiental das emissões gasosas da usina termelétrica, comparando as emissões de poluentes hipoteticamente integrados (emissões de  $\text{CO}_2$  equivalentes) com os padrões de qualidade do ar existentes. A eficiência de conversão também é considerada um fator determinante nas emissões específicas. A poluição resultante da combustão foi analisada considerando separadamente a emissão de cada componente e em seguida comparou-se com os padrões internacionais que regulam a qualidade do ar. Concluiu-se que é possível calcular o fator ambiental qualitativo e quantitativo, e que o gás natural mostra-se como combustível melhor que o diesel, apresentando uma eficiência ecológica de 0,944

contra 0,914 do diesel, considerando uma eficiência térmica de 54% no ciclo combinado.

Salomon (2003) desenvolveu um trabalho que teve como objetivos:

- identificar os diferentes métodos de controle dos poluentes que podem ser emitidos pelas centrais termelétricas;
- comparar emissões típicas de diferentes tecnologias de termogeração com os padrões de emissões vigentes no Brasil e em outros países;
- Comparar as emissões veiculares per capita e de refinarias de petróleo com relação às emissões decorrentes do programa brasileiro de termoelectricidade;
- Avaliar o impacto ambiental de emissões de poluentes através de um novo parâmetro, chamado de Eficiência Ecológica;
- Avaliar o impacto das condicionantes ambientais no consumo específico de água para fins de resfriamento considerando diferentes tecnologias de geração, tipos de torres e localização da central.

A metodologia utilizada para avaliar as emissões gasosas foi através de análises comparativas com os padrões de emissões vigentes no Brasil e no mundo e, os padrões de qualidade do ar de acordo com a Organização Mundial da Saúde. Para o uso da água em sistemas de resfriamentos a análise foi realizada através de um estudo de casos utilizando o *software* Thermoflex. Os principais resultados obtidos foram: a utilização do gás natural e o uso de métodos de controle de poluentes atingem os padrões internacionais vigentes e aumentam a eficiência ecológica. A cogeração resulta em altas eficiências ecológicas. Regiões com temperatura ambiente menor consomem menos quantidades de água. E, a utilização de torres de resfriamento seca diminui a eficiência das UTE's, principalmente em regiões mais quentes.

Segundo Guttikunda e Jawahar (2014), na Índia, da capacidade de geração de eletricidade de 210 GW, 66% é derivado de carvão. Emissões atmosféricas das centrais elétricas alimentadas a carvão são responsáveis por um grande fardo para a saúde humana. Em 2010 e 2011, as 111 plantas instaladas com uma capacidade de 121 GW, consumiram 503 milhões de toneladas de carvão, e geraram um número estimado de 580 kilotoneladas de material particulado com diâmetro inferior a 2,5 mm (PM<sub>2,5</sub>), de 2100 kilotoneladas de dióxido de enxofre, 2000 kilotoneladas de óxidos de nitrogênio, 1100 kilotoneladas de monóxido de carbono, 100 mil toneladas de compostos orgânicos voláteis, e 665 milhões de toneladas de dióxido de carbono.

Estas emissões resultaram em um número estimado de 80.000 a 115.000 mortes prematuras e 20,0 milhões de casos de asma devido à exposição ao poluente PM<sub>2,5</sub>, que custou ao governo uma estimativa de INR 16.000 a 23.000 crores (USD 3,2-4,6 bilhões de dólares). As emissões foram estimadas para as plantas individuais e a modelagem atmosférica foi realizado utilizando o CAMx modelo de transporte químico, juntamente com funções *plume rise* e meteorologia horária. A análise mostra que os regulamentos de controle de poluição agressivos, tais como a obrigatoriedade de dessulfurização de gás, introdução e aperto das normas de emissão para todos os critérios poluentes, e atualização dos procedimentos para as avaliações de impacto ambiental, são imperativos para o ar limpo regional e para reduzir os impactos na saúde. Por exemplo, uma ordem para a instalação de sistemas de dessulfurização de gás para as 111 plantas operacionais poderiam reduzir as concentrações de PM<sub>2,5</sub> entre 30 e 40%, eliminando ainda a formação de sulfatos e nitratos secundárias.

### **2.3 Camada Limite Planetária**

De acordo com Boçon (1998), a porção da atmosfera próxima ao solo é chamada de Camada Limite Atmosférica (CLA), que geralmente é delimitada como sendo os primeiros 1000 metros acima da superfície da terra. Esta é a região na qual a atmosfera sente os efeitos da presença do solo, através da troca vertical de quantidade de movimento, calor e umidade, geradas principalmente pelo aquecimento do solo através da energia solar recebida, da rugosidade terrestre e pela velocidade e direção do vento. Pode ser conhecida também como Camada Limite Planetária ou ainda, camada de fricção, sua altura não é constante, apresentando variações com o tempo e localização geográfica, podendo atingir até 3000 metros acima do solo.

Dorweiler (2007) descreve as divisões da CLA em três camadas de acordo com os tipos de forças predominantes abaixo da atmosfera livre, conforme é mostrado a seguir.

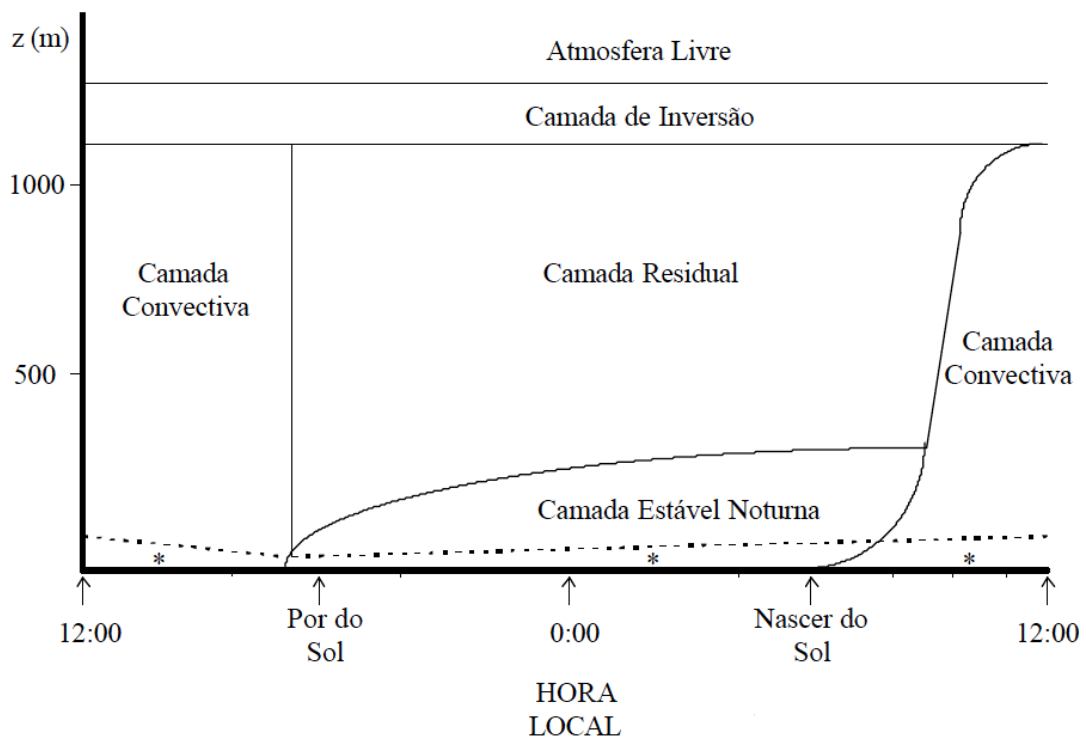
a) A camada laminar ou subcamada viscosa é a primeira diretamente acima do solo. A sua espessura é de alguns milímetros e os processos dentro dela são principalmente dominados pelas forças moleculares, causados pela viscosidade.

b) A camada de Prandtl tem uma espessura entre 50 - 100 m, ou equivalente a aproximadamente 10 % da CLA. A dinâmica desta camada é principalmente dominada pelas forças de atrito causadas pela proximidade com o solo. Quantidade de

movimento e o calor são transportados na forma turbulenta. A velocidade do vento aumenta significativamente com a altura.

c) A Camada de Ekman é dominada pela força de Coriolis, pela força do gradiente de pressão e pela força de atrito. Com a altura, as forças de atrito diminuem e a uma altura de aproximadamente 1000 metros deixa de ter influência.

A estrutura da CLA, e conseqüentemente sua altura, são fortemente influenciadas pela variação da temperatura do sistema, variação que é gerada pelo ciclo diário de aquecimento e resfriamento da superfície terrestre (PFLUCK, 2010). A Figura 2.2 ilustra o desenvolvimento da CLA durante o dia.



**Figura 2.2:** Evolução da Camada Limite Atmosférica ao longo do dia.

Fonte: Adaptado de Boçon (1998).

Pfluck (2010) relata ainda que a radiação térmica emitida pelo solo, que em dias ensolarados absorve praticamente 90% da radiação oriunda do sol, é responsável por aquecer as camadas de ar mais próximas ao solo, gerando um gradiente vertical negativo de temperatura e conseqüentemente, uma camada de ar instável e estratificada. Esta camada torna-se menos densa que a camada de ar que a envolve e tende a elevar-se. Esta elevação provoca o deslocamento de massas de ar mais frias situadas acima da camada que foi aquecida. As massas de ar que se

elevam a partir da superfície são denominadas de termas, turbilhões ou vórtices. Esses turbilhões são responsáveis pela turbulência atmosférica, que por sua vez também é influenciada pela velocidade do vento (advecção). Esse comportamento gera a Camada Limite Convectiva (CLC) ou Camada de Mistura, e ocupa toda a extensão da CLA e será diretamente proporcional ao fluxo de calor entre o solo e as camadas de ar adjacentes, atingindo uma altura máxima no período entre 12 e 14 horas.

Já ao fim do dia, próximo ao pôr-do-sol, momento em que a radiação solar não é mais tão intensa, o solo começa a se resfriar e emitir radiação infravermelha. Com o solo resfriado, há um fluxo de calor inverso da atmosfera para ele, dando origem a um gradiente vertical positivo de temperatura e uma camada de ar estável e estratificada nas proximidades do solo. Esse fluxo é responsável por extrair energia cinética dos grandes turbilhões, deixando em atividade apenas os pequenos vórtices. Esse cenário menos turbulento compõe a Camada Limite Estável Noturna (CLN), que cresce durante todo o período noturno, chegando a atingir uma altura entre 100 e 300 metros. Durante a formação da CLN e imediatamente acima desta, pode-se verificar a formação da Camada Residual (CR), que possui praticamente as mesmas características da CLC, com um tempo de vida bem menor.

Por último, a parte inferior da CLA é denominada de Camada Superficial. Nesta região as características de turbulência e o perfil vertical das variáveis médias do escoamento são relativamente simples. Desta forma, o fluxo de quantidade de movimento (tensão cisalhante), o fluxo de calor e o de umidade são tratados como constantes dentro dessa camada.

A atmosfera livre é definida pela inexistência dos efeitos causados pela presença da superfície, porém, influencia a estrutura da CLP, principalmente pelos resultados de estabilidade e movimento vertical de subsidência.

## **2.4 Estabilidade e Turbulência**

As condições de estabilidade atmosférica têm forte influência na dispersão dos poluentes. Condições instáveis se caracterizam por altos níveis de turbulência e observa-se intensa dispersão dos contaminantes na atmosfera. Nas condições estáveis, os níveis de energia cinética turbulenta são muito menores e a dispersão

dos poluentes é suprimida, ocasionando altos níveis de concentrações no centro da pluma.

De acordo com Nedel (2003), a atmosfera pode apresentar os seguintes níveis de estabilidade:

a) Atmosfera Estável - Esta condição é frequentemente encontrada na superfície, durante noites claras (céu claro), com ventos fracos. Sob esta condição, a temperatura não diminui rapidamente com a altura. Nesta camada os movimentos verticais são parcialmente limitados, e uma camada de mistura baixa é observada. Essa situação é desfavorável para a dispersão;

b) Atmosfera Instável - Condições instáveis, são tipicamente observadas durante o dia, com fluxo positivo de calor do solo (condições de insolação). A temperatura diminui mais rapidamente com a altura e há um forte movimento vertical, nessas condições. Com isso a altura da camada de mistura torna-se maior, contribuindo assim para uma melhor dispersão de contaminantes;

c) Atmosfera Neutra - Quando não existe troca de calor com o ambiente. O movimento vertical é nulo. É caracterizado pela presença de um perfil vertical adiabático de temperatura. Estas condições ocorrem durante a transição dia – noite, dias nublados, ou com fortes ventos (maiores que 6 m/s, até 10 m de altura).

Essa estabilidade atmosférica pode ser classificada segundo Stern (1967) *apud* Nedel (2003), através de vários métodos ou parâmetros, entre os quais se pode destacar:

a) Métodos Empíricos: o método desenvolvido por Pasquill (1961) e mais tarde modificado por Turner (1970), que é o geralmente mais utilizado.

b) Métodos Não Empíricos: o número de Richardson para Fluxo ( $R_f$ ), Gradiente do número de Richardson ( $R_i$ ), e o comprimento de Monin – Obukov.

#### **2.4.1 Métodos Empíricos**

Pasquill (1961), Turner (1970) e Slade (1968), a partir de experimentos relacionados à difusão turbulenta, calcularam valores para os coeficientes de difusão turbulenta a partir de emissões controladas, sob diversas condições atmosféricas, onde se verificou a distribuição de concentrações de contaminantes na atmosfera. Os resultados foram adaptados graficamente por Gifford (1976) fornecendo as classes de estabilidades (Tabela 2.3) e também os valores mais frequentemente utilizados.

**Tabela 2.3:** Classificação da estabilidade atmosférica Pasquill (1961)/Gifford (1976).

Vento na Superfície	Dia			Noite	
	Radiação Solar			Nublado	
				≥4/8	≤3/8
Velocidade (m/s)	Forte	Moderada	Fraca	Nuvens Baixas	Nuvens
<2	A	A - B	B		
2 - 3	A - B	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

A: Condições extremamente instáveis

B: Condições moderadamente instáveis

C: Condições fracamente instáveis

D: Condições neutras

E: Condições fracamente estáveis

F: Condições moderadamente estáveis

A caracterização da estabilidade atmosférica pelo método de Pasquill/Gifford é mais normalmente utilizada, pois na ausência de medidas de turbulência, esse método associa as características da CLA com observações meteorológicas habituais.

A partir da Tabela 2.3 pode-se observar a relação existente entre a incidência da radiação solar na terra e a turbulência atmosférica gerada. Quanto maior for a incidência de raios solares, maior também será a quantidade de radiação (energia térmica) absorvida pelo solo e, conseqüentemente, maior será o fluxo de calor entre este e as camadas de ar mais próximas, o que gera um maior empuxo. No caso de dispersões noturnas, quanto maior a quantidade de nuvens, maior será o “aprisionamento” de calor sobre a superfície, o que dificulta as trocas de calor e diminui a dissipação da energia, conservando assim, uma atmosfera mais turbulenta.

#### **2.4.2 Métodos não Empíricos/Semi-Empíricos**

i) O Número de Richardson ( $Ri$ ) quando positivo corresponde a condições de atmosfera estáveis, quando negativo, à condições instáveis, quando igual a zero, a

condições neutras.

para condições instáveis:

$$Ri = z / L \quad 2.1$$

e para condições estáveis:

$$Ri = \frac{z/L}{1+5z/L} \quad 2.2$$

ii) Comprimento de Monin-Obukov ( $L$ ): Convencionou-se  $L > 0$  para condições estáveis,  $L = 0$  em condições neutras, e  $L < 0$  para condições instáveis. O comprimento de Monin-Obukov pode ser calculado por:

$$L = \frac{-\theta_v \cdot u_*^3}{g \cdot K \left( \overline{w' \theta'_v} \right)_s} \quad 2.3$$

onde:

$u_*$  = Velocidade de atrito;

$\theta_v$  = Temperatura potencial virtual;

$w' \theta'$  = fluxo vertical turbulento;

$K$  = Constante de Von Karman;

$g$  = Aceleração da gravidade;

$z$  = Altura.

A intensidade do transporte de massa num sistema de dispersão de poluentes na atmosfera é fortemente influenciada pela turbulência atmosférica presente. O escoamento turbulento atmosférico caracteriza-se pela presença de vórtices de diferentes tamanhos, que se sobrepõem uns aos outros.

Em geral, os escoamentos turbulentos são tridimensionais, irregulares e randômicos, no sentido de que a velocidade varia com o tempo randomicamente em todas as posições. Essas flutuações de velocidade na turbulência resultam em taxas de transferência de quantidade de movimento, calor e massa (ou qualquer outra propriedade escalar) que são muitas ordens de grandeza maiores que aquelas devido ao transporte molecular (difusão molecular).

Segundo Wittwer (2006), para algumas aplicações, pode-se considerar a turbulência atmosférica como um processo aleatório estacionário. Em sua análise, geralmente se considera uma componente da flutuação da velocidade num ponto do espaço. Alguns autores admitem que a função de densidade de probabilidade de um



registro temporal representativo dessa componente de velocidade é normal ou Gaussiana.

A expressão da função de densidade de probabilidade normal da componente  $u$  é:

$$p(u) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_u}} e^{-\frac{(u-\bar{u})^2}{2\sigma_u^2}} \quad 2.4$$

A distribuição Gaussiana apresenta-se totalmente descrita pelo valor médio  $\bar{U}$  e a variância  $\sigma_u^2$ .

De acordo com Barbosa (2011), ao longo dos anos, vários modelos para o fechamento das equações governantes do escoamento turbulento, que contemplam fenomenologias restritas a determinados regimes de escoamento, têm sido desenvolvidos. Assim, cada modelo apresenta vantagens e desvantagens específicas. Esses modelos classificam-se em:

- Modelos algébricos, baseados na hipótese de Boussinesq, são empregados para se determinar o valor da viscosidade turbulenta;
- Modelos a uma equação, são os que empregam igualmente a hipótese de viscosidade turbulenta, mas empregam também uma equação diferencial de transporte para se determinar uma propriedade turbulenta, em geral, a energia cinética, e a segunda propriedade é obtida por uma equação algébrica, normalmente um comprimento de escala;
- Modelos de duas equações, onde são utilizadas duas equações diferenciais de transporte de propriedades, sendo um para energia cinética turbulenta, e a outra para a taxa de dissipação de energia cinética turbulenta por unidade de massa, ou em alguns casos uma frequência de passagem de grandes estruturas turbulentas. Os modelos algébricos, a uma e duas equações são conhecidos como os modelos de viscosidade turbulenta;
- Modelos para tensões de Reynolds ou modelos de fechamento de segunda ordem. Nesses modelos são empregadas equações de transporte explícitas para as tensões de Reynolds e uma equação de transporte complementar para se obter o fechamento completo do problema.

A complexidade destes processos envolvidos na descrição da turbulência na CLA requer o uso de modelos matemáticos para determinar o transporte de poluentes

na atmosfera. Os modelos que simulam as propriedades da atmosfera e o seu efeito sobre os poluentes são denominados modelos de dispersão.

## **2.5 Dispersão de Poluentes**

Em linhas gerais, o processo de dispersão de poluentes na camada limite atmosférica sofre a influência de alguns fatores característicos, tais como: tipo e altura da fonte de emissão, a natureza dos contaminantes, as condições meteorológicas, os efeitos da rugosidade do terreno e ainda, as construções adjacentes ao local da dispersão.

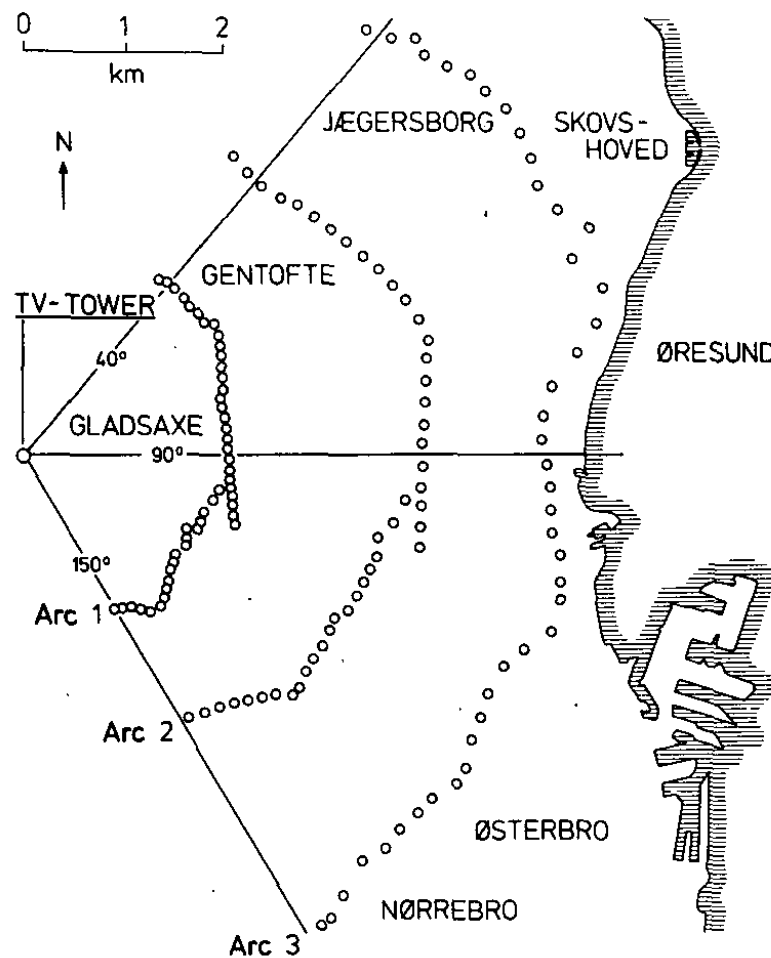
Em geral, há duas formas de abordar o problema da dispersão de poluentes na atmosfera: através de estudos experimentais (modelos físicos, túneis de vento ou estudos de campo) ou através de métodos teóricos (utilizando-se modelos matemáticos e/ou soluções analíticas das equações governantes). A seguir são apresentados alguns trabalhos desenvolvidos nesse sentido.

### **2.5.1 Trabalhos Experimentais**

Os estudos experimentais podem ser realizados em laboratórios, em escala reduzida, reproduzindo-se um modelo físico da região em estudo, como por exemplo, túnel de vento ou canal hidráulico, ou podem ainda, ser realizados em campo, em escala real, na própria região de interesse. Em ambos os casos, utiliza-se um componente denominado de traçador, um fluido geralmente inerte, que é liberado a partir de uma fonte e em seguida coletado em diferentes pontos distanciados do local da emissão, a fim de se determinar sua concentração naquele local e, conseqüentemente, traçar o perfil de dispersão do componente em estudo. Alguns estudos experimentais foram realizados a fim de se verificar o acompanhamento da dispersão de poluentes na atmosfera, entre eles podem-se citar:

Gryning (1981) realizou experimentos de dispersão atmosférica na região de Copenhagen na Dinamarca, sob condições neutras e instáveis. Foi utilizado o traçador hexafluoreto de enxofre ( $\text{SF}_6$ ) emitido a partir de uma torre de 115 metros de altura, e em seguida coletado ao nível do solo através de três séries de unidades de amostragem do traçador, posicionados de 2 a 6 km do ponto de emissão, de acordo

com o que é apresentado na Figura 2.3. Os parâmetros de dispersão foram estimados a partir da distribuição de concentração do traçador medidas e comparados com os parâmetros de dispersão que podem ser calculados a partir das medidas de parâmetros atmosféricos por vários métodos padrão. Baseando-se no experimento, um modelo semi-empírico foi desenvolvido por Gryning e Lyck (1984), para a previsão dos parâmetros de dispersão lateral e vertical para fontes pontuais elevadas em área urbana e sob condições atmosféricas neutras e instáveis.



**Figura 2.3:** Ilustração do local do Experimento de Copenhague.

Fonte: Gryning e Lyck (1984).

O experimento de Prairie Grass (Barad, 1958) foi conduzido em O'Neill, Nebraska-USA, durante o verão de 1956 e é um importante conjunto de dados de observações de dispersão amplamente usados para avaliar modelos de dispersão para emissões ao nível do solo, sob terreno plano. Ao todo foram realizados 68 testes neste experimento, o traçador utilizado foi o dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), que foi emitido

sem empuxo, a uma altura de 0,46 metros do solo. As coletas das amostras para quantificar o  $\text{SO}_2$  foram feitas a 1,5 metros acima da superfície através de cinco arcos de amostragem: 50, 100, 200, 400 e 800 metros a partir da fonte da emissão. A partir dos dados obtidos, criou-se um modelo de dispersão semi-empírico a fim de se reproduzir os resultados experimentais analiticamente ou numericamente.

Doran e Horst (1985), a fim de avaliar modelos de difusão-deposição atmosféricos, realizaram medidas de concentração de traçadores transportados pelo ar durante a emissão simultânea de traçadores depositáveis ( $\text{ZnS}$ ) e não-depositável ( $\text{SF}_6$ ), entre maio e junho de 1983. O experimento foi executado em uma região semiárida do sudeste de Washington-USA em um terreno considerado plano. Foram dispostos 5 arcos de amostragem com unidades de coleta, localizados a distâncias de 100, 200, 800, 1600 e 3200 metros a partir do ponto de emissão dos traçadores. Todas as emissões foram feitas durante condições moderadamente estáveis ou neutras. Quatro modelos Gaussianos de depleção de pluma foram avaliados com os dados dos dois traçadores. Modelos de fonte de depleção e de difusividade turbulenta constante foram usados para estimar a taxa de deposição/não-deposição da concentração próximo à superfície. Dos quatro modelos testados, o modelo de fonte de depleção corrigido apresentou melhor concordância com os dados observados.

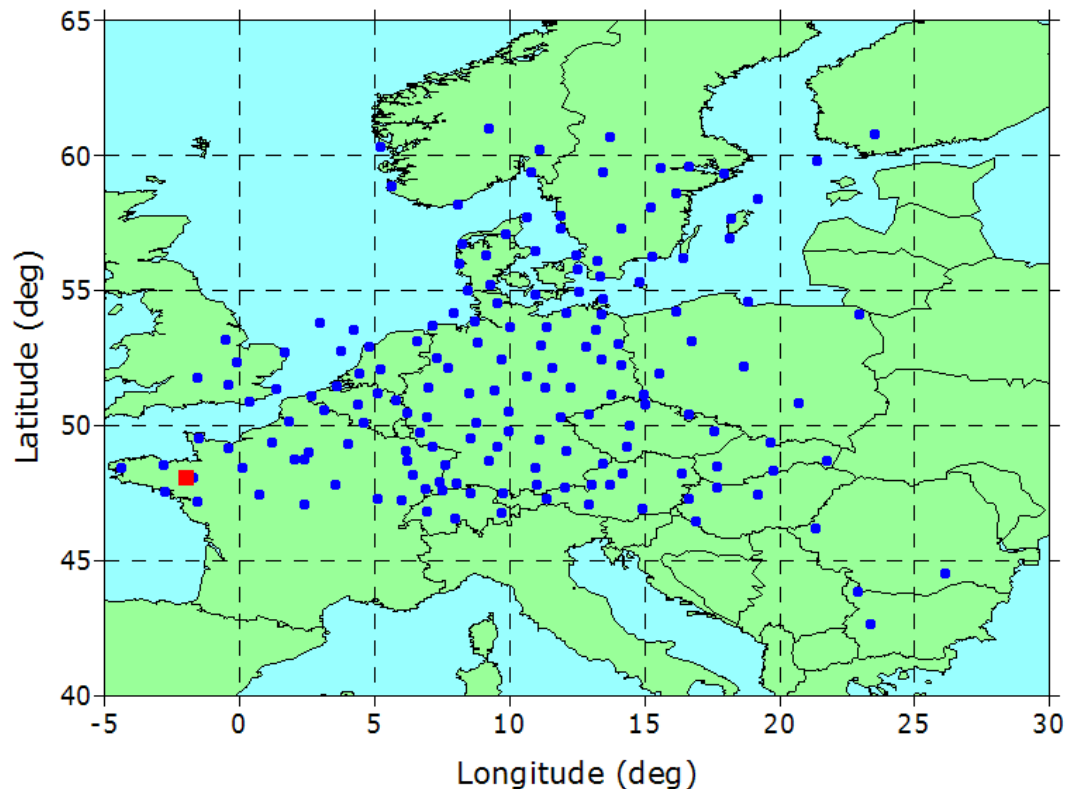
Em um trabalho desenvolvido por Britter *et al.* (2002) para investigar a dispersão de poluentes em uma área urbana real, três experimentos de campo foram realizados na cidade de Birmingham, na Inglaterra, em julho de 1999, fevereiro de 2000 e agosto de 2000, utilizando a emissão de duração finita de traçadores inertes, não-tóxicos e não-depositáveis (perfluormetilciclohexano – PMCH e perfluormetilciclopentano – PMCP). Medidas das concentrações dos traçadores foram feitas usando amostradores do tipo bolsas de ar, localizados em arcos a 3,5 km (primeiro experimento) e 1 km (segundo e terceiro experimentos) de distância da fonte de emissão. As concentrações foram determinadas através da técnica de cromatografia gasosa. Os dados obtidos foram comparados com valores previstos em um modelo estacionário simples e com um modelo transiente (ADMS3). As series concentração/tempo apresentaram-se bastante assimétricas com um crescimento rápido, um patamar seguido por uma diminuição relativamente lenta e, finalmente, um patamar alongado (ou, eventualmente, diminuição muito lenta) acima do nível mínimo. O primeiro experimento apresentou boa concordância entre os dados observados e os previstos pelo modelo. Os resultados para o segundo experimento não foram

conclusivos e, para o terceiro experimento verificou-se uma boa concordância qualitativa, no entanto, a velocidade de advecção observada foi menor que a prevista pelo modelo ADMS3.

Rotach *et al.* (2004) publicaram um trabalho em que apresentavam dados da realização de um experimento utilizando o traçador hexafluoreto de enxofre ( $\text{SF}_6$ ) em uma área urbana na cidade de Basel, na Suíça, conhecido como “BUBBLE” (Basel UrBan Boundary-Layer Experiment). Ao todo, 4 experimentos foram realizados sob diferentes condições meteorológicas caracterizadas pela baixa velocidade do vento e pelas condições convectivas. O traçador foi emitido a partir de uma fonte próxima ao solo em uma área urbana residencial onde não havia produção industrial. As unidades de amostragem do traçador consistiram de três bolsas, dispostas em 12 posições ao nível do solo, que foram programadas para coletar amostras do ar por 30 minutos. Após o experimento, as amostras foram levadas para se quantificar o traçador através de cromatografia gasosa. A análise das concentrações observadas mostra que, apesar das condições de superfície complicadas e do ponto de emissão estar próximo ao nível do solo, uma pluma bem desenvolvida do traçador pode ser observada. A nuvem do traçador penetrou de forma consistente nos *canyons* da rua, resultando num perfil vertical das concentrações quase uniformes. Enquanto que, no plano horizontal a pluma se aproxima de uma distribuição Gaussiana.

No outono de 1994, Van Dop *et al.* (1998) realizaram dois experimentos de dispersão usando marcadores perfluorcarbonos do nordeste da França, os quais foram rastreados em todo o norte da Europa usando uma rede de 168 estações terrestres com suporte de amostragem do ar, conforme apresentado na Figura 2.4. Para conduzir um experimento com traçadores na Europa, onde as condições meteorológicas com fluxo de ar oeste-sul-oeste prevalecem, um local de lançamento na parte ocidental da França foi selecionado. Durante o primeiro lançamento, em 23 de Outubro de 1994, a partir das 16: 00 UTC, perfluorometilciclohexano (PMCH) foi utilizado. Na segunda versão, em 14 de Novembro de 1994, 15: 00 UTC perfluorometilciclopentano (PMCP), foi usado para evitar a contaminação cruzada. Ambos os lançamentos duraram 12 h. Um total de 340 kg e 490 kg de PMCH e PMCP foi emitida, respectivamente, correspondendo a taxas de liberação média de 7,95 e 11,56 g/s. Simulando uma situação de emergência, modeladores de 20 países relataram suas previsões de dispersão de longo alcance, inicialmente dentro de algumas horas após o lançamento e, em seguida, ao longo dos próximos dias, de

acordo com os dados meteorológicos em evolução. Posterior comparação das previsões com os resultados ambientais mostraram desempenho do modelo variando de bom, para as condições do primeiro lançamento, na maioria dos casos, a insatisfatória para o segundo lançamento em todos os casos. O banco de dados experimental estabelecido representa uma ferramenta única para investigar a eficácia da futura evolução do modelo.



**Figura 2.4:** Rede de 168 amostradores utilizados no ETEX (European Tracer Experiment). O quadrado vermelho indica a fonte de emissão.

Fonte: Chang e Hanna (2010).

### **2.5.2 Trabalhos Analíticos e/ou Numéricos**

Ao longo das últimas décadas, em virtude do aumento da preocupação com o meio ambiente, tem crescido consideravelmente o número de trabalhos relacionados ao desenvolvimento de modelos matemáticos capazes de prever o comportamento e distribuição de plumas formadas a partir de efluentes gasosos. Pode-se encontrar pesquisas relacionadas às simulações numéricas que tratam de casos específicos como poluição urbana, poluição industrial, poluição costeira (brisa mar-terra-mar), dispersão em montanhas e vales e poluição ao longo de rodovias. A seguir são

apresentados alguns trabalhos relacionados ao desenvolvimento e utilização de modelos de dispersão na micro e mesoescala da camada limite atmosférica.

Em um trabalho de dissertação realizado por Pfluck (2010) utilizou-se o *software* comercial CFX<sup>®</sup> para simular a dispersão de um poluente inerte (SF<sub>6</sub>) em atmosferas com diferentes graus de turbulência (estáveis, neutras e instáveis), validando os dados obtidos frente aos resultados encontrados no Experimento de Copenhagen (GRYNING e LYCK, 1984). O modelo foi baseado no conceito da média de Reynolds (RANS) adicionado de um modelo de turbulência de duas equações (RNG *k-ε*) e da equação de transporte de um poluente genérico. Os resultados obtidos foram comparados também com outros modelos matemáticos encontrados na literatura a fim de se avaliar o desempenho do modelo proposto. Verificou-se que o modelo em estudo reproduziu satisfatoriamente os dados experimentais, principalmente em atmosferas de convecção fraca e moderada. Quando comparado a outros modelos matemáticos, o modelo proposto apresentou desempenho semelhante aos demais, o que o torna uma ferramenta alternativa para simulação numérica de processos de dispersão.

Liu e Leung (1997) investigaram numericamente a dispersão de um poluente sob condições de atmosfera instável e estratificada usando um modelo de fechamento de segunda ordem para dispersão turbulenta. O efeito da estabilidade atmosférica, que afeta a trajetória da pluma, foi estudada sob através de cálculos bidimensionais nos planos horizontal e vertical. Verificou-se que o modelo numérico proposto foi capaz de prever várias características não-Gaussianas do comportamento da pluma em condições atmosféricas instáveis e estratificadas, como a ascensão e a queda da pluma. Os dados calculados mostraram boa concordância com valores observados em estudos experimentais e com outros modelos numéricos.

Kumar e Sharan (2009) apresentaram um modelo analítico generalizado para descrever concentrações transversais integradas da dispersão de poluentes emitidos a partir de uma fonte contínua na camada limite atmosférica. Um esquema analítico foi elaborado para resolver a equação de advecção-difusão, em um sistema bidimensional estacionário, para a velocidade horizontal do vento como uma função generalizada da altura vertical acima do solo e tendo a difusividade turbulenta como uma função da distância a jusante da fonte e da altura em relação ao solo. O modelo proposto foi avaliado frente ao Experimento de Copenhagen sob condições estáveis, e perante os experimentos de Hanford e Prairie Grass em condições instáveis.

Verificou-se que o modelo apresentado mostrou uma boa aproximação com os dados experimentais e pode ser usado para prever uma pequena faixa de dispersão a partir de uma fonte contínua.

Connan *et al.* (2011) conduziram uma série de experimentos para se estudar a dispersão atmosférica em torno de uma unidade de reciclagem energética. Os objetivos do trabalho eram estudar a dispersão para uma emissão elevada em um ambiente rural e comparar os resultados com modelos analíticos/matemáticos. A dispersão atmosférica foi avaliada através da injeção de um traçador ( $\text{SF}_6$ ) a partir de uma chaminé de 40 metros de altura. Valores máximos do Coeficiente de Transferência Atmosférica ( $\text{ATC}_{\text{max}}$ ) e do Desvio Padrão de Dispersão Horizontal ( $\sigma_h$ ) foram comparados com os dados de um modelo gaussiano de Briggs de primeira geração, bem como com os resultados do modelo gaussiano ADMS 4.1 de última geração. Em condições atmosféricas neutras, os modelos Briggs e ADMS apresentaram boa concordância com os dados experimentais em termos de  $\text{ATC}_{\text{max}}$  e  $\sigma_h$ . Sob condições instáveis, para  $\sigma_h$ , ambos os modelos superestimaram levemente os dados para condições de inverno e verão. Ainda sob condições instáveis, tanto o modelo de Briggs quanto o ADMS superestimaram o  $\text{ATC}_{\text{max}}$ . A avaliação estatística dos modelos contra os dados experimentais mostra que nenhum dos modelos atende todos os critérios que caracterizam um bom desempenho. No entanto, a avaliação estatística indica que o modelo ADMS é mais apropriado para condições neutras, e que o modelo de Briggs é mais confiável para condições instáveis de verão.

Tominaga e Stathopoulos (2013) relatam que a dispersão de poluentes no ambiente urbano envolve a interação da pluma com o campo de escoamento perturbado por obstáculos da construção. Nas últimas duas décadas, o uso da Dinâmica dos Fluidos Computacional (CFD) na simulação da dispersão de poluentes na micro-escala em torno dos edifícios e em áreas urbanas tem sido amplamente utilizada, por vezes, em vez de testes em túnel de vento. Esses autores realizaram uma revisão das técnicas de modelagem atuais na simulação CFD da dispersão de poluentes em ambientes urbanos e discutiram os resultados e suas possíveis aplicações futuras. As principais características da dispersão de poluentes em torno dos edifícios de estudos anteriores, ou seja, a tridimensionalidade do escoamento médio, a instabilidade da estrutura do escoamento em grande escala, e a anisotropia dos fluxos turbulentos, são identificados e discutidos. Esta avaliação destaca que é importante escolher modelos numéricos apropriados e condições de contorno por



entender seus pontos fortes e limitações inerentes. Além disso, a importância da avaliação do modelo foi enfatizada. Porque concentrações de poluentes em torno de edifícios podem variar de acordo com ordens de magnitudes no tempo e no espaço, a avaliação do modelo deve ser realizada com cuidado, tendo em vista a sua incerteza. Embora a CFD tenha um potencial significativo, é importante para entender a teoria subjacente e as limitações de um modelo, a fim de investigar adequadamente os fenômenos de dispersão em questão.

Gonçalves *et al.* (2013) desenvolveram uma pesquisa na qual utilizaram o método GILTT (Generalized Integral Laplace Transform Technique) para encontrar a solução da equação de advecção-difusão em duas dimensões na camada limite atmosférica. A equação de advecção-difusão tem sido largamente utilizada para descrever a dispersão de contaminantes na atmosfera. A abordagem GILTT usa, na expansão de séries, funções próprias dadas em termos de funções de cosseno. Os dados das simulações numéricas foram comparados com dados de dispersões dos experimentos de Copenhagen, Prairie-Grass e Hanford. Sob o ponto de vista estatístico, os dados encontrados mostraram boa concordância quando comparados com os dados experimentais.

Albani *et al.* (2015) apresentaram um modelo numérico para estudar dispersão de poluentes na camada limite atmosférica (CLA). O modelo leva em consideração os mecanismos de advecção pela média do vento na direção horizontal, a difusão turbulenta no sentido vertical à superfície do solo, a deposição seca e o decaimento radioativo. Além disso, o modelo é capaz de contabilizar a evolução da estrutura da CLA ao longo de um ciclo diurno, considerando parametrizações para os perfis da velocidade do vento e difusividade turbulenta, que dependem da condição de estabilidade atmosférica, que por sua vez sofre alterações dramáticas ao longo do dia. Para resolver a equação advecção-difusão resultante, é proposto um método numérico baseado numa formulação estabilizada de elementos finitos. Depois de validar o modelo numérico através da simulação de experimentos clássicos e comparando suas previsões com aqueles disponíveis na literatura, os autores estudaram a dispersão de um poluente durante um ciclo diurno completo da CLA com os parâmetros meteorológicos gerados pelo AERMET para um período de 24 horas a cada 1 hora.

Shen *et al.* (2015) investigaram os padrões de escoamento e a dispersão de poluentes em áreas urbanas através da simulação de grandes escalas (LES-Large

Eddy Simulation) de escoamento sobre uma disposição de objetos cúbicos, através do método dos volumes finitos. Verificou-se que o padrão de escoamento sobre um obstáculo cúbico isolado pode ser caracterizado por uma sequência de vórtices externos do tipo ferradura em torno da parte inferior da face de ataque e uma sequência interna de vórtices na cavidade de recirculação. A partir dos resultados os padrões de escoamento foram classificados em cinco tipos com base na densidade de empacotamento dos obstáculos. Os resultados do campo de velocidade média e dos contornos de concentração de poluentes foram demonstrados para cada tipo de padrão de escoamento. Concluíram que o comportamento do fluxo e o padrão de dispersão de poluentes são governados pela densidade de empacotamento dos objetos cúbicos a partir de um caso muito baixa densidade de empacotamento, aproximada como o fluxo em torno de um elemento isolado, para um caso de elevada densidade de empacotamento, assemelhando-se como o escoamento entre edifícios.

Juodis *et al.* (2015) formularam um modelo analítico para a dispersão de poluentes atmosféricos liberados a partir de uma fonte pontual formando um poluente secundário (por exemplo, transformação química ou decomposição de um radionuclídeo) considerando-se a velocidade do vento constante e os coeficientes de difusão como uma função explícita da distância na direção do vento a partir da fonte como condições de contorno. A dispersão de poluentes foi investigada através dos parâmetros de dispersão de pluma Gaussiana  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$  em vez dos parâmetros de difusividade  $K_y$  e  $K_z$ . Apresentaram também uma solução analítica para o transporte de poluentes bidimensional em estado estacionário na atmosfera. Fórmulas derivadas incluem a dependência da altura de liberação efetiva, as velocidades de deposição gravitacional e secas de poluentes primários e secundários, advecção, comprimento de rugosidade da superfície e parâmetros empíricos de dispersão  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ . A demonstração da aplicação da solução analítica foi fornecida pelo cálculo das concentrações de atividade do  $^{135}\text{Xe}$  e do  $^{135}\text{Cs}$  no ar e a aplicabilidade do modelo foi feita para a solução de problemas de transporte da poluição atmosférica.

Lateb *et al.* (2016) realizaram uma revisão do estado da arte sobre estudos experimentais e numéricos realizados sobre dispersão de poluentes do ar em ambientes urbanos. Tendo em vista que a simulação do campo de dispersão em torno dos edifícios depende fortemente da simulação correta do comportamento do escoamento do vento, foram revistos os estudos realizados nos últimos anos no campo de escoamento do ar em torno de edifícios. Este trabalho também identifica

erros que podem produzir maus resultados quando se modela numericamente campos de escoamento de vento e de dispersão em torno de edifícios em ambientes urbanos. Ainda é dada especial atenção às orientações práticas desenvolvidas por pesquisadores para estabelecer uma metodologia comum para a verificação e validação de simulações numéricas e/ou para ajudar e apoiar os utilizadores para uma melhor aplicação da abordagem da dinâmica de fluidos computacional (CFD). Esses autores fizeram ainda um resumo dos vários métodos existentes para investigação da dispersão de poluentes incluindo suas vantagens e limitações, entre eles: experimentos em grandes escalas; modelagem física; modelos semi-empíricos e modelagem CFD.

A partir do exposto, mostra-se necessária a elaboração de um modelo numérico tridimensional, multicomponente, transiente, não-isotérmico capaz de prever o comportamento do fenômeno de dispersão de espécies gasosas na atmosfera emitidos a partir da queima de combustíveis líquidos para produção de energia em uma usina termelétrica. Este modelo deve ser adequado também para se avaliar a influência da intensidade e da frequência com que o vento muda de direção, tendo em vista ser esse um parâmetro crucial no estudo de dispersões na atmosfera. Percebe-se na literatura estudada a falta de trabalhos dessa natureza, o que justifica o desenvolvimento deste trabalho.

## CAPÍTULO III

### 3. MODELAGEM MATEMÁTICA

Os fenômenos de dispersão atmosférica, assim como qualquer tipo de escoamento, são regidos por leis de conservação, como conservação de massa, da quantidade de movimento e de energia. Essas leis são expressas em termos de equações diferenciais parciais não-lineares. Esse tipo de equação geralmente não possui solução analítica por conta de sua não-linearidade. Dessa forma, para que se possa alcançar a solução dessas equações, torna-se necessário o uso de técnicas computacionais avançadas, como a Dinâmica dos Fluidos Computacional.

De acordo com o que é reportado por Versteeg e Malalasekera (1995), a Dinâmica dos Fluidos Computacional ou CFD (*Computational Fluid Dynamics*) é uma área da computação científica que estuda métodos computacionais para simulação de fenômenos que envolvem fluidos em movimento com ou sem troca de calor, isto é, a técnica que busca, por meio da simulação numérica, resolver as equações de conservação que descrevem o escoamento. A simulação em CFD é feita pela discretização das equações diferenciais parciais de conservação, através de métodos numéricos.

O procedimento de modelagem consiste na descrição matemática do problema físico a ser analisado. No caso de escoamentos de fluidos, o modelo matemático é composto pelas equações de conservação (massa, energia e quantidade de movimento), condições iniciais e de contorno, e por uma equação constitutiva mecânica que estabeleça a relação entre o campo de tensões e o campo de velocidades no escoamento, além de um modelo de turbulência.

#### 3.1 Equações Matemáticas de Conservação

Para modelar o escoamento não-isotérmico em três dimensões, podem-se empregar as seguintes equações:

- **Equação da conservação da massa**

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{U}) = 0 \quad 3.1$$

em que  $\rho$  e  $\vec{U}$  correspondem à densidade e ao vetor velocidade, nessa ordem, e  $t$  representa o tempo.

- **Equação da quantidade de movimento**

$$\frac{\partial(\rho\vec{U})}{\partial t} + \nabla \cdot [(\rho\vec{U} \otimes \vec{U})] = -\nabla p + \nabla \cdot \tau + \vec{S}_M \quad 3.2$$

onde  $p$  é a pressão,  $\vec{S}_M$  representa o termo fonte de momento. E o tensor  $\tau$  é dado por:

$$\tau = \mu \left[ \nabla \vec{U} + (\nabla \vec{U})^T - \frac{2}{3} \delta \nabla \cdot \vec{U} \right] \quad 3.3$$

Sendo que, o tensor de tensões  $\tau$ , está relacionado com a taxa de deformação e  $\delta$  representa a matriz identidade, e  $\mu$  é a viscosidade.

- **Equação da energia**

$$\frac{\partial(\rho h_{tot})}{\partial t} - \frac{\partial p}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{U} h_{tot}) = \nabla \cdot (\lambda \nabla T) + \nabla \cdot (\vec{U} \cdot \tau) + \vec{U} \cdot \vec{S}_M + S_E \quad 3.4$$

em que  $h_{tot}$  é a entalpia total, relacionada com a entalpia estática  $h(T, p)$  por:

$$h_{tot} = h + \frac{1}{2} U^2 \quad 3.5$$

O termo  $\nabla \cdot (\vec{U} \cdot \tau)$  representa o trabalho devido à tensão viscosa e é chamado de termo de trabalho viscoso. Já o termo  $\vec{U} \cdot \vec{S}_M$  representa o trabalho devido a fontes de momento externas e é geralmente desconsiderado. Enquanto,  $S_E$  representa o termo fonte de energia e  $\lambda$  corresponde à condutividade térmica.

### 3.2 Equação de Transporte para Variáveis Adicionais

As variáveis adicionais são componentes escalares não reativos, que são transportados através do fluido. Estas podem ser usadas para modelar o transporte de um material passivo no escoamento de um fluido, como fumaça no ar e corante em água, ou para modelar outras variáveis escalares, como um campo elétrico. A presença de uma variável adicional não afeta o escoamento do fluido por padrão, embora algumas propriedades do fluido possam ser definidas a depender da variável

adicional. Essas variáveis podem tanto ser transportadas pelo fluido, bem como se difundir através dele e, são normalmente especificadas em termos de concentração.

A forma geral da equação de transporte de uma variável adicional é:

$$\frac{\partial(\rho\phi)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{U} \phi) = \nabla \cdot (\rho D_{\Phi} \nabla \phi) + S_{\phi} \quad 3.6$$

Onde:

- $\vec{U}$  é a velocidade do fluido;
- $\rho$  é a densidade da mistura, dada em massa por unidade de volume;
- $\Phi$  é a quantidade conservada por unidade de volume, ou concentração;
- $\phi = \Phi/\rho$  é a quantidade conservada por unidade de massa;
- $S_{\phi}$  é um termo fonte volumétrico, com unidades de quantidade conservada por unidade de volume por unidade de tempo;
- $D_{\Phi}$  é a difusividade cinemática para o escalar.

Para escoamento turbulento, a Equação 3.6 é a média de Reynolds (Reynolds-averaged) e se torna:

$$\frac{\partial(\rho\phi)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{U} \phi) = \nabla \cdot \left[ \left( \rho D_{\Phi} + \frac{\mu_t}{Sc_t} \right) \nabla \phi \right] + S_{\phi} \quad 3.7$$

Em que:

- $Sc_t$  é o número de Schmidt turbulento;
- $\mu_t$  é a viscosidade turbulenta.

Quando o termo convectivo é nulo ( $\vec{U} = 0$ ) a Equação 3.7 se torna uma equação de transporte difusivo para uma variável adicional (escalar não reativo) e assume a forma:

$$\frac{\partial(\rho\phi)}{\partial t} = \nabla \cdot (\rho D_{\Phi} \nabla \phi) + S_{\phi} \quad 3.8$$

### 3.3 Modelos de Turbulência

A turbulência consiste de flutuações no campo de escoamento no tempo e no espaço. Trata-se de um processo complexo, principalmente porque é tridimensional, instável e consiste em muitas escalas. A turbulência ocorre quando as forças de

inércia do fluido tornam-se significativas quando comparadas com as forças viscosas, e é caracterizada por um elevado número de Reynolds.

Em princípio, as equações de Navier-Stokes descrevem tanto escoamentos laminares quanto turbulentos, sem a necessidade de informações adicionais. Contudo, os fluxos turbulentos abrangem uma vasta gama de comprimento turbulento e escalas de tempo, o que geralmente envolve comprimento de escalas muito menores do que a menor malha de volumes finitos que pode ser usada de forma prática em análise numérica. A Simulação Numérica Direta (DNS) desses fluxos exigiria esforço computacional que é várias ordens de magnitude maior do que o disponível hoje em dia (BOÇON, 1998).

Para habilitar os efeitos da turbulência a serem previstos, uma grande quantidade de pesquisas usando CFD tem se concentrado em métodos que fazem uso de modelos de turbulência. Estes modelos foram desenvolvidos especificamente para contabilizar os efeitos da turbulência, sem recorrer a uma malha extremamente fina e à Simulação Numérica Direta. A maioria dos modelos de turbulência são modelos estatísticos.

Em geral, os modelos de turbulência buscam modificar as equações originais de Navier-Stokes transientes pela introdução de quantidades médias e flutuantes para produzir as equações *Reynolds Averaged Navier-Stokes* (RANS) (ANSYS, 2013).

Esses modelos podem ser divididos em duas classes: modelos vórtice-viscosidade (*Eddy-viscosity*) e modelos de tensão de Reynolds (*Reynolds stress*).

Os modelos *Eddy-viscosity* definem que a turbulência consiste de pequenos vórtices que são continuamente formados e dissipados, e nos quais se assume que os tensores de Reynolds são proporcionais aos gradientes de velocidade média. Como exemplos desse tipo de modelo pode-se citar:  $k-\varepsilon$  padrão, RNG  $k-\varepsilon$ ,  $k-\omega$  padrão, Transporte de tensão de cisalhamento SST (*Shear Stress Transport*).

Os modelos de turbulência *Reynolds stress* são baseados nas equações de transporte para todos os componentes do tensor de tensões de Reynolds e da taxa de dissipação. Esses modelos não usam a hipótese dos modelos *Eddy-viscosity*, mas resolve uma equação para o transporte das tensões de Reynolds no fluido. As equações de transporte do modelo de tensões de Reynolds são resolvidas para componentes de tensões individuais. Entre os modelos deste tipo estão: Launder, Reece e Rodi (LRR e QI), Speziale, Sarkar e Gatski (SSG), SMC-w (*Omega Reynolds Stress*), Baseline (BSL) *Reynolds' Stress Model*.

### 3.3.1 Modelo de Turbulência $k-\varepsilon$

O modelo de turbulência  $k-\varepsilon$  introduz duas novas variáveis no sistema de equações:  $k$  é a energia cinética turbulenta e é definida como a variação das flutuações da velocidade, possui dimensões de  $(L^2 T^{-2})$ , por exemplo,  $m^2/s^2$ ;  $\varepsilon$  é a taxa de dissipação da energia turbulenta (a taxa com que as flutuações da velocidade se dissipam) e possui dimensões de  $k$  por unidade de tempo  $(L^2 T^{-3})$ , por exemplo,  $m^2/s^3$  (ANSYS, 2013).

Os valores de  $k$  e  $\varepsilon$  podem ser obtidos diretamente das equações diferenciais de transporte para energia cinética turbulenta e da taxa de dissipação turbulenta, conforme as equações a seguir:

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(\rho \vec{U} k) = \frac{\partial}{\partial x} \left[ \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x} \right] + P_k - \rho \varepsilon + P_{kb} \quad 3.9$$

$$\frac{\partial(\rho \varepsilon)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(\rho \vec{U} \varepsilon) = \frac{\partial}{\partial x} \left[ \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} \right] + \frac{\varepsilon}{k} (C_{\varepsilon 1} P_k - C_{\varepsilon 2} \rho \varepsilon + C_{\varepsilon 1} P_{\varepsilon b}) \quad 3.10$$

onde  $C_{\varepsilon 1}$ ,  $C_{\varepsilon 2}$ ,  $\sigma_k$  e  $\sigma_\varepsilon$  são constantes empíricas adimensionais:  $C_{\varepsilon 1} = 1,44$ ;  $C_{\varepsilon 2} = 1,92$ ;  $\sigma_k = 1,0$  e  $\sigma_\varepsilon = 1,3$ .  $P_{kb}$  e  $P_{\varepsilon b}$  representam a influência das forças de empuxo e  $P_k$  é a produção de turbulência devido às forças viscosas.

E ainda,  $\mu_t$  é a viscosidade turbulenta. O modelo  $k-\varepsilon$  assume que a viscosidade turbulenta é ligada à energia cinética turbulenta e sua dissipação através da relação:

$$\mu_t = C_\mu \rho \frac{k^2}{\varepsilon} \quad 3.11$$

em que  $C_\mu$  é uma constante adimensional e seu valor é 0,09.

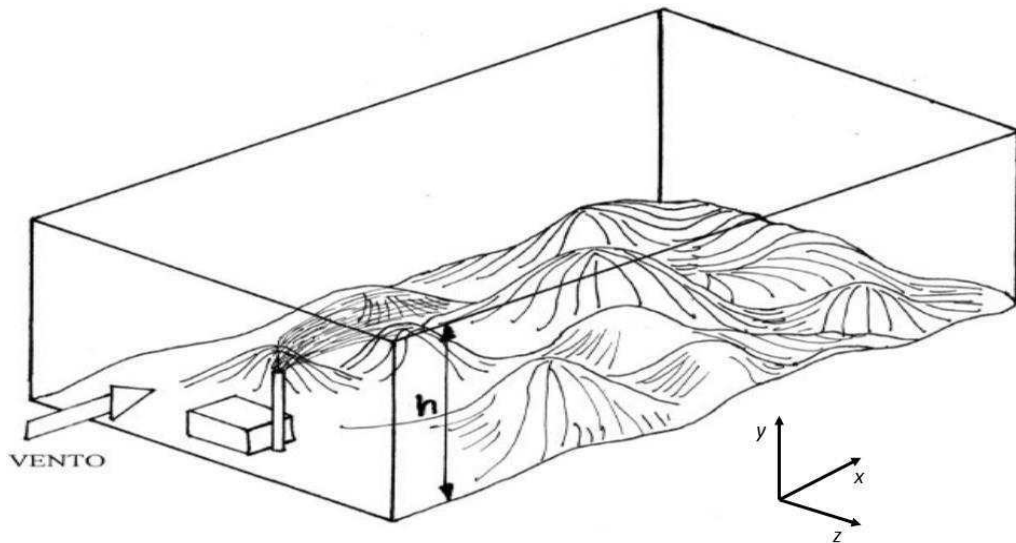


## CAPÍTULO IV

### 4. METODOLOGIA

#### 4.1 Domínio Físico de Estudo

Para atender o objetivo proposto nessa pesquisa foi definido um domínio físico de estudo que corresponde à região em torno da chaminé de uma termelétrica, definido como um prisma regular, semelhante a um túnel de vento. O domínio é delimitado na parte inferior pelo terreno e a altura é definida pela altura da Camada Limite Atmosférica CLA ( $h$ ), tratada no Capítulo II. As laterais são distanciadas da chaminé de forma que estas fronteiras não influenciem no comportamento dos fluidos nas proximidades da fonte de emissão. Uma representação esquemática do domínio físico de estudo está ilustrada na Figura 4.1, com ênfase para a região de entrada do vento.

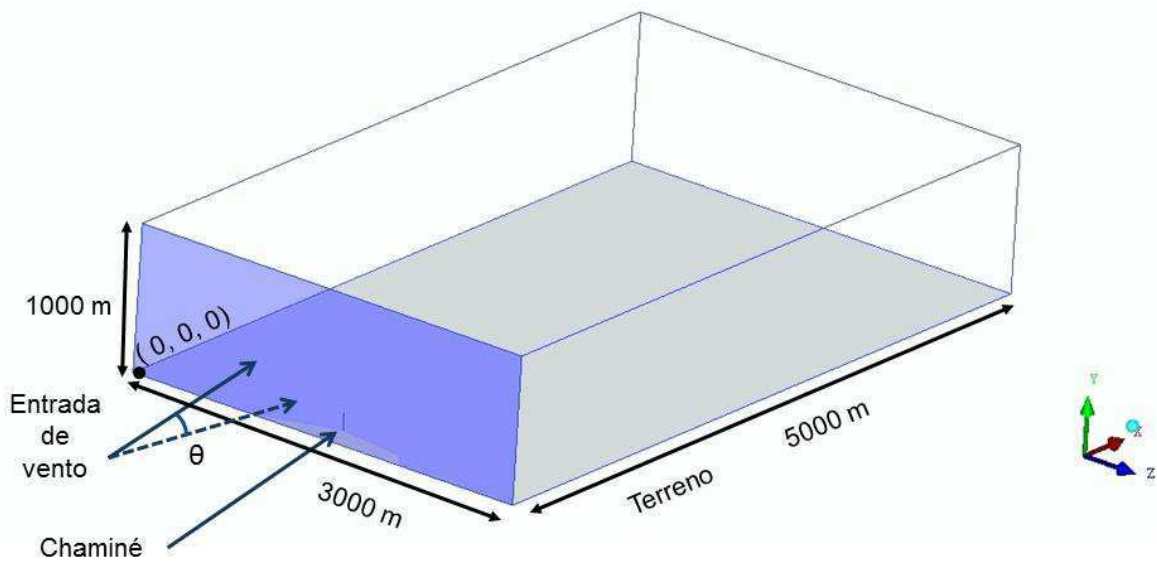


**Figura 4.1:** Domínio físico do problema de dispersão de poluentes na atmosfera.

Fonte: Adaptado de Boçon (1998).

## 4.2 Domínio Computacional

Para a geração da malha estruturada, ou domínio computacional, representativa do domínio físico de estudo, referente ao entorno da chaminé de uma termelétrica ilustrado na Figura 4.1, utilizou-se o *software* ICEM-CFD. Para isso foi inicialmente criada a geometria, por meio de um conjunto de pontos, curvas e superfícies, descrevendo a sua forma (prisma regular) e suas dimensões (largura, comprimento e altura). A geometria resultante está ilustrada na Figura 4.2.



**Figura 4.2:** Representação da geometria do problema e suas dimensões.

Na região de entrada (fronteira a montante), foi assumido que escoava apenas ar atmosférico a uma velocidade que obedece ao perfil apresentado na Equação 4.1, obtida experimentalmente. Em que  $u_1$  e  $u_2$  representam as velocidades médias horizontais do vento nas alturas  $y_1$  e  $y_2$  e  $n$  é um expoente que está relacionado com a intensidade da turbulência, a rugosidade do solo e com a diferença entre as alturas escolhidas como pontos de referência.

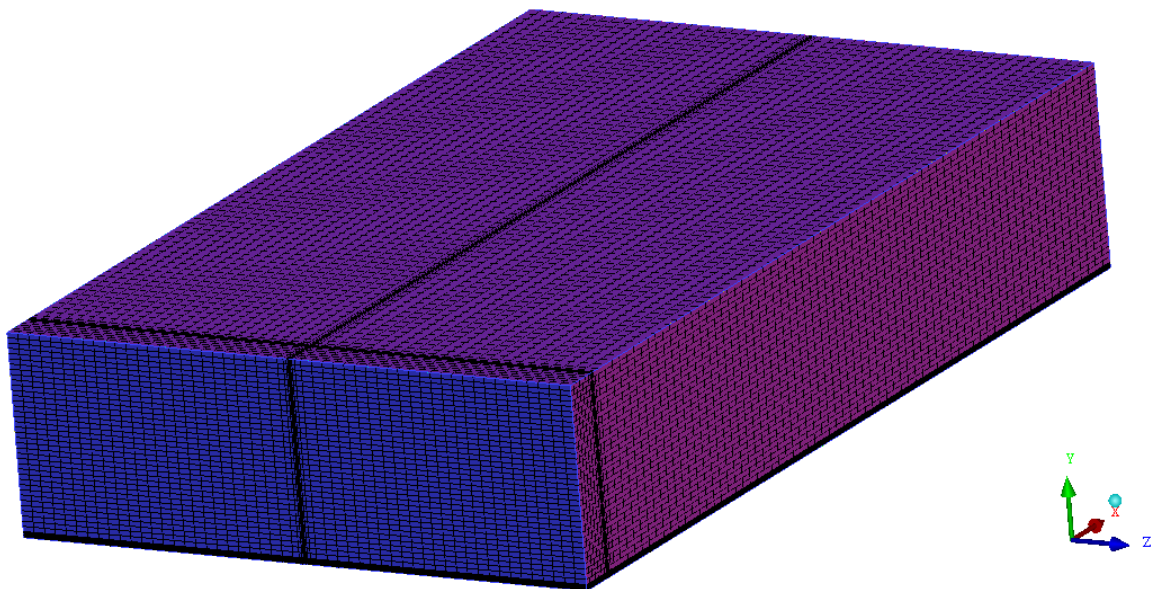
$$\frac{u_2}{u_1} = \left( \frac{y_2}{y_1} \right)^n \quad 4.1$$

Em que  $n$  pode ser calculado a partir da expressão:

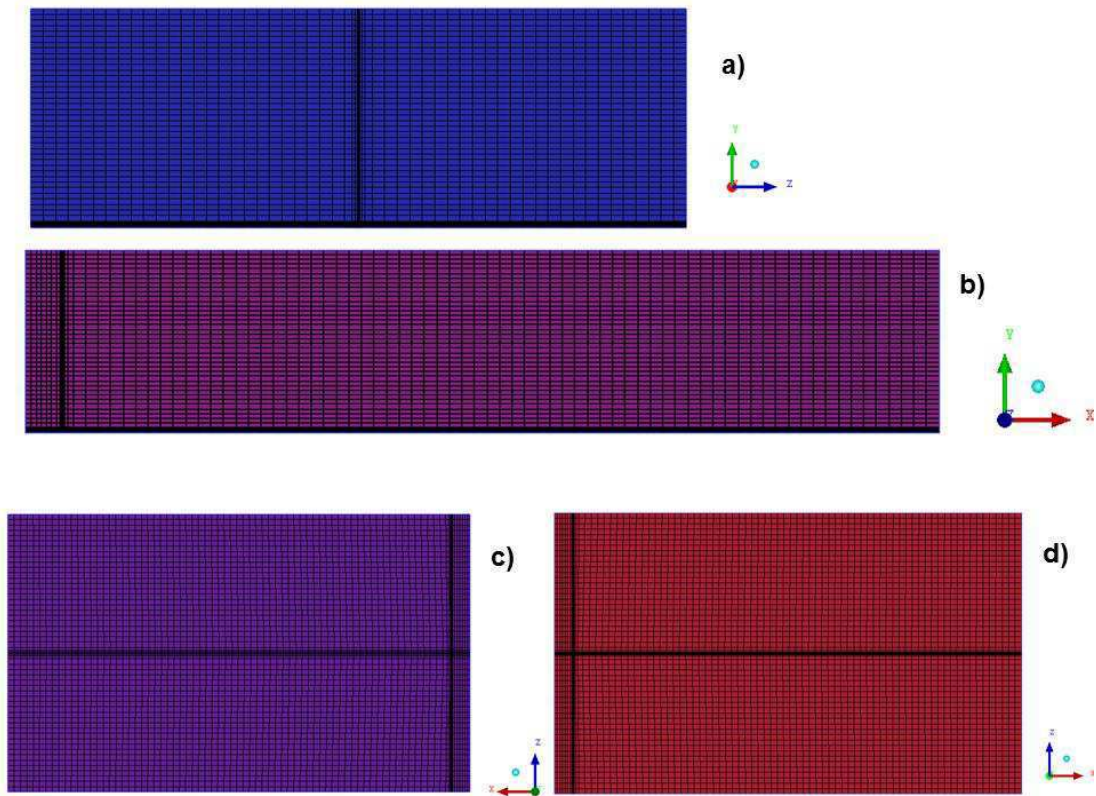
$$n = \frac{\left[ \log\left(\frac{u_2}{u_1}\right) \right]}{\left[ \log\left(\frac{y_2}{y_1}\right) \right]} \quad 4.2$$

As dimensões (comprimento e largura) do domínio de estudo foram definidas de acordo com as distâncias das linhas de amostradores em relação à fonte de emissão dos traçadores utilizados no trabalho experimental conhecido por Experimento de Copenhagen, desenvolvido por Gryning (1981), para que a concentração medida nos amostradores possa ser comparada com os dados do modelo. A altura do domínio foi definida com base na altura da Camada Limite Atmosférica (CLA) observada durante a realização do experimento.

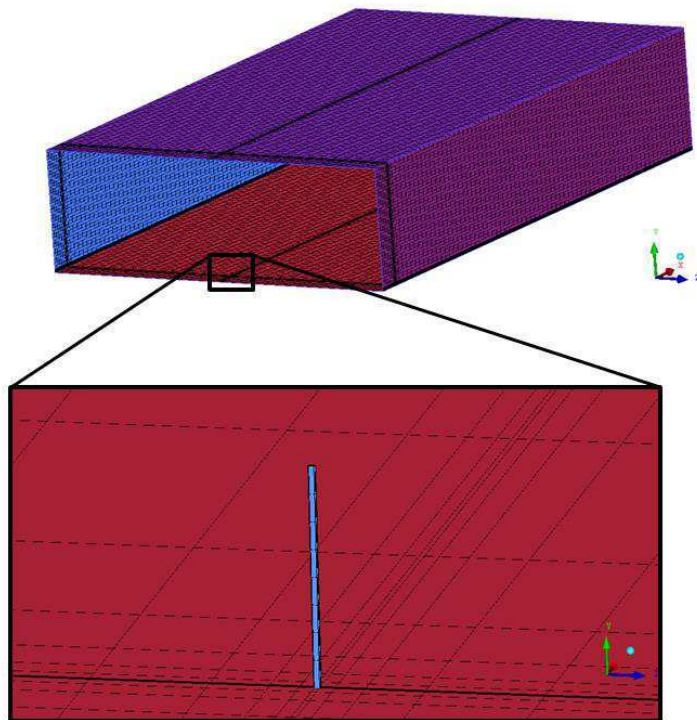
Nas Figuras 4.3, 4.4 e 4.5 estão ilustrados os detalhes da malha utilizada nas diferentes simulações, onde é possível observar as proximidades da parede do domínio e as seções de entrada, topo, terreno e chaminé. A malha estruturada foi confeccionada no domínio fictício, utilizando o *software* ICEM CFD, sendo constituída por 278.000 volumes de controles, escolhida a partir do Teste de Malha realizado.



**Figura 4.3:** Detalhes da malha na região próxima à entrada do domínio.



**Figura 4.4:** Detalhes das regiões do domínio computacional utilizado nas simulações: a) Entrada; b) Lateral; c) Vista Superior; d) Vista Inferior.



**Figura 4.5:** Detalhes da malha nas proximidades da chaminé (fonte de emissão).

### 4.3 Modelo Matemático

No presente trabalho foram levados em consideração os seguintes pontos:

- escoamento em regime transiente e não-isotérmico;
- Não há ocorrência de reações químicas;
- É considerado o efeito gravitacional;
- Como o poluente é considerado como uma variável adicional ao sistema, esta aproximação permite admitir que o poluente liberado não interfira no campo de velocidade do ar, já que sua concentração é extremamente pequena quando comparada ao volume total do domínio computacional;
- Foram desconsiderados os efeitos da presença de umidade no ar, assim como a evaporação e a condensação de água;
- O ar atmosférico é considerado como um gás ideal;
- Para o modelo de turbulência, utilizou-se o modelo  $\kappa$ - $\epsilon$  padrão;
- Para a rugosidade do solo foi assumido um valor constante igual a 17,76 m, de acordo com o que foi observado experimentalmente por Gryning (1981).

A partir das considerações feitas, podem ser aplicadas as simplificações resultantes às equações de conservação de massa, quantidade de movimento, energia, variáveis adicionais e às equações do modelo de turbulência. Dessa forma, tem-se:

a) Equação da continuidade:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{U}) = 0 \quad 4.3$$

b) Equação de momento:

$$\frac{\partial(\rho \vec{U})}{\partial t} + \nabla \cdot [(\rho \vec{U} \otimes \vec{U})] = -\nabla p + \nabla \cdot \tau + \vec{S}_M \quad 4.4$$

onde  $\tau$  é definido pela Equação 3.3.

c) Equação de energia:

$$\frac{\partial(\rho h_{tot})}{\partial t} - \frac{\partial p}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{U} h_{tot}) = \nabla \cdot (\lambda \nabla T) + \nabla \cdot (\vec{U} \cdot \tau) + \vec{U} \cdot \vec{S}_M + S_E \quad 4.5$$

d) Equação de transporte para variáveis adicionais:

$$\frac{\partial(\rho\phi)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{U} \phi) = \nabla \cdot (\rho D_\phi \nabla \phi) + S_\phi \quad 4.6$$

e) Equações dos modelos de turbulência:

$$\frac{\partial(\rho k)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (\rho \vec{U} k) = \frac{\partial}{\partial x} \left[ \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x} \right] + P_k - \rho \varepsilon + P_{kb} \quad 4.7$$

$$\frac{\partial(\rho \varepsilon)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (\rho \vec{U} \varepsilon) = \frac{\partial}{\partial x} \left[ \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} \right] + \frac{\varepsilon}{k} (C_{\varepsilon 1} P_k - C_{\varepsilon 2} \rho \varepsilon + C_{\varepsilon 1} P_{\varepsilon b}) \quad 4.8$$

Cujas variáveis são descritas no Capítulo III.

As condições de contorno aplicadas sobre as fronteiras, como ilustrado na Figura 3.4, são as seguintes:

a) Na seção de entrada, a velocidade do vento na direção  $x$  obedece ao perfil descrito pela equação 4.1 para a componente de velocidade axial, e a na direção  $z$  apresenta um comportamento que obedece a uma função senoidal, que provoca variações nessa componente com o tempo. Concentração do poluente e a temperatura do ar assumem valores prescritos, de tal forma que:

$$\text{Seção de Entrada} \quad \text{em } x=0; \quad \begin{cases} u_x \neq 0 \text{ m.s}^{-1} \\ u_y = 0 \text{ m.s}^{-1} \\ u_z \neq 0 \text{ m.s}^{-1} \therefore u_z = u_x \left[ \text{sen} \left( \frac{t}{a} \right) \times \text{tg } \theta \right] \\ C_p = 0 \text{ kg.m}^{-3} \\ T = T_v \text{ em K} \end{cases}$$

em que  $u$  corresponde às velocidades nas direções  $x$ ,  $y$  e  $z$ , nessa ordem, e os sub-índices  $v$  e  $p$  representam o vento e o poluente, respectivamente,  $C$  é a concentração e  $T$  a temperatura.  $\theta$  representa o ângulo de variação lateral do vento,  $a$  é um fator que controla a frequência com vento muda de direção e  $t$  é o tempo.

b) Nas fronteiras laterais, superior e a jusante foi adotado uma condição de *Opening*, ou seja, uma condição de fronteira aberta, que considera que o fluido pode escoar tanto para dentro quanto para fora do domínio. Isso implica que as fronteiras nessa condição não interferem no fluxo interno do fluido:

Fronteiras (Laterais, superior e a jusante)	Fronteiras abertas <i>Opening</i>	<i>Opening pressure</i>
---	--------------------------------------	-------------------------

c) Na fronteira inferior referente ao terreno, foi considerada uma parede rugosa com condição de não-deslizamento:

Seção Inferior (Terreno)	Em $y = 0$	$\left\{ \begin{array}{l} u_x = u_y = u_z = 0 \text{ m s}^{-1} \\ C_p = 0 \text{ kg m}^{-3} \\ \text{Comprimento de Rugosidade do Solo} = 17,76 \text{ m} \\ T = T_{\text{terreno}} = 298 \text{ K} \end{array} \right.$
-----------------------------	------------	--

d) Na saída da chaminé, ou seja, na fonte de emissão dos poluentes, considera-se um fluxo mássico e uma concentração de poluente não-nulos:

Saída da Chaminé (Fonte de emissão)	$\left\{ \begin{array}{l} \dot{m}_p \neq 0 \text{ kg s}^{-1} \\ C_p \neq 0 \text{ kg m}^{-3} \\ T = T_p = 298 \text{ K} \end{array} \right.$
--	--

A Tabela 4.1 sumariza as características do modelo matemático e tratamento numérico adotado neste trabalho.

**Tabela 4.1:** Considerações adotadas na resolução das equações governantes.

Características	Considerações
Escoamento	Monofásico, multicomponente, tridimensional, compressível e não-isotérmico.
Regime de fluxo	Transiente
Força gravitacional	Considerada
Critério de Convergência para a massa	Resíduo médio quadrático (RMS) $10^{-6}$ kg/s
Tempo de simulação	60 min
Passo de tempo (timestep)	10 s

A partir de medições realizadas *in loco*, Villanueva (1998) verificou que os principais gases emitidos a partir de uma planta termelétrica, que utiliza óleo diesel como combustível, são o dióxido de carbono, o dióxido de enxofre, o óxido nítrico e o monóxido de carbono. Na Tabela 4.2 são apresentados os coeficientes de difusão, à temperatura ambiente, dos gases considerados como poluentes no ar utilizados na

simulação da dispersão de espécies na atmosfera emitidos a partir da chaminé de uma termelétrica.

**Tabela 4.2:** Coeficientes de difusividade molecular das espécies poluentes no ar.

Gás	Difusividade ( $\times 10^{-4} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ )
CO <sub>2</sub>	1,381
SO <sub>2</sub>	1,122
NO	1,979
CO	1,749

Fonte: Massman (1998).

#### 4.4 Casos Estudados

O comportamento fluidodinâmico da dispersão de poluentes a partir da chaminé de uma termelétrica foi investigado numericamente utilizando-se o *software* ANSYS CFX® 15.0, no Laboratório de Pesquisa em Fluidodinâmica e Imagem (LPFI), da Unidade Acadêmica de Engenharia Química e no Laboratório Computacional de Térmica e Fluidos (LCTF), da Unidade Acadêmica de Engenharia Mecânica, ambos pertencentes ao Centro de Ciências e Tecnologia (CCT), da Universidade Federal de Campina Grande.

A fim de se avaliar a influência das variáveis envolvidas no processo de dispersão de poluentes, foi realizado um planejamento experimental simulado, por meio de simulações numéricas, avaliando os efeitos da velocidade do ar a 10 metros acima do nível do solo (grau de convecção), da taxa de emissão do poluente e da temperatura do ar. Para tanto, realizou-se um planejamento fatorial  $2^3$  com um ponto central. A regressão de dados foi realizada utilizando-se o *software* STATISTICA 5.0.

A fim de se avaliar o modelo matemático utilizado, foram realizadas simulações numéricas com o objetivo de se validar o modelo proposto comparando-se a solução numérica com dados experimentais reportados na literatura.

Foram realizados ainda, os testes de influência de malha de passo de tempo com relação aos resultados numéricos obtidos, com o objetivo de se evitar possíveis erros na solução numérica.



## CAPÍTULO V

### 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.1 Teste de Malha

A confecção do domínio computacional é uma etapa fundamental em uma simulação numérica, pois uma malha grosseira pode gerar erros nos resultados obtidos em relação aos valores reais, enquanto que, uma malha muito refinada pode inviabilizar a simulação devido ao enorme esforço computacional requerido, provocando expressivo acréscimo no tempo de simulação.

Com o intuito de se avaliar a influência do número de elementos da malha utilizada nas simulações nos resultados obtidos, foram confeccionadas malhas com diferentes graus de refinamento e, conseqüentemente, diferentes números de elementos. Para realizar os testes com os diferentes domínios computacionais utilizou-se um cenário monofásico, monopoluente, transiente e não-isotérmico, cujas condições de simulação são apresentadas na Tabela 5.1.

**Tabela 5.1:** Condições de simulação utilizadas nos testes de malha.

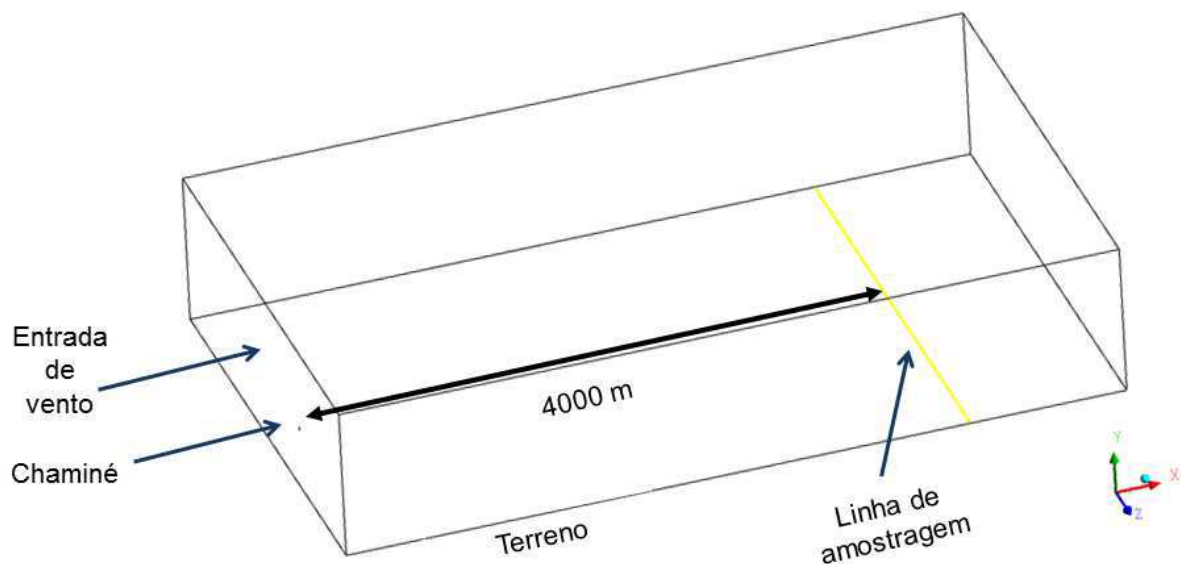
Poluente	Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )
Coeficiente de difusão do CO <sub>2</sub>	1,381x10 <sup>-4</sup> m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>
Altura da fonte de emissão	30 m
Taxa de emissão	10 g.s <sup>-1</sup>
Temperatura	25°C
Velocidade média do vento a 10 m ( $u_1$ )	2,5 m.s <sup>-1</sup>
Velocidade média do vento a 115 m ( $u_2$ )	4,6 m.s <sup>-1</sup>
Distância da linha de amostragem	4000 m
Rugosidade do solo	17,76 m
Tempo de emissão	60 min
Passo de tempo	10 s

Neste sentido, foram utilizados 05 domínios computacionais com diferentes graus de refinamento, cujos números totais de elementos hexaédricos e os tempos computacionais gastos em cada simulação são apresentados na Tabela 5.2.

**Tabela 5.2:** Domínios computacionais utilizados no teste de malha e seus respectivos tempos computacionais.

Malha	Número de elementos hexaédricos	Tempo Computacional
Malha 01	77.000	2 h 10 min
Malha 02	143.000	4 h 04 min
Malha 03	278.000	7 h 52 min
Malha 04	390.000	11 h 09 min
Malha 05	507.000	14 h 35 min

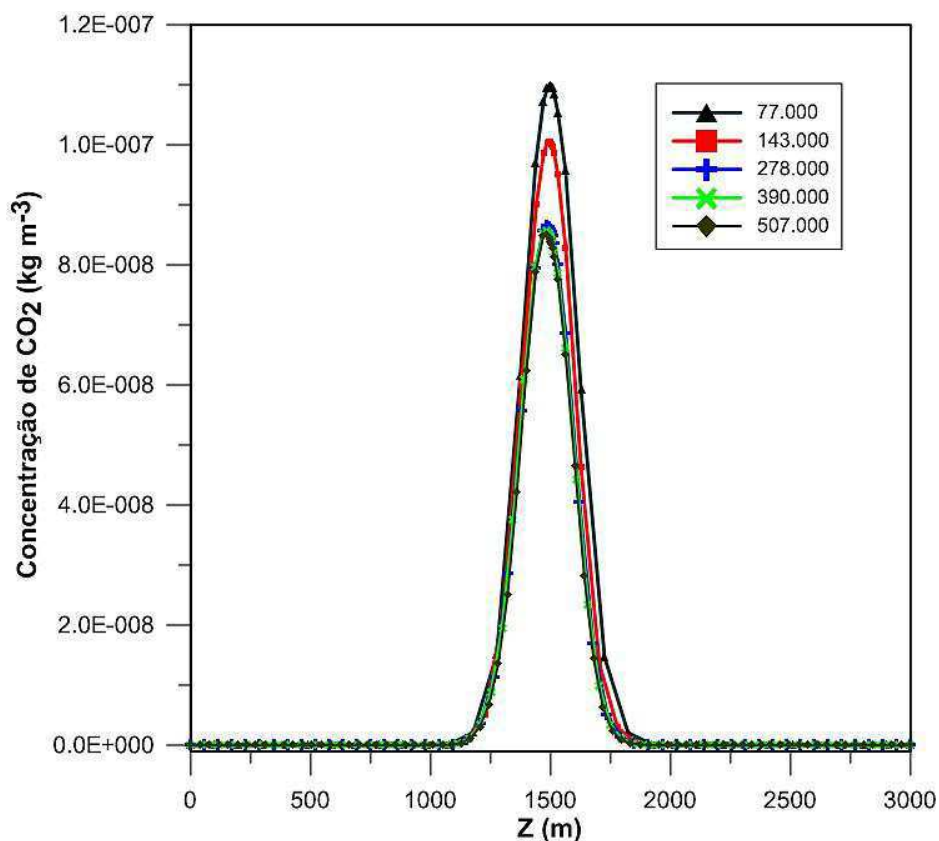
Para se avaliar os efeitos do nível de refinamento de cada malha, foram obtidos os perfis de concentração do CO<sub>2</sub> em uma linha posicionada ao nível do solo, transversal ao fluxo de ar, distante 4000 metros da fonte de emissão, conforme é apresentado na Figura 5.1, em t = 60 minutos. Os resultados são expostos na Figura 5.2.



**Figura 5.1:** Indicação da linha de amostragem, ponto de tomada dos perfis de concentração do poluente.

Como se pode observar a partir da Figura 5.2, o perfil de concentração do CO<sub>2</sub> na linha de amostragem sofre uma influência do grau de refinamento da malha nos domínios computacionais com até 278.000 elementos. Já em malhas com números de elementos maior que 278.000 não se percebe nenhuma alteração nos perfis de concentração, o que se pode comprovar pela sobreposição dos perfis obtidos utilizando-se as malhas com 278.000, 390.000 e 507.000 elementos.

Com base nos resultados apresentados nos testes de malha, neste trabalho optou-se por utilizar o domínio com 278.000 elementos, tendo em vista que, uma malha com menos elementos pode agregar erros aos resultados das simulações, enquanto que, uma malha refinada demasiadamente pode inviabilizar o processo em virtude do elevado tempo computacional, conforme pode-se observar na Tabela 5.2.



**Figura 5.2:** Perfis de concentração de CO<sub>2</sub> para diferentes malhas.

## 5.2 Teste de Passo de Tempo

Simulações transientes requerem informações em tempo real para determinar os intervalos de tempo em que o CFX-Solver calcula o campo de escoamento. Esses intervalos de tempo são chamados de passo de tempo. O comportamento transiente pode ser causado inicialmente pelas mudanças das condições de contorno do escoamento, como na inicialização, ou pode ser inerentemente relacionado com as características do escoamento, de modo que uma condição de estado estacionário não seja alcançada, mesmo quando todos os outros aspectos das condições de escoamento são fixadas.

Muitos fluxos, especialmente os conduzidos por empuxo, não tem uma solução em estado estacionário, e podem apresentar um comportamento cíclico. Neste sentido, o passo de tempo apresenta-se como um parâmetro de suma importância em estudos numéricos transientes, tendo em vista que, a escolha de um passo de tempo muito elevado pode agregar erros na solução numérica do problema, enquanto que, a opção por um passo de tempo muito pequeno pode inviabilizar a obtenção da solução devido ao elevado tempo e esforço computacionais requeridos.

Com o objetivo de se avaliar a influência do passo de tempo utilizado nas simulações sobre os resultados obtidos, foram realizadas simulações com diferentes valores para este parâmetro. Para realizar os testes com os diferentes passos de tempo, utilizou-se um cenário monofásico, monopolvente, transiente e não-isotérmico, cujas condições de simulação são apresentadas na Tabela 5.3. A Tabela 5.4 mostra os valores de passo de tempo utilizados e o tempo de simulação gasto em cada situação.

Como pode se verificar a partir da Tabela 5.4, o passo de tempo é um fator que influencia consideravelmente o tempo gasto para a realização das simulações. Mesmo pequenas mudanças nos valores de passo de tempo podem provocar um acréscimo significativo no tempo necessário para se concluir um caso.

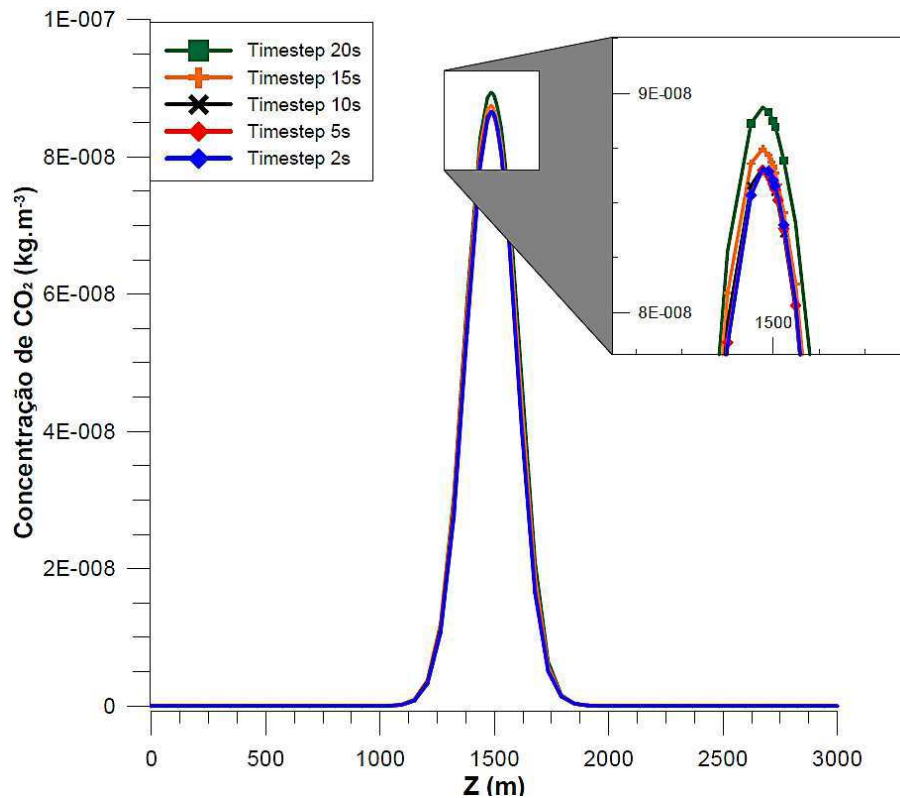
**Tabela 5.3:** Condições de simulação utilizadas nos testes de passo de tempo.

Poluente	Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )
Coeficiente de difusão do CO <sub>2</sub>	1,381x10 <sup>-4</sup> m <sup>2</sup> .s <sup>-1</sup>
Altura da fonte de emissão	30 m
Taxa de emissão	10 g.s <sup>-1</sup>
Temperatura	25°C
Velocidade média do vento a 10 m ( <i>u</i> <sub>1</sub> )	2,5 m.s <sup>-1</sup>
Velocidade média do vento a 115 m ( <i>u</i> <sub>2</sub> )	4,6 m.s <sup>-1</sup>
Distância da linha de amostragem	4000 m
Rugosidade do solo	17,76 m
Tempo de emissão	60 min
Passos de tempo	2, 5, 10, 15 e 20 s
Malha utilizada	Malha 03 (278.000 elementos)

**Tabela 5.4:** Tempo computacional gasto para cada passo de tempo utilizado.

Valores de passo de tempo	Tempo Computacional
2 s	1 dia 15 h 19 min
5 s	15 h 46 min
10 s	7 h 52 min
15 s	5 h 07 min
20 s	3 h 56 min

Para se avaliar os efeitos da variação nos passos de tempo, foram obtidos os perfis de concentração do CO<sub>2</sub> em uma linha posicionada ao nível do solo, transversalmente à direção do escoamento, distante 4000 metros da fonte de emissão (Figura 5.1), em  $t = 60$  minutos. Os resultados são expostos na Figura 5.3.



**Figura 5.3:** Perfis de concentração de CO<sub>2</sub> para diferentes valores de passo de tempo utilizados.

Como se pode observar a partir da Figura 5.3, o perfil de concentração do CO<sub>2</sub> na linha de amostragem sofre uma pequena influência da escolha dos valores de passo de tempo. Isso é mostrado na Figura 5.6 onde se percebe que os perfis obtidos para os passos de tempo 20 e 15 segundos apresentam uma pequena diferença. Já para os passos de tempo 2, 5 e 10 segundos os perfis se sobrepõem, o que indica que para essa faixa de *timestep* não há interferência nos resultados das simulações.

Com base nos resultados apresentados nos testes de passo de tempo, neste trabalho optou-se por utilizar o passo de tempo de 10 segundos, tendo em vista que, um valor mais elevado para o passo de tempo pode agregar erros aos resultados das simulações, enquanto que, um passo de tempo reduzido demasiadamente pode inviabilizar o processo em virtude do elevado tempo de simulação e esforço computacional, conforme pode ser observado a partir da Tabela 5.4.

### 5.3 Validação da Solução Numérica com Dados Experimentais

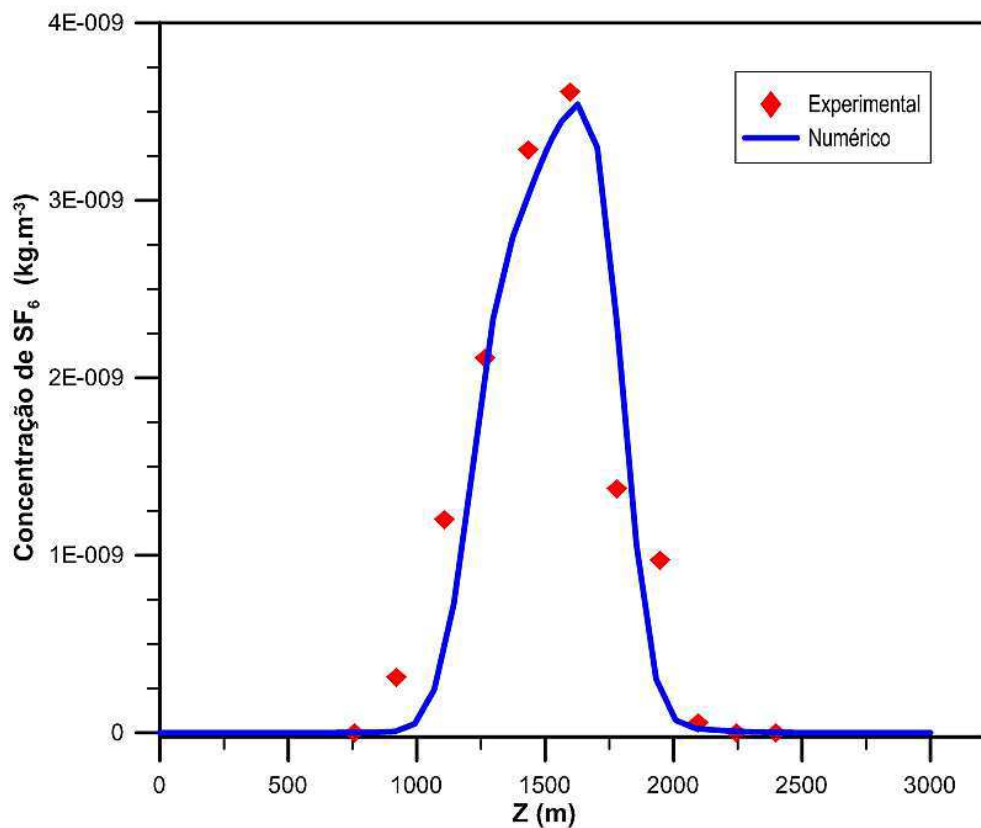
Para se verificar a eficiência do modelo utilizado, foram realizadas simulações numéricas de escoamento monofásico, transiente, não-isotérmico, multicomponente, utilizando-se o hexafluoreto de enxofre ( $\text{SF}_6$ ) como gás “poluente”, com o intuito de obter os perfis de concentração dessa espécie. Em seguida, esses perfis foram comparados com os dados obtidos experimentalmente por Gryning (1981), a partir da emissão do  $\text{SF}_6$  de uma antena de TV a uma altura de 115 metros e uma taxa de emissão de 2,3 g/s, no qual o perfil de concentração foi obtido através de leituras realizadas em 20 unidades de amostragem distribuídas em um arco distante 4 km da fonte de emissão dispostas ao nível do solo, conforme ilustrado na Figura 2.3.

O perfil vertical de velocidade do vento foi calculado a partir de dados micrometeorológicos obtidos no experimento realizado em 3 de novembro de 1978, e pode ser expresso a partir da Equação 4.1.

**Tabela 5.5:** Condições de realização do experimento de Copenhagen.

Traçador (“poluente”)	Hexafluoreto de enxofre ( $\text{SF}_6$ )
Coeficiente de difusão do $\text{SF}_6$	$3,45 \times 10^{-06} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$
Altura da fonte de emissão	115 m
Taxa de emissão	$2,3 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$
Velocidade média do vento a 10 m ( $u_1$ )	$2,5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
Velocidade média do vento a 115 m ( $u_2$ )	$4,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
Distância da linha de amostragem	4000 m
Rugosidade do solo	17,76 m
Tempo de emissão	78 min

Os perfis de concentração do hexafluoreto de enxofre obtidos experimental e numericamente são comparados e apresentados na Figura 5.4. As condições utilizadas no modelo são descritas na Tabela 5.5.



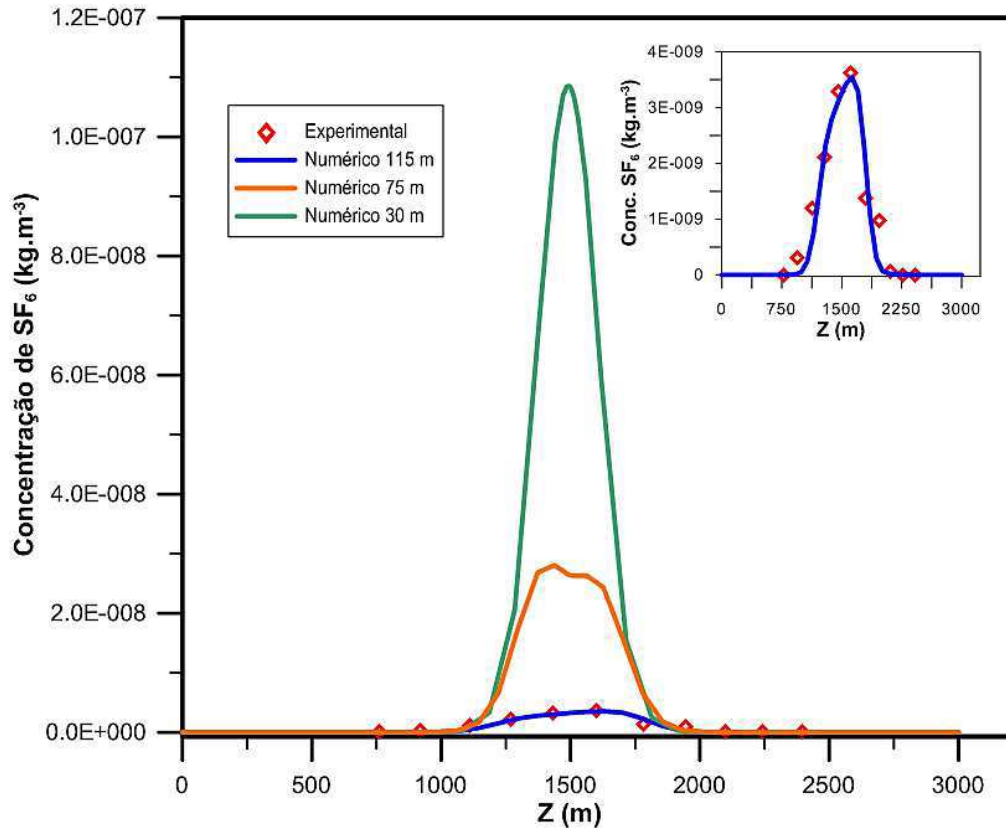
**Figura 5.4:** Comparação dos perfis de concentração do SF<sub>6</sub> numérico e experimental ao final do tempo de emissão.

A partir da Figura 5.4 pode-se verificar os dados obtidos numericamente apresentam boa concordância com os dados experimentais, tanto no que diz respeito à concentração máxima do poluente quanto ao espalhamento da pluma observada ao longo da linha de amostradores, mesmo com a elevada complexidade do problema e o grande número de variáveis envolvidas. Isso mostra que o modelo utilizado se apresenta como uma importante ferramenta para a previsão do comportamento da dispersão de gases na atmosfera. Resultados semelhantes foram obtidos por Pfluck (2010) utilizando um modelo diferente sem prever a variação da velocidade lateral do vento.

A fim de se avaliar a influência da altura da fonte de emissão do poluente em relação ao solo sobre o comportamento da dispersão, simulou-se numericamente sob as mesmas condições do experimento anterior, a dispersão do mesmo gás que agora é emitido a partir de uma fonte de 75 e 30 metros de altura, o que representa mais fielmente a altura de uma chaminé de uma planta termelétrica.



Na Figura 5.5 é apresentada a comparação entre os dados obtidos experimentalmente e os resultados numéricos para a fonte de emissão a 115, 75 e 30 metros de altura em relação ao solo.



**Figura 5.5:** Comparação entre os dados experimentais e numéricos com a fonte de emissão a 115, 75 e 30 m de altura em relação ao nível do solo.

Como se pode avaliar através da Figura 5.5, a altura da fonte de emissão apresenta uma grande importância sobre o gradiente de concentração do poluente a jusante da fonte de emissão. Com a redução da altura da fonte de 115 metros para 75 metros, e em seguida para 30 metros percebe-se um expressivo aumento na concentração do gás na linha de amostragem distante 4000 metros da fonte. A redução na altura da fonte de emissão faz com que a espécie em dispersão chegue mais rapidamente ao nível do solo, isso acarreta num aumento na concentração dessa espécie ao nível do solo ao longo do tempo.

## 5.4 Planejamento Experimental Simulado

A fim de se avaliar a influência das variáveis envolvidas no processo de dispersão de poluentes, foi realizado um planejamento experimental numérico, através de simulações numéricas, avaliando os efeitos da velocidade do ar a 10 metros acima do nível do solo (grau de convecção), da taxa de emissão do poluente e da temperatura do ar. Para tanto, realizou-se um planejamento fatorial  $2^3$  com um ponto central, cuja matriz do planejamento é apresentada na Tabela 5.6. Nesse caso, utilizou-se um cenário com apenas um componente, o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ).

**Tabela 5.6:** Variáveis e níveis utilizados no planejamento experimental simulado.

Ensaio:	Velocidade a 10 m ( $u_1$ )	Taxa de Emissão	Temperatura
Caso 01	-1	-1	-1
Caso 02	+1	-1	-1
Caso 03	-1	+1	-1
Caso 04	+1	+1	-1
Caso 05	-1	-1	+1
Caso 06	+1	-1	+1
Caso 07	-1	+1	+1
Caso 08	+1	+1	+1
Ponto Central	0	0	0

Utilizou-se como variável de resposta a concentração integrada ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}/\text{m}$ ) obtida sobre uma linha traçada ao nível do solo, perpendicular à direção do escoamento, distante 4000 metros da fonte de emissão, ilustrada na Figura 5.1, que representa uma linha de amostragem, para um tempo de simulação de 60 minutos. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 5.7.

A análise dos dados obtidos nas simulações do planejamento foi realizada através do *software* STATISTICA 5.0, do qual foi obtida a Análise de Variância (ANOVA), o Diagrama de Pareto e a Superfície de Resposta. A Análise de Variância é um método largamente utilizado para se avaliar numericamente a qualidade do ajuste de um modelo, que é feita a partir do exame dos resíduos.

**Tabela 5.7:** Variáveis, níveis e condições utilizadas no planejamento experimental simulado.

<b>Ensaio:</b>	<b>Velocidade <math>u_1</math> (m.s<sup>-1</sup>)</b>	<b>Taxa (g.s<sup>-1</sup>)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Concentração Integrada (kg.m<sup>-3</sup>/m)</b>
Caso 01	2,50	10	10	2,40436x10 <sup>-5</sup>
Caso 02	7,20	10	10	3,20527x10 <sup>-6</sup>
Caso 03	2,50	1000	10	2,16601x10 <sup>-3</sup>
Caso 04	7,20	1000	10	3,19347x10 <sup>-4</sup>
Caso 05	2,50	10	40	2,39931x10 <sup>-5</sup>
Caso 06	7,20	10	40	3,20864x10 <sup>-6</sup>
Caso 07	2,50	1000	40	2,18983x10 <sup>-3</sup>
Caso 08	7,20	1000	40	3,19450x10 <sup>-4</sup>
Ponto Central	4,85	505	25	8,37849x10 <sup>-5</sup>

A Tabela 5.8 apresenta a análise de variância para o modelo completo, para a dispersão de poluentes na atmosfera a partir de uma fonte pontual.

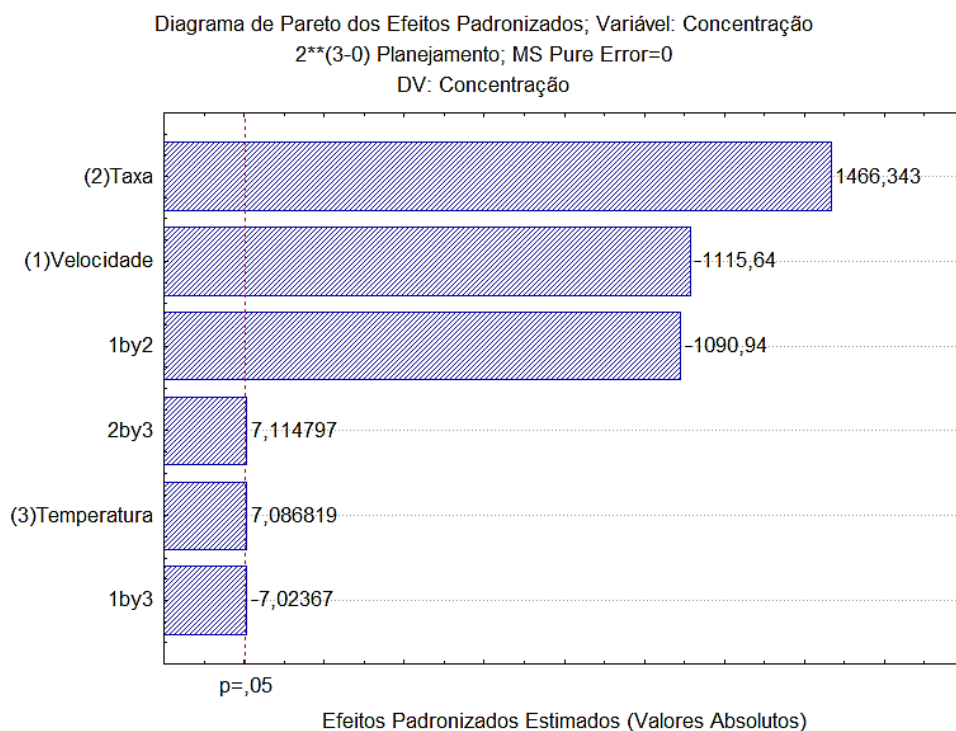
**Tabela 5.8:** Análise da variância (ANOVA) para a dispersão do poluente.

<b>Fonte de variação</b>	<b>G.L</b>	<b>Soma quadrática</b>	<b>Média quadrática</b>	<b>F<sub>cal</sub></b>	<b>F<sub>tab</sub></b>	<b>F<sub>cal</sub>/F<sub>tab</sub></b>
Regressão	6	6,51x10 <sup>-6</sup>	1,08x10 <sup>-6</sup>	6,651582	6,16	1,080
Resíduo	4	6,52x10 <sup>-7</sup>	1,63x10 <sup>-7</sup>			
Falta de ajuste	2	6,52x10 <sup>-7</sup>	3,26x10 <sup>-7</sup>	229774,6		
Erro puro	2	2,84x10 <sup>-12</sup>	1,42x10 <sup>-12</sup>			
Total	10	7,16x10 <sup>-6</sup>				

De acordo com Barros Neto *et al.* (1996), o teste F apresenta a razão entre o  $F_{\text{calculado}}$  e o  $F_{\text{tabelado}}$ , sempre que esta relação for maior que a unidade (1,00), a regressão é estatisticamente significativa havendo relação entre as variáveis independentes e dependentes. Para que uma regressão seja não apenas estatisticamente significativa, mas também útil para fins preditivos, o valor da razão deve ser, no mínimo, maior que quatro.

O coeficiente de determinação ou explicação  $R^2$  quantifica a qualidade do ajustamento, pois fornece uma medida da proporção da variação explicada pela equação de regressão em relação à variação total das respostas. Varia de 0 a 1, e quanto mais próximo o valor desse coeficiente estiver de 1, melhor terá sido o ajuste do modelo às respostas observadas (RODRIGUES e IEMMA, 2005). Neste modelo obteve-se um valor de  $R^2$  igual a 0,9089.

O diagrama de Pareto para o processo de dispersão do dióxido de carbono é apresentado na Figura 5.6.



**Figura 5.6:** Diagrama de Pareto para as variáveis velocidade, taxa de emissão e temperatura e suas interações no fenômeno de dispersão gasosa.

De acordo com o diagrama de Pareto mostrado na Figura 5.6, verifica-se que a variável de maior influência é a taxa de emissão do  $\text{CO}_2$ , seguido da velocidade do ar e da interação entre essas duas variáveis. Para o intervalo de confiança utilizado, que foi de 95%, a temperatura ficou no limite do intervalo considerado, mostrando-se menos significativa até mesmo que as interações entre taxa de emissão em função da velocidade do ar, e taxa de emissão em função da temperatura. Das simulações realizadas percebe-se que o que foi observado estatisticamente é corroborado fisicamente com relação à significância de cada variável.

O sinal negativo apresentado no diagrama indica que variável de resposta, ou seja, a concentração integrada, apresenta comportamento inversamente proporcional à variável dependente em estudo. Por exemplo, um aumento na velocidade do vento provoca uma diminuição na concentração integrada do poluente na região em que é feita a amostragem. O diagrama de Pareto mostra ainda que a interação entre a taxa de emissão e velocidade do ar é altamente significativa.

O modelo obtido para a Concentração Integrada ( $C_{Int}$ ) é apresentado pela Equação 5.1.

$$C_{Int} = 4,82 \times 10^{-4} - 4,70 \times 10^{-4} \cdot V + 6,18 \times 10^{-4} \cdot r + 3 \times 10^{-6} \cdot T - 4,59 \times 10^{-4} \cdot V \cdot r - 3 \times 10^{-6} \cdot V \cdot T + 3 \times 10^{-6} \cdot r \cdot T \quad 5.1$$

Onde:

$C_{Int}$  – Concentração Integrada ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} / \text{m}$ );

$V$  – Velocidade do ar ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ );

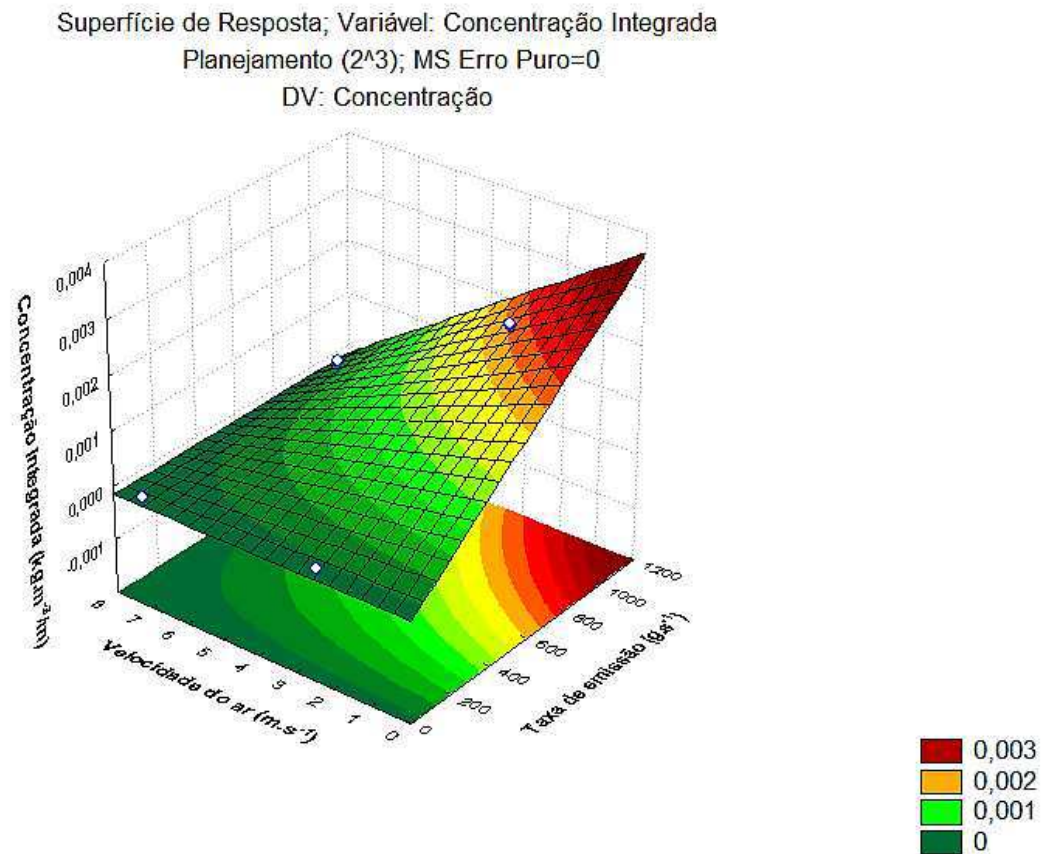
$r$  – Taxa de emissão ( $\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$ );

$T$  – Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ).

Com base na Equação 5.1, verifica-se que a taxa de emissão do poluente é a variável que mais influencia a resposta, já que possui o maior coeficiente entre todas as variáveis, sendo mais significativa que as variáveis velocidade do ar e temperatura. Este comportamento está associado ao fato de que a concentração do poluente a jusante da fonte de emissão está intimamente relacionada à quantidade de poluente emitida pela chaminé.

Neste caso, o modelo obtido a partir dos dados apresentados na Tabela 5.7 tem 90,89% das variações obtidas explicadas pelo modelo e com um valor da razão  $F_{\text{calculado}}$  e  $F_{\text{tabelado}}$  de 1,080, indicando que o modelo é estatisticamente significativo, podendo assim afirmar que a velocidade do ar, a taxa de emissão e a temperatura influenciaram na dispersão do dióxido de carbono.

A Figura 5.7 apresenta a superfície de resposta do planejamento experimental realizado, podendo-se observar o comportamento das variáveis independentes sobre a variável de resposta.



**Figura 5.7:** Superfície de resposta do planejamento experimental  $2^3$ .

De acordo com a superfície de resposta apresentada na Figura 5.7, verifica-se que, a uma temperatura constante, as variáveis independentes, velocidade do ar e taxa de emissão, influenciam a concentração do poluente a jusante da fonte emissão e que a interação entre elas também é significativa, indicando que aumentando a taxa de emissão e reduzindo a velocidade há o aumento na concentração de dióxido de carbono na linha de amostragem. Portanto, do ponto de vista ambiental, as melhores condições de operação de uma termelétrica seriam, sob reduzidas taxas de emissão e altas velocidades do vento (alto grau de convecção).

### 5.5 Influência do Ângulo de Variação Lateral da Velocidade do Vento

Com relação ao estudo da dispersão de poluentes na atmosfera, a direção e a intensidade das componentes de velocidade do vento são fatores de suma importância e elevado grau de aleatoriedade. Geralmente o vento se desloca em uma determinada direção apresentando pequenas variações laterais aleatórias, o que em fenômenos de dispersão provoca alterações significativas no “espalhamento” da

pluma de poluentes gasosos e, conseqüentemente, variações nos gradientes de concentração das espécies poluentes.

De acordo com Boubell (1994), as concentrações de poluentes atmosféricos a partir de fontes pontuais são provavelmente mais sensíveis à direção do vento do que qualquer outro parâmetro. Uma mudança na direção de apenas 5° (a precisão aproximada de uma medição direção do vento) faz com que as concentrações no receptor caiam cerca de 10% sob condições instáveis, cerca de 50% sob condições neutras, e cerca de 90% sob condições estáveis. A direção de transporte da pluma é muito importante na avaliação do impacto sobre as proximidades de instalação da fonte.

Neste sentido, a fim de se avaliar a influência da variação lateral da velocidade do vento sobre a dispersão de gases emitidos a partir de plantas termelétricas, foram realizadas simulações numéricas do escoamento transiente, não-isotérmico variando o ângulo de variação lateral da velocidade do vento ( $\theta$ ), mediante a utilização de uma função senoidal conforme a Equação 5.2, de 0°, 5°, 10°, 20° e 30° utilizando-se as condições descritas na Tabela 5.9.

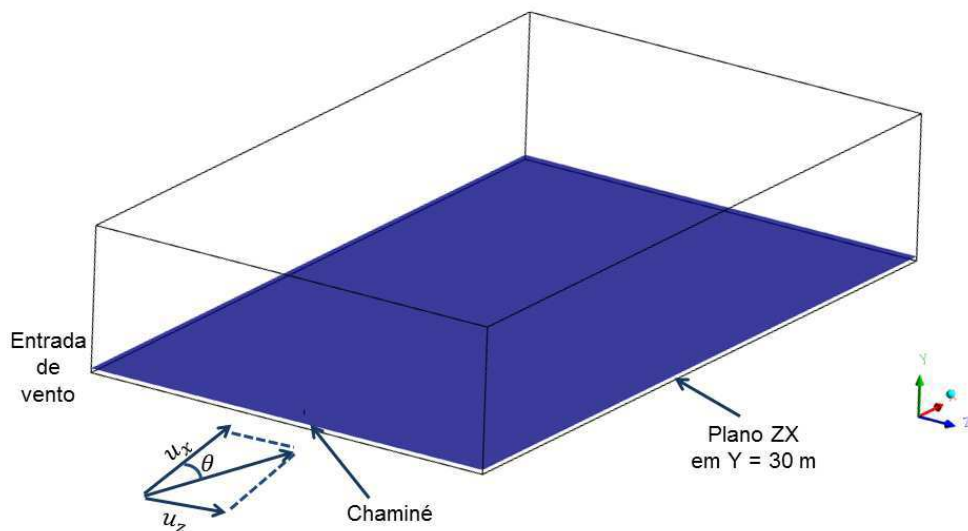
$$u_z = u_x \cdot \left[ \text{sen} \left( \frac{t}{a} \right) \cdot \text{tg } \theta \right] \quad 5.2$$

onde  $u_z$  é a componente da velocidade do vento na direção  $z$ ,  $u_x$  a componente da velocidade do vento na direção  $x$ ,  $t$  é o tempo, e  $a$  é um fator (constante) que determina a frequência com que o vento muda de direção.

As Figuras 5.9 a 5.13 apresentam as concentrações mássicas do CO<sub>2</sub> (em kg.m<sup>-3</sup>) fixadas de 0 a 1,0x10<sup>-6</sup> kg.m<sup>-3</sup>, no plano ZX em Y = 30 m (Figura 5.8), para os diferentes ângulos utilizados no instante t = 60 minutos após o início da emissão. São apresentados apenas os resultados para o poluente CO<sub>2</sub>, já que este é o gás emitido em maior quantidade durante a queima de combustíveis fósseis (mais de 90% em massa), além do que, os outros gases emitidos apresentaram comportamento bastante similar ao dióxido de carbono, contudo, seus efeitos são diferentes dependendo da concentração.

**Tabela 5.9:** Condições utilizadas nas simulações de variação lateral dos ângulos da velocidade do vento.

Poluentes	CO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , CO, NO
Altura da fonte de emissão	30 m
Taxa de emissão	3613,66 g.s <sup>-1</sup> (3575,44 g.s <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> ; 27,9 g.s <sup>-1</sup> SO <sub>2</sub> ; 9,6 g.s <sup>-1</sup> NO; 0,72 g.s <sup>-1</sup> CO)
Temperatura do ar	25 °C
Temperatura dos gases na saída	200°C
Velocidade média do vento a 10 m ( $u_1$ )	2,5 m.s <sup>-1</sup>
Velocidade média do vento a 115 m ( $u_2$ )	4,6 m.s <sup>-1</sup>
Distância da linha de amostragem	4000 m
Rugosidade do solo	17,76 m
Tempo de emissão	60 min
Passo de tempo ( <i>Timestep</i> )	10 s
Ângulos ( $\theta$ )	0°, 5°, 10°, 20° e 30°
Fator de frequência ( $a$ )	60 s <sup>-1</sup>

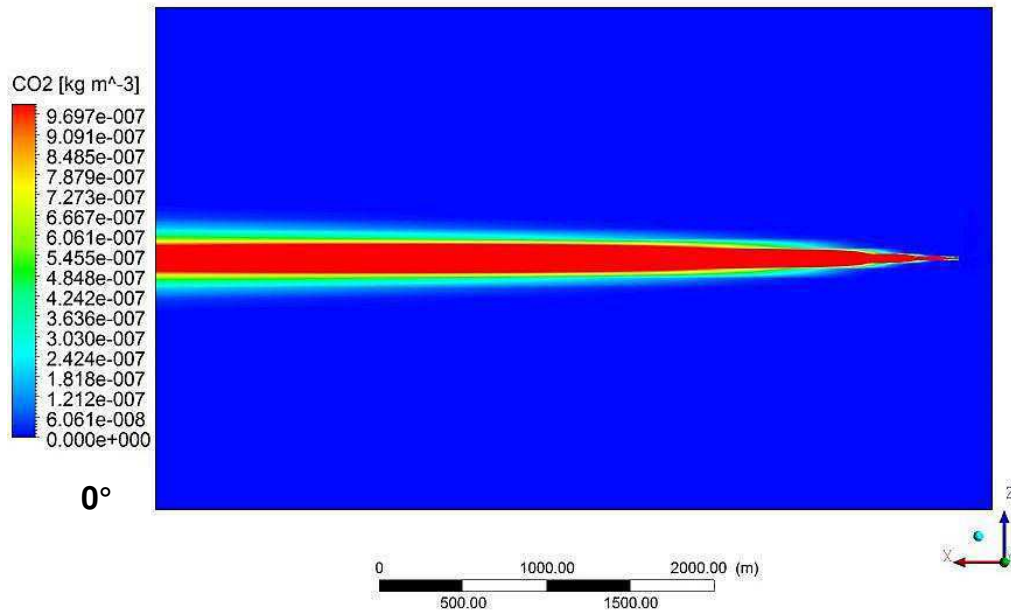


**Figura 5.8:** Indicação do plano ZX em  $Y = 30$  m, ponto de tomada dos contornos de concentração e velocidade.

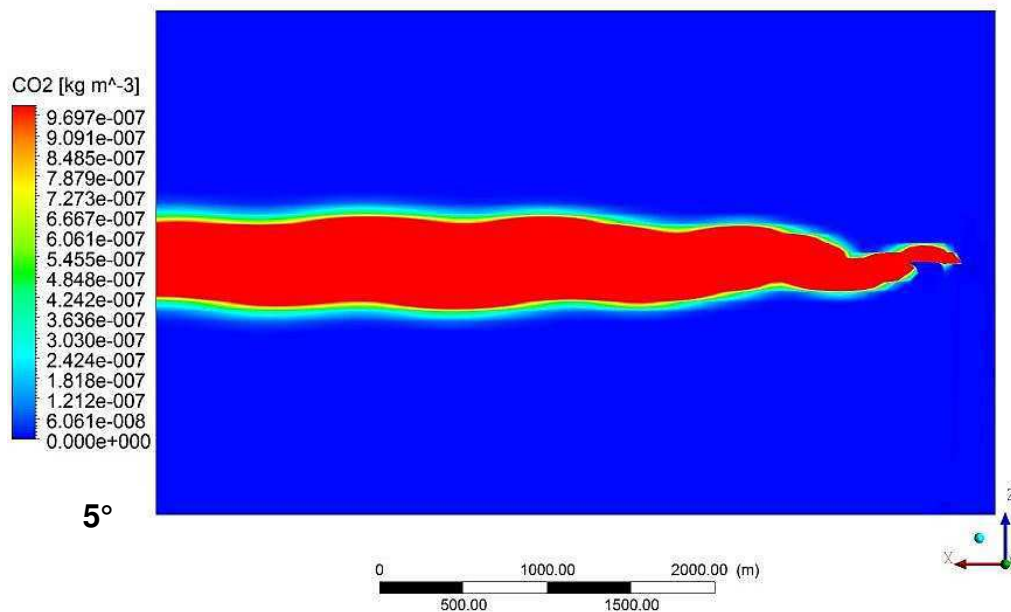
Como se pode observar nas Figuras 5.9 a 5.13, a variação no ângulo de incidência da velocidade lateral do vento exerce larga influência no comportamento do fenômeno de dispersão gasosa na atmosfera. Estes resultados estão em concordância com os apresentados por Boubell (1994), uma mudança de apenas 5°



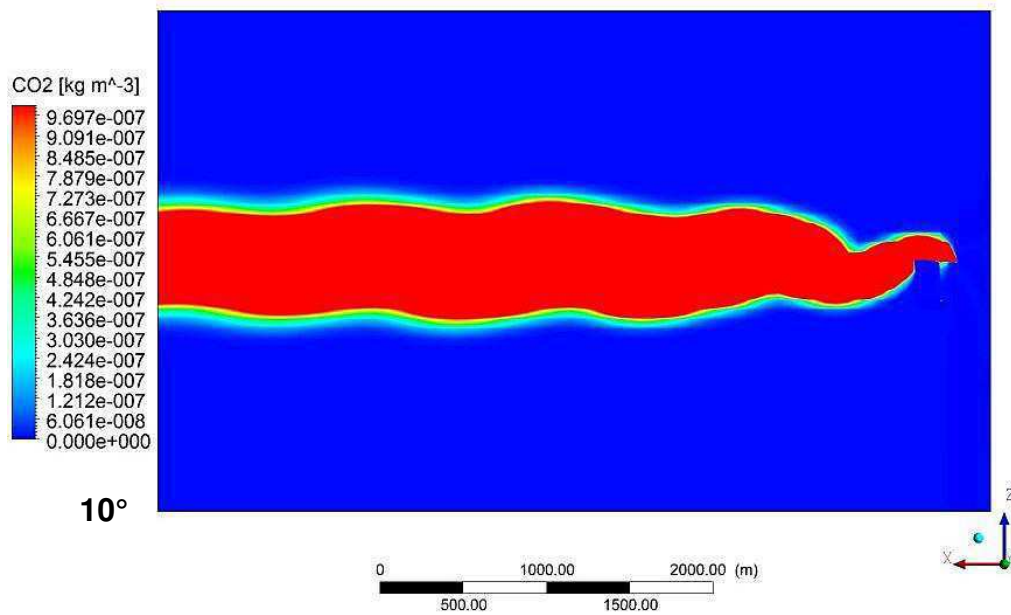
na direção do vento provoca alterações consideráveis sobre a concentração do poluente a jusante da fonte de emissão. Percebe-se que, quanto maior a variação no ângulo de incidência, maior o espalhamento lateral da pluma, o que acarreta uma rápida redução na concentração do poluente. Para o ângulo de  $30^\circ$  na variação lateral da velocidade do vento é observado o maior espalhamento da pluma, que se inicia logo nos primeiros metros a partir da fonte de emissão.



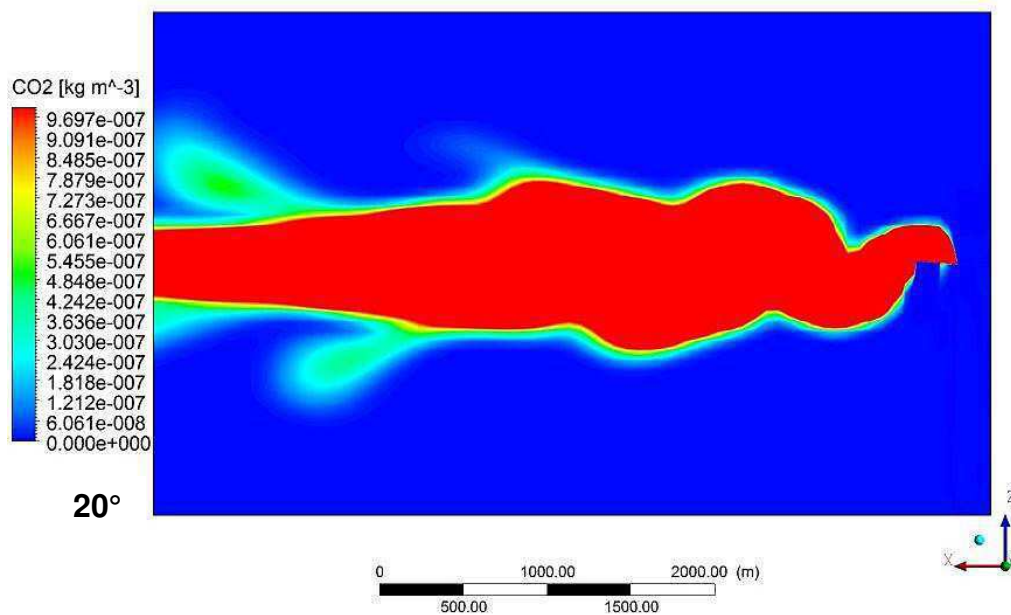
**Figura 5.9:** Campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 0°.



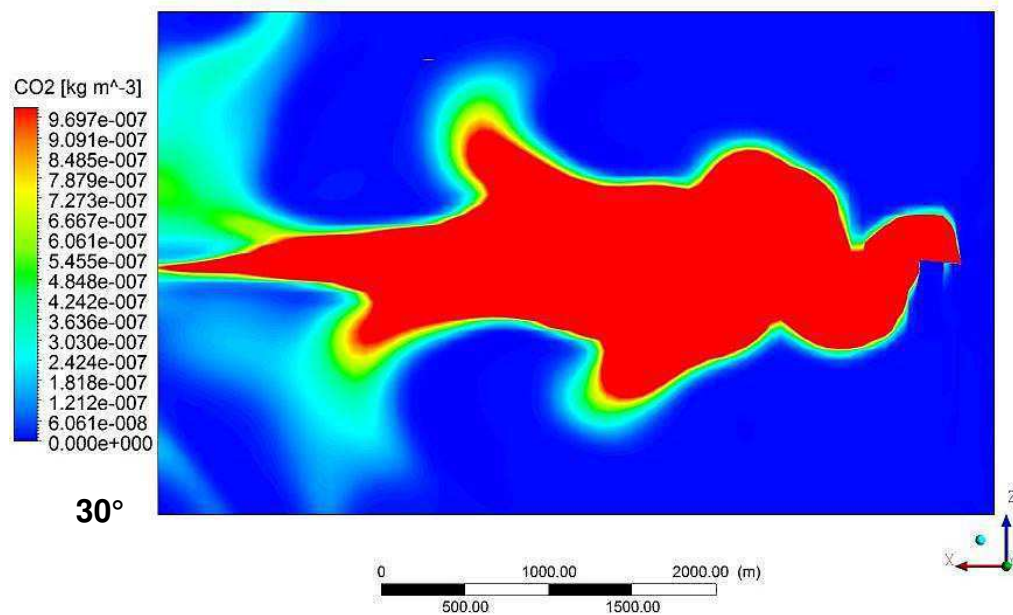
**Figura 5.10:** Campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 5°.



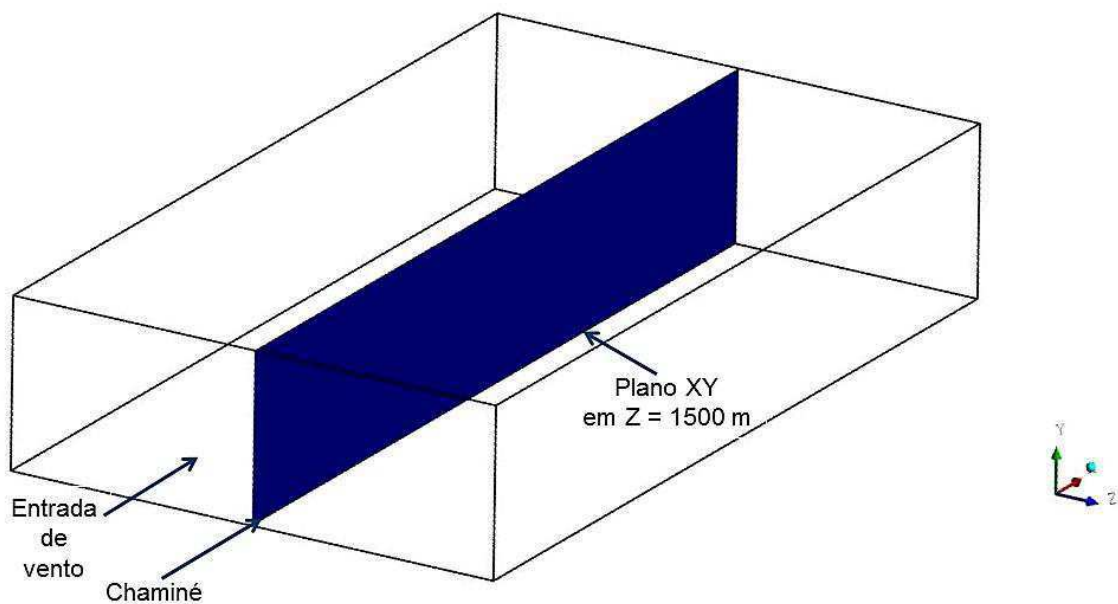
**Figura 5.11:** Campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 10°.



**Figura 5.12:** Campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um ângulo de velocidade lateral de 20°.

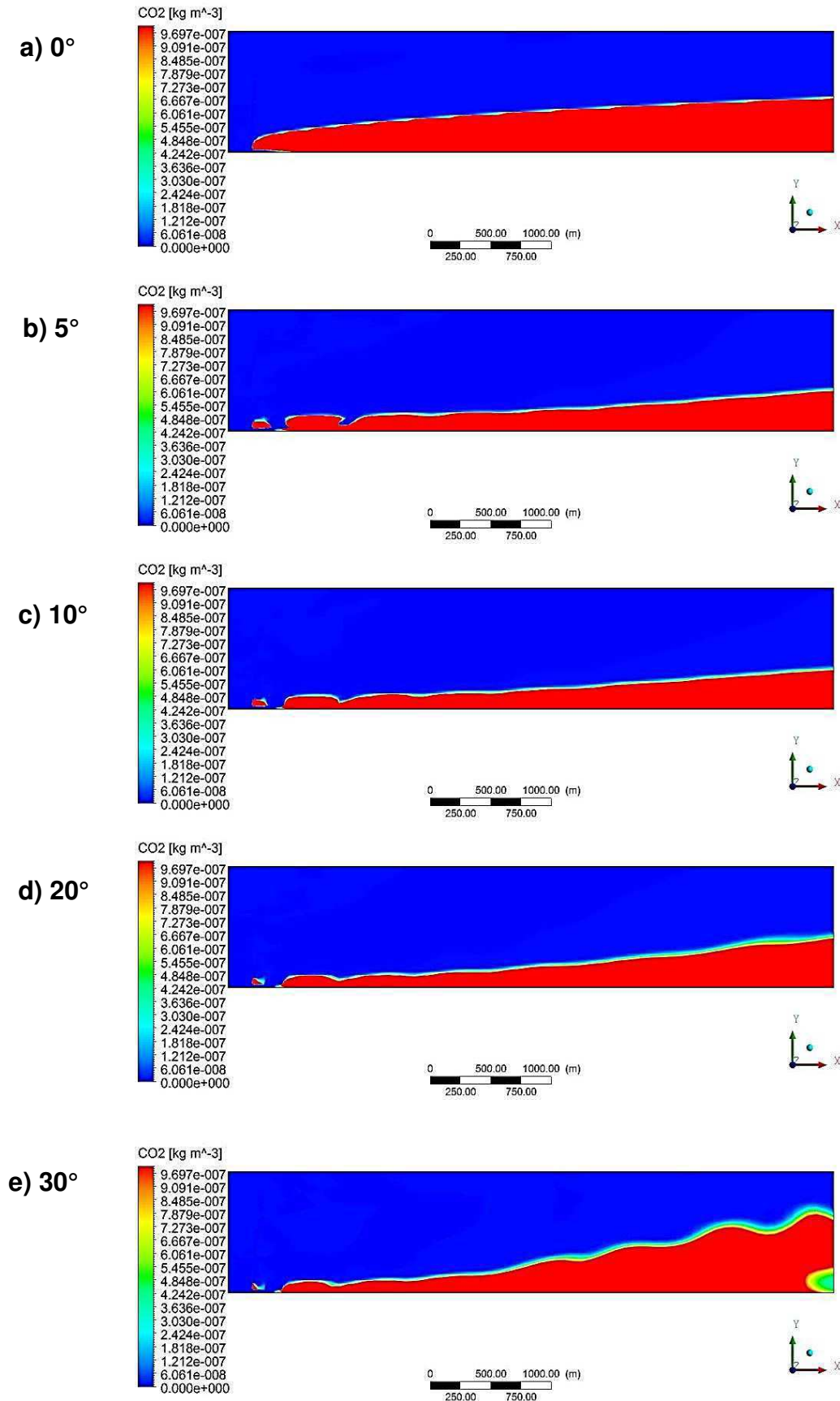


**Figura 5.13:** Campo de concentração mássica de  $\text{CO}_2$  no plano ZX em  $Y = 30$  m, no instante  $t = 60$  min, para um ângulo de velocidade lateral de  $30^\circ$ .



**Figura 5.14:** Indicação do plano XY em  $Z = 1500$  m, ponto de tomada dos contornos de concentração e velocidade.

As Figuras 5.15a a 5.15e apresentam as concentrações mássicas do  $\text{CO}_2$  (em  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) fixadas de 0 a  $1,0 \times 10^{-6} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ , no plano XY em  $Z = 1500$  m (Figura 5.14), para os diferentes ângulos utilizados, no instante  $t = 60$  minutos após o início da emissão, sob as mesmas condições da Tabela 5.9, sendo apresentados apenas os resultados para o poluente  $\text{CO}_2$ .



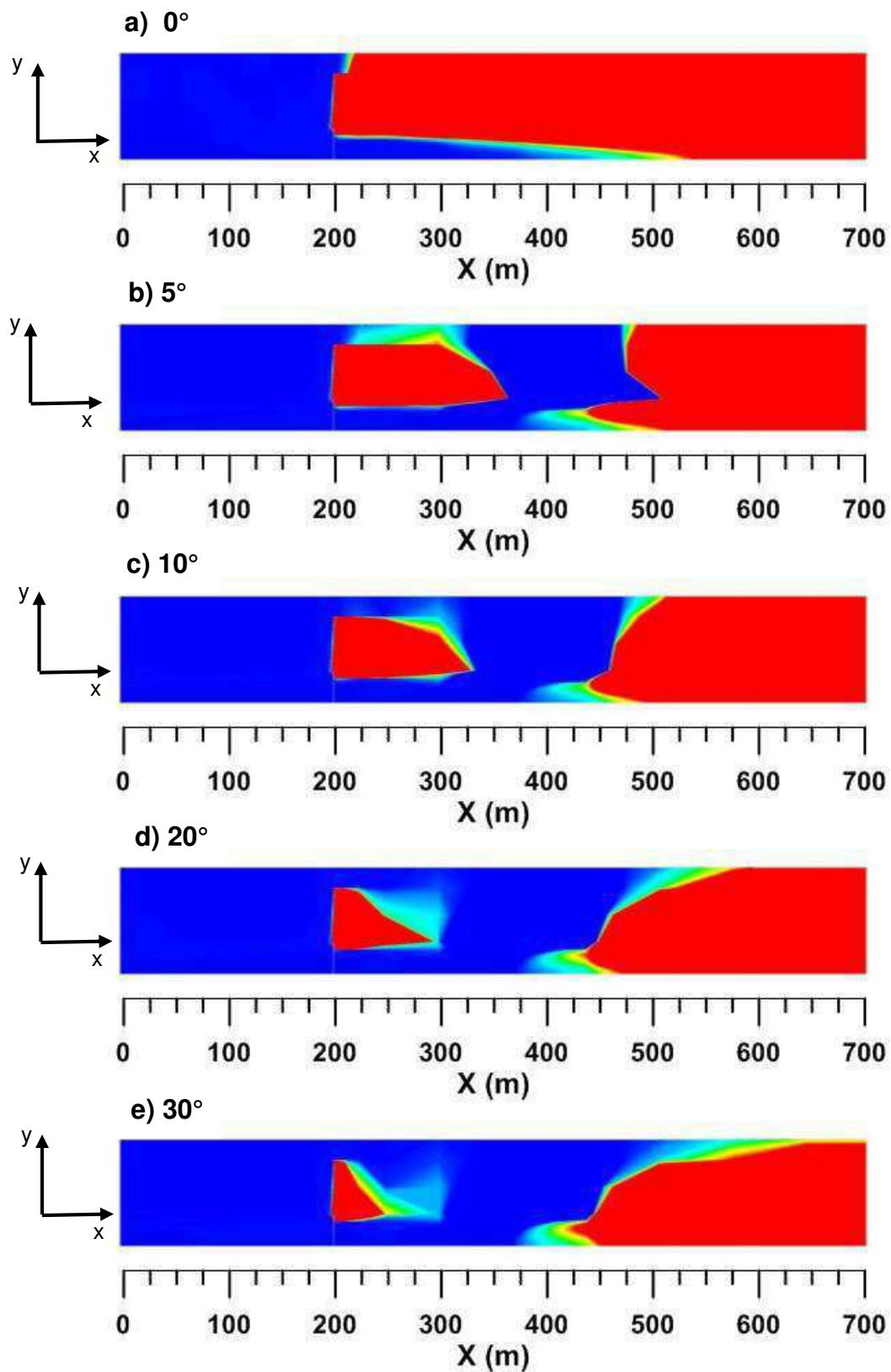
**Figura 5.15:** Comparação entre os campos de concentração mássica de CO<sub>2</sub> para diferentes ângulos de velocidade lateral, no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min.

A partir da análise das Figuras 5.15a a 5.15e é possível observar que o ângulo de incidência do vento provoca severas alterações no comportamento da pluma de poluentes. Quando não há variação na velocidade lateral do vento ( $0^\circ$ ) a pluma sobe rapidamente nos primeiros metros a partir da fonte de emissão. Quando há uma variação lateral da incidência do vento observa-se que as espécies gasosas emitidas percorrem uma distância maior antes que a pluma comece a ascender, sendo que a maior altitude alcançada ocorreu para o ângulo de  $30^\circ$ .

A fim de se avaliar o comportamento da pluma nas proximidades da chaminé, as Figuras 5.16a a 5.16e apresentam as concentrações mássicas do  $\text{CO}_2$  ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) fixadas de 0 a  $1,0 \times 10^{-6} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ , no plano XY em  $Z = 1500 \text{ m}$  (no intervalo  $X < 700 \text{ m}$  e  $Y < 100 \text{ m}$ ), para os diferentes ângulos utilizados, no instante  $t = 60$  minutos após o início da emissão, sob as mesmas condições da Tabela 5.9, sendo apresentados apenas os resultados para o poluente  $\text{CO}_2$ .

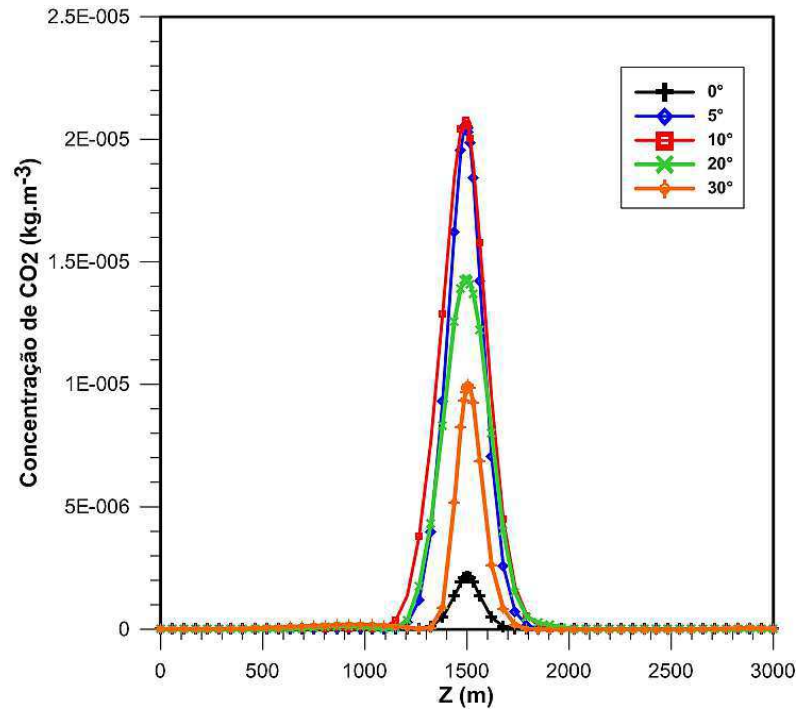
Com relação ao ponto em que a pluma toca o solo, a variação da velocidade lateral do ar não exerce tanta influência, analisando-se as Figuras 5.16a a 5.16e verifica-se que em todos os casos a pluma de poluente atinge o terreno entre os primeiros 250 e 300 metros de distância a partir da fonte de emissão. Sendo que para um ângulo de  $0^\circ$  é a situação em que a pluma percorre a maior distância antes de tocar o terreno (300 m), enquanto que, para um ângulo de  $30^\circ$  essa distância é de apenas 250 metros.

A influência da variação do ângulo de incidência do ar pode ser avaliada quantitativamente a partir das Figuras 5.17 e 5.18, que apresentam os perfis horizontais e verticais, respectivamente, da concentração de  $\text{CO}_2$  traçados a partir de uma linha de amostragem disposta transversalmente ao escoamento, distante 4000 metros da fonte de emissão, conforme Figura 5.1. Os dados foram obtidos perante as condições da Tabela 5.9, sob condições estáveis, para diferentes ângulos de variação lateral do vento, no instante de tempo  $t = 60$  minutos.

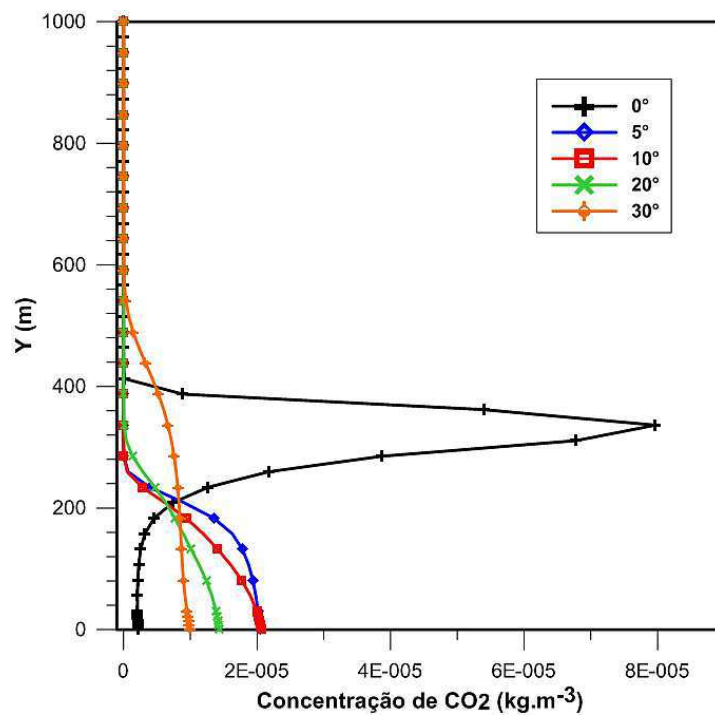


**Figura 5.16:** Campos de concentração mássica de CO<sub>2</sub> para diferentes ângulos de velocidade lateral, 0°, 5°, 10°, 20° e 30° no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min, nas proximidades da chaminé.





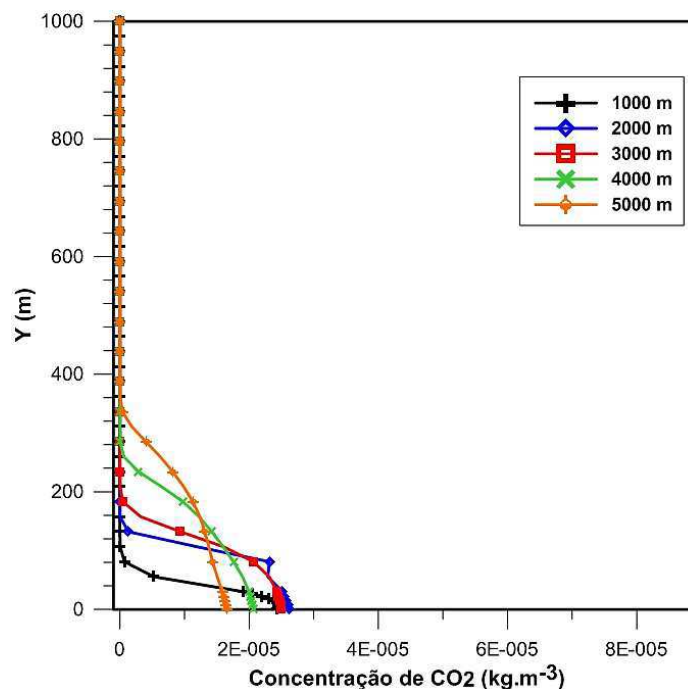
**Figura 5.17:** Perfis horizontais da concentração de CO<sub>2</sub> a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em  $Y = 0$  m, em  $t = 60$  min, para diferentes ângulos de variação lateral do vento.



**Figura 5.18:** Perfis verticais da concentração de CO<sub>2</sub> a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em  $Z = 1500$  m, em  $t = 60$  min, para diferentes ângulos de variação lateral do vento.

A partir das Figuras 5.17 e 5.18 pode-se observar que, sobre as linhas de amostragem, os casos em que os ângulos de variação da incidência lateral do vento foram de 5 e 10° apresentaram os maiores valores de concentração de CO<sub>2</sub> ao nível do solo. Isso mostra que esses ângulos não favorecem a dispersão dos poluentes. Ao passo que os ângulos de 0°, 20° e 30° fornecem os menores valores de concentração do poluente na região de maior interesse, ou seja, em Y = 0 m. No caso da inexistência da variação lateral, ou seja, quando o ângulo é de 0°, é observado um comportamento peculiar, no qual a concentração do poluente é mínima ao nível do solo e máxima no intervalo entre 200 e 400 metros de altitude.

É interessante também, avaliar o comportamento desses perfis em diferentes regiões ao longo do domínio, ou seja, em diferentes posições longitudinais. Nesse sentido, a Figura 5.19 apresenta os perfis verticais de concentração de CO<sub>2</sub> em 5 posições a jusante da fonte de emissão (1000, 2000, 3000, 4000 e 5000 m), utilizando as condições da Tabela 5.9 e um ângulo de 10°, no instante de tempo t = 60 min.



**Figura 5.19:** Perfis verticais da concentração de CO<sub>2</sub> em diferentes posições a jusante da fonte de emissão, em Z = 1500 m, em t = 60 min.

Após análise da Figura 5.19, pode-se observar que o perfil vertical de concentração do poluente sofre poucas alterações ao longo do domínio, mesmo assim, ainda é possível verificar a concentração do gás ao nível do solo diminui com o aumento da distância da fonte emissora, enquanto que, a altura da pluma aumenta

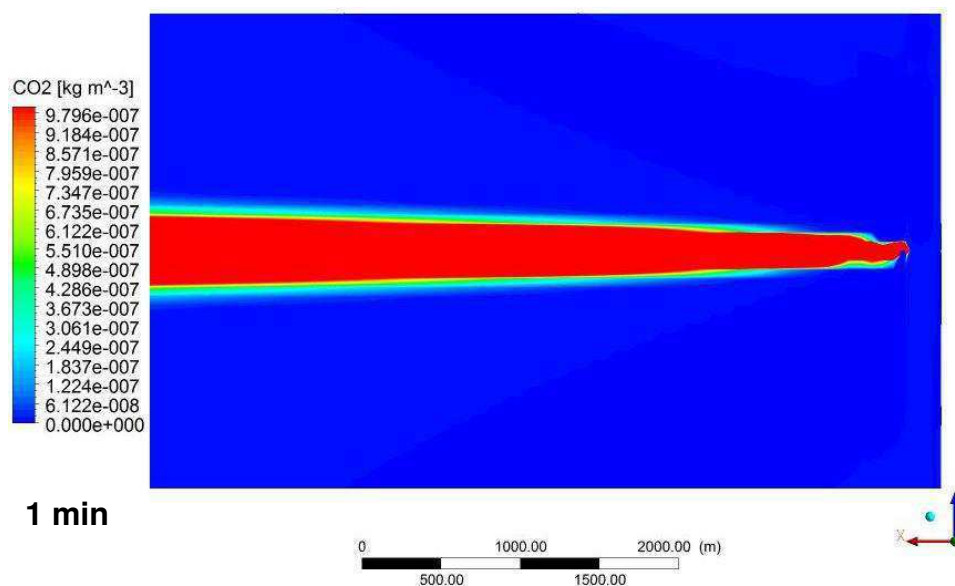


com essa distância. Esse efeito está relacionado, principalmente, ao comportamento da corrente de ar que é o principal responsável pelo transporte da espécie poluente.

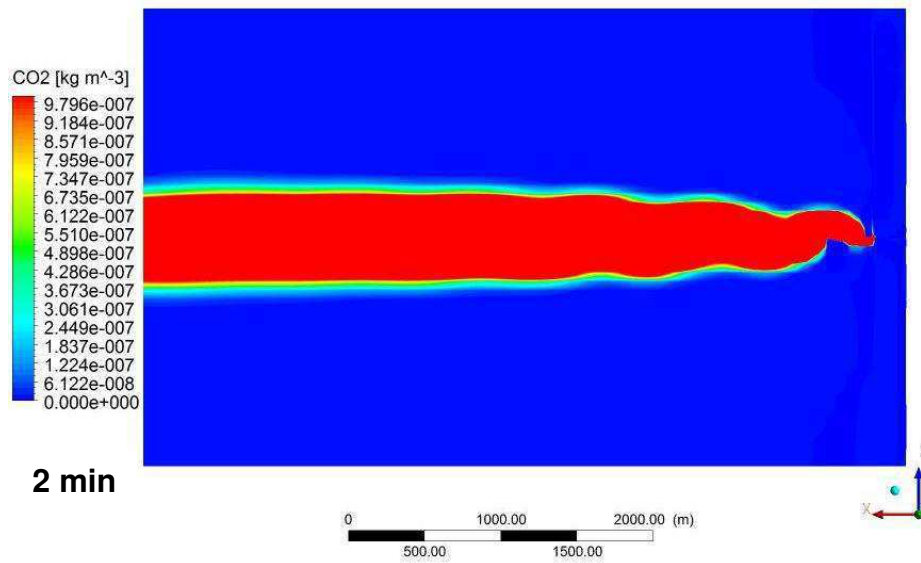
## 5.6 Influência da Variação da Frequência da Mudança de Direção da Velocidade Lateral do Vento

Outro fator crucial no transporte de espécies gasosas na atmosfera é a frequência com que o vento muda de direção. Tendo em vista a importância desse parâmetro, a fim de se avaliar a influência da frequência da variação lateral da velocidade do vento sobre a dispersão de gases emitidos a partir da chaminé de uma usina termelétrica, foram realizadas simulações numéricas do escoamento transiente, não-isotérmico, variando a frequência de variação lateral da velocidade do vento, ou seja, o período de tempo que o vento leva para mudar sua direção, mediante a utilização de uma função senoidal conforme a Equação 5.2, para um ângulo de  $10^\circ$ , sob condições estáveis, utilizando-se as condições descritas na Tabela 5.9.

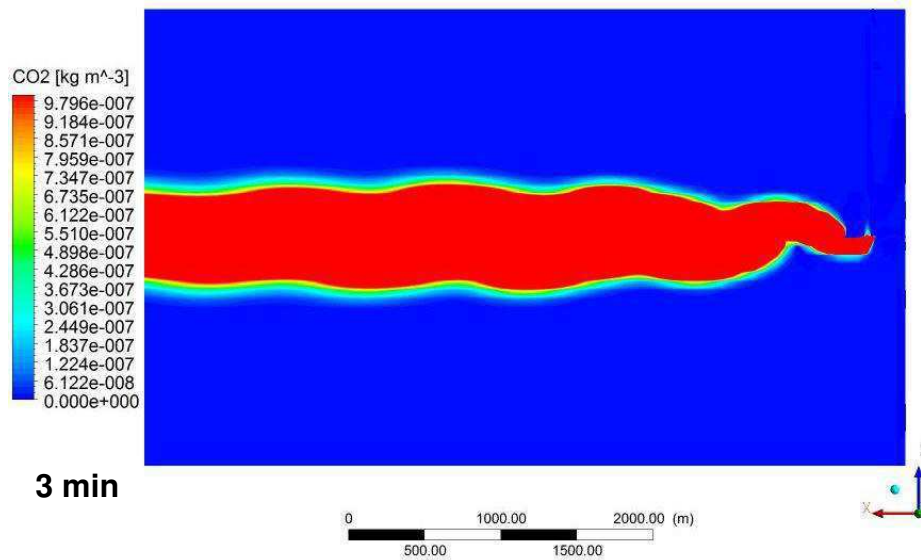
As Figuras 5.20 a 5.24 apresentam as concentrações mássicas do  $\text{CO}_2$  (em  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) fixadas de 0 a  $1,0\times 10^{-6} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ , no plano ZX em  $Y = 30 \text{ m}$  (Figura 5.8), para os diferentes intervalos de tempo necessário para que o vento mude sua direção (1, 2, 3, 4 e 5 minutos). São apresentados apenas os resultados para o poluente  $\text{CO}_2$ , no instante  $t = 60$  minutos após o início da emissão.



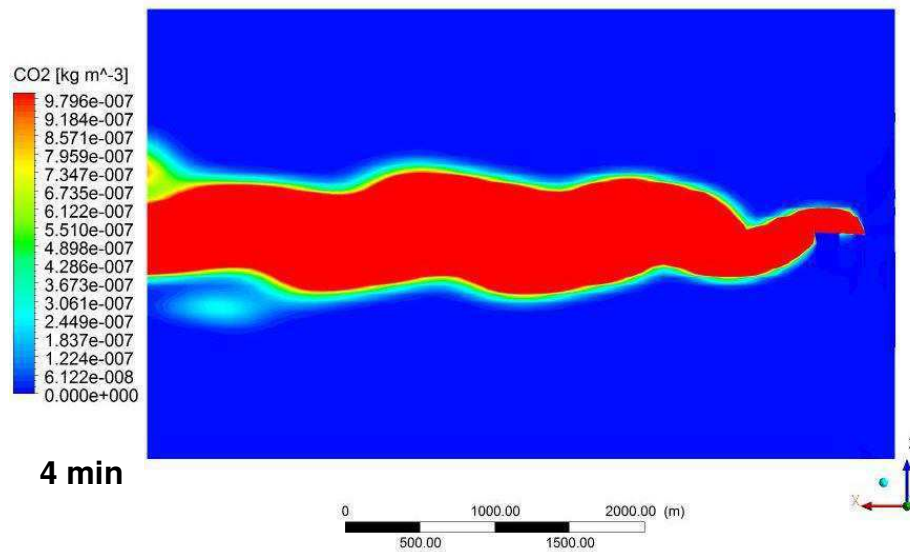
**Figura 5.20:** Campo de concentração mássica de  $\text{CO}_2$  no plano ZX em  $Y = 30 \text{ m}$ , no instante  $t = 60 \text{ min}$ , para um período de 1 minuto e um ângulo de  $10^\circ$ .



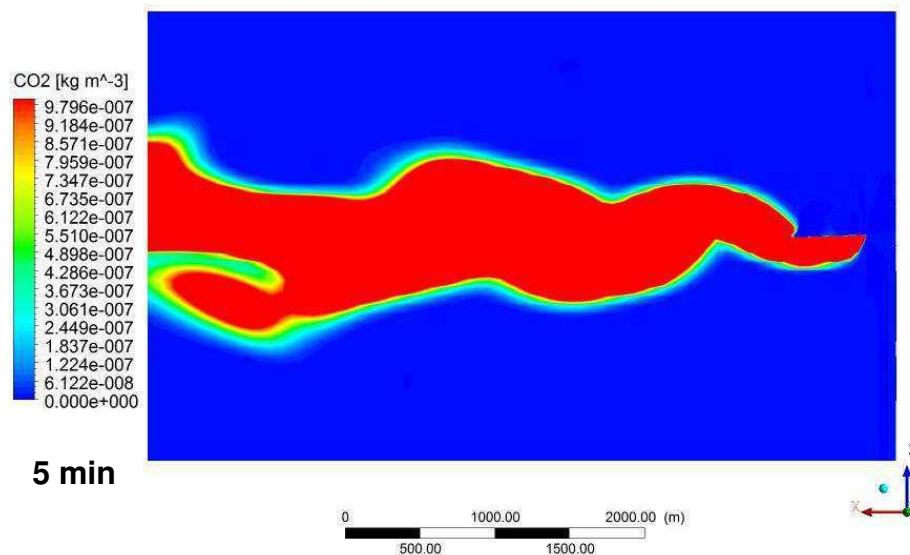
**Figura 5.21:** Campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um período de 2 minutos e um ângulo de 10°.



**Figura 5.22:** Campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, no instante t = 60 min, para um período de 3 minutos e um ângulo de 10°.



**Figura 5.23:** Campo de concentração mássica de  $\text{CO}_2$  no plano ZX em  $Y = 30$  m, no instante  $t = 60$  min, para um período de 4 minutos e um ângulo de  $10^\circ$ .

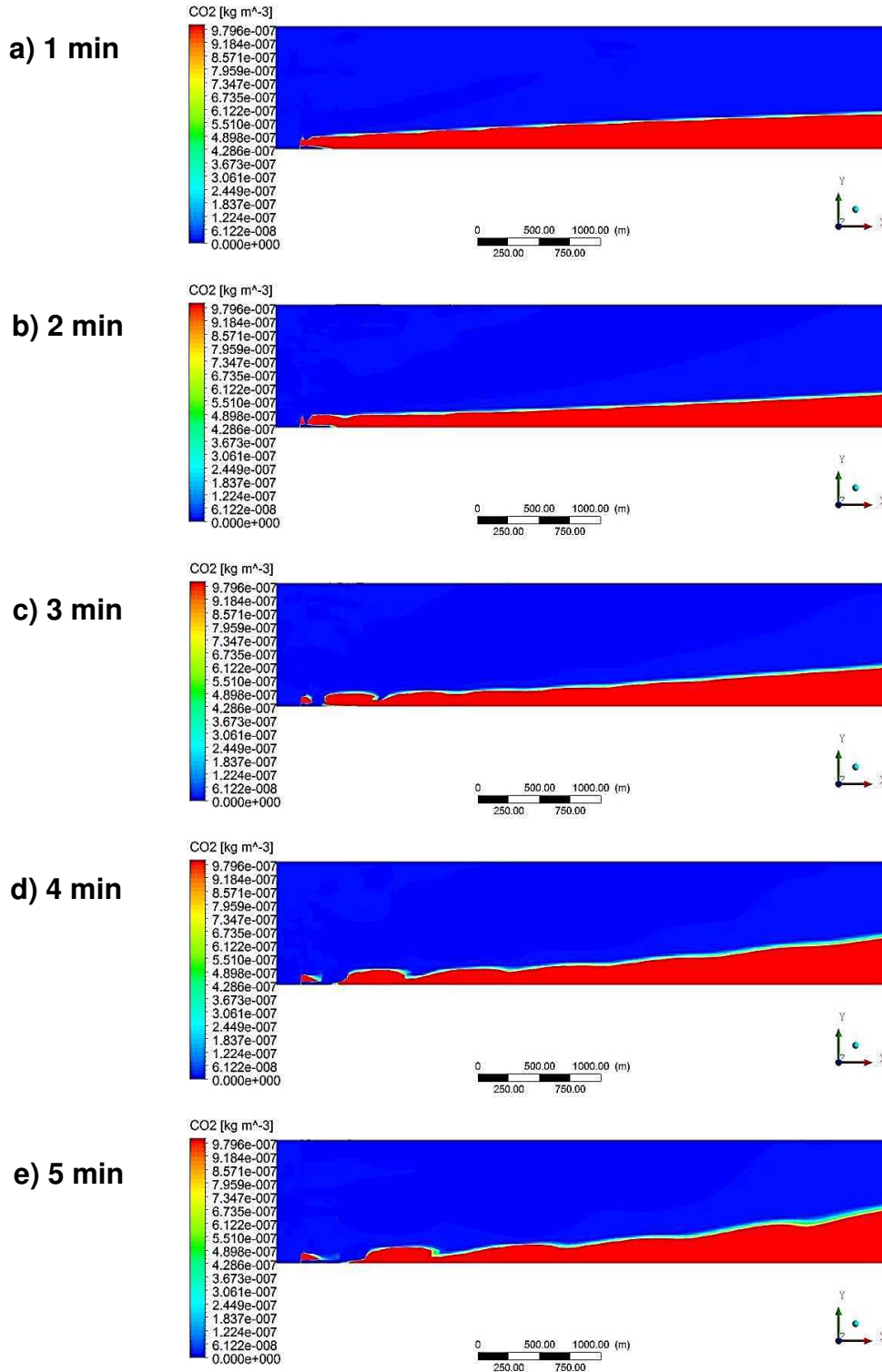


**Figura 5.24:** Campo de concentração mássica de  $\text{CO}_2$  no plano ZX em  $Y = 30$  m, no instante  $t = 60$  min, para um período de 5 minutos e um ângulo de  $10^\circ$ .

Ao se analisar as Figuras 5.20 a 5.24 pode-se verificar que quanto maior o intervalo de tempo que o vento demora para mudar sua direção, maior é o espalhamento horizontal apresentado pela pluma e, conseqüentemente, maior a dispersão dos poluentes a jusante da fonte de emissão. Este fato pode ser explicado pelo fato de que a força de arraste causada pelo movimento do ar atua por mais tempo na região onde se encontra o poluente, o que favorece o fenômeno da dispersão.

As Figuras 5.25a a 5.25e apresentam as concentrações mássicas do  $\text{CO}_2$  (em  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) fixadas de 0 a  $1,0 \times 10^{-6} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ , no plano XY em  $Z = 1500$  m (Figura 5.14), para

os diferentes valores de frequência na variação da direção do ar, no instante  $t = 60$  minutos após o início da emissão, sob as mesmas condições da Tabela 5.9, sendo apresentados apenas os resultados para o poluente  $\text{CO}_2$ .



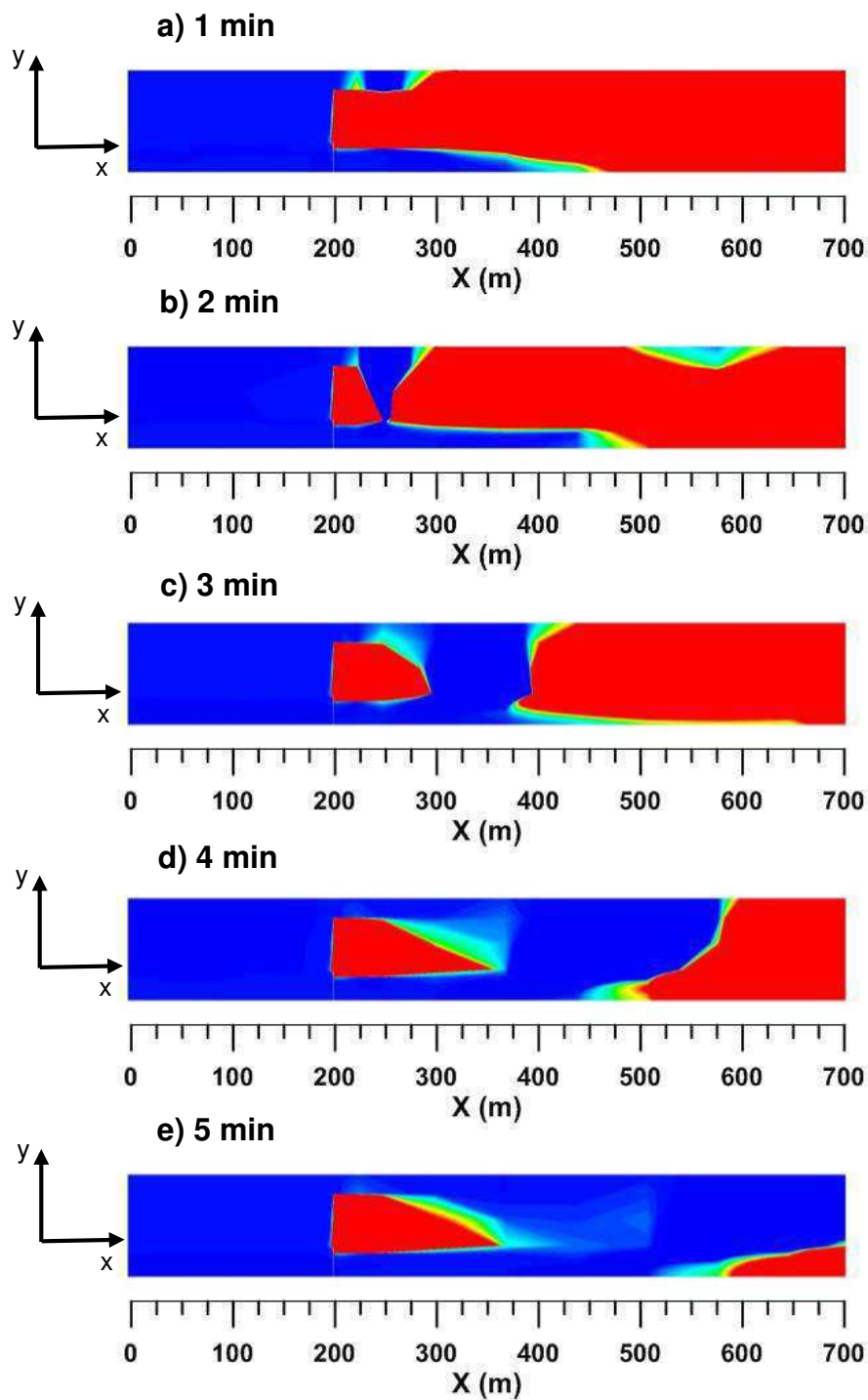
**Figura 5.25:** Comparação entre os campos de concentração mássica de  $\text{CO}_2$  para diferentes valores de frequência de variação da velocidade lateral do vento (1, 2, 3, 4 e 5 min), no plano XY em  $Z = 1500$  m, em  $t = 60$  min.

A partir da análise das Figuras 5.25a a 5.25e é possível se observar que o intervalo de tempo que o vento demora para mudar sua direção provoca intensas modificações no comportamento da dispersão de poluentes. Percebe-se que à medida que o vento demora mais para mudar de direção, ou seja, quanto maior o tempo de inversão da corrente de vento, maior é a elevação da pluma na direção vertical. Ainda com relação a variação da frequência da mudança da direção do vento observa-se que o poluente em análise percorre uma distância maior antes que a pluma comece a ascender para o período de 5 min.

Uma observação importante que deve ser feita é a distância em que a pluma percorre até tocar o nível do solo, pois a população que vive nas proximidades da fonte emissora é diretamente afetada de acordo com a concentração de gases tóxicos nessa região. Nesse sentido, a Figura 5.26 ilustra o campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub>, fixadas de 0 a  $1,0 \times 10^{-6}$  kg.m<sup>-3</sup>, no plano XY em Z = 1500 m (no intervalo X < 700 e Y < 100 m), para os diferentes valores de frequência na variação da direção do ar, no instante t = 60 minutos após o início da emissão, sob as mesmas condições da Tabela 5.9.

A legislação federal não trata da distância mínima entre a fonte de emissão de gases e a localização de residências. No entanto, a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná (SEMA-PR) estabelece em sua Resolução Nº 054/2006, que a chaminé deve ficar num raio de 300 metros distante das residências, a fim de se provocar o menor prejuízo possível aos habitantes da região. A Figura 5.26 pode ser usada para avaliar essa exigência da legislação.

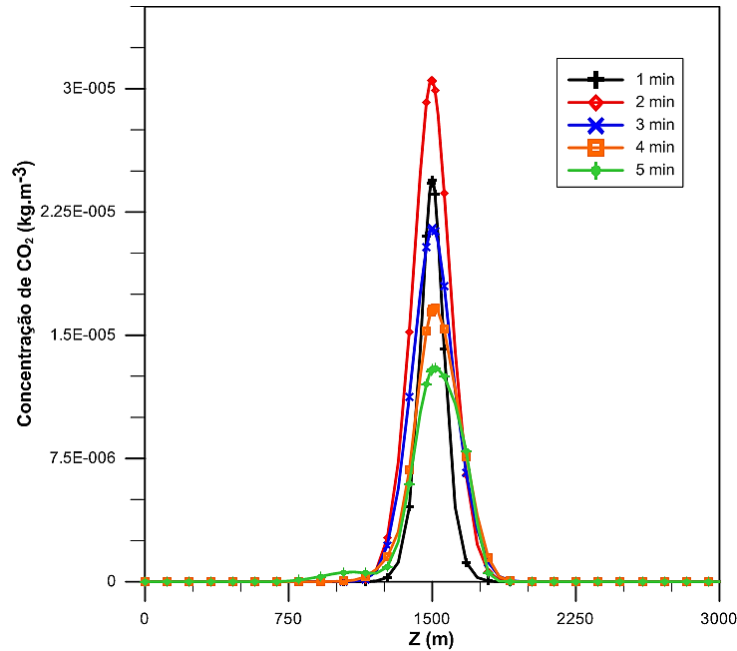
No que diz respeito ao ponto em que a pluma toca o solo, a variação da frequência da mudança de direção do ar não exerce uma influência significativa, tendo em vista que em todos os casos as espécies emitidas atingem o nível do solo antes dos 600 metros iniciais a jusante da fonte de emissão. Mesmo assim, pode-se perceber que, quanto maior o tempo de inversão da direção do vento, maior a distância percorrida pela pluma antes de atingir o nível do solo, indo de 450 m num tempo de inversão de 1 min, até quase 600 m para um tempo de inversão de 5 min.



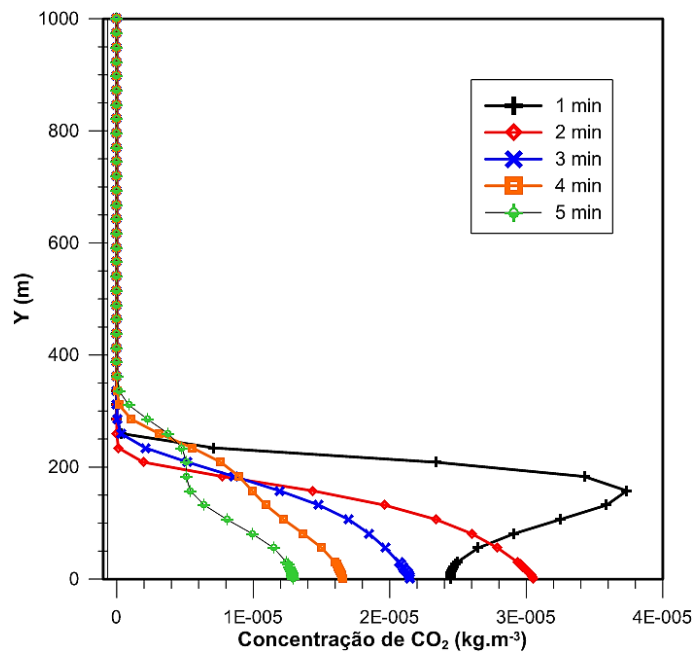
**Figura 5.26:** Campos de concentração mássica de CO<sub>2</sub> para diferentes valores do tempo de inversão da direção do vento (1, 2, 3, 4 e 5 min), no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min, nas proximidades da chaminé.

A influência da variação dessa frequência de mudança de direção do ar pode ser avaliada quantitativamente a partir da análise das Figuras 5.27 e 5.28, que apresentam os perfis horizontais e verticais, respectivamente, da concentração de CO<sub>2</sub> traçados a partir de uma linha de amostragem disposta transversalmente ao

escoamento distante 4000 metros da fonte de emissão, conforme Figura 5.1. Os dados foram obtidos perante as condições da Tabela 5.9, sob condições estáveis, para um ângulo de  $10^\circ$  no instante de tempo  $t = 60$  minutos.



**Figura 5.27:** Perfis horizontais de concentração de  $\text{CO}_2$  a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em  $t = 60$  min, para diferentes valores da variação da frequência da mudança de direção do ar.



**Figura 5.28:** Perfis verticais da concentração de  $\text{CO}_2$  a 4000 metros a jusante da fonte de emissão, em  $t = 60$  min, para diferentes valores da variação da frequência da mudança de direção do ar.

A partir das Figuras 5.27 e 5.28 nota-se que o caso em que o ar leva 2 minutos para inverter sua direção apresenta o maior valor de concentração de CO<sub>2</sub> ao nível do solo, ou seja, em  $Y = 0$  m, o que demonstra que esse período é o que promove uma menor dispersão das espécies poluentes. Ao passo que, o caso em que esse período é de 5 minutos apresenta menor concentração de CO<sub>2</sub> sobre as linhas de amostragem, o que provoca uma maior dispersão das espécies gasosas, o que corrobora com os resultados qualitativos (campos de concentração) apresentados anteriormente.

Para o caso em que a inversão da direção do ar dura 1 minuto, é observado um comportamento característico, no qual a concentração do poluente é mínima ao nível do solo e máxima no intervalo entre 100 e 200 metros de altitude. Em se tratando do impacto causado às populações que vivem nas proximidades da unidade de geração de energia termelétrica, os casos em que os períodos de mudança de direção são 4 e 5 minutos seriam os que causariam os menores prejuízos, por apresentarem as menores concentrações de poluentes ao nível do solo.

## 5.7 Avaliação dos Efeitos do Grau de Convecção

No que se refere ao estudo da dispersão de espécies gasosas na atmosfera, um fator crucial que precisa ser considerado é a variação do grau de convecção da região em estudo, que é função da intensidade da velocidade do vento que atua nas proximidades da fonte de emissão. De acordo com a classificação estabelecida por Pasquill (1961), pode-se ter condições de estabilidade atmosférica estáveis, neutras e instáveis. Neste sentido, foram realizadas simulações numéricas da dispersão de gases a partir da chaminé de uma termelétrica sob três diferentes condições de estabilidade atmosférica partindo-se das condições micrometeorológicas e do perfil de velocidade determinados por Gryning (1981), conforme Equação 5.3 e 5.4:

$$\frac{u_2}{u_1} = \left( \frac{y_2}{y_1} \right)^n \quad 5.3$$

onde  $u_1$  e  $u_2$  representam as velocidades médias horizontais do vento nas alturas  $y_1$  e  $y_2$ , e  $n$  pode ser calculado a partir da expressão:



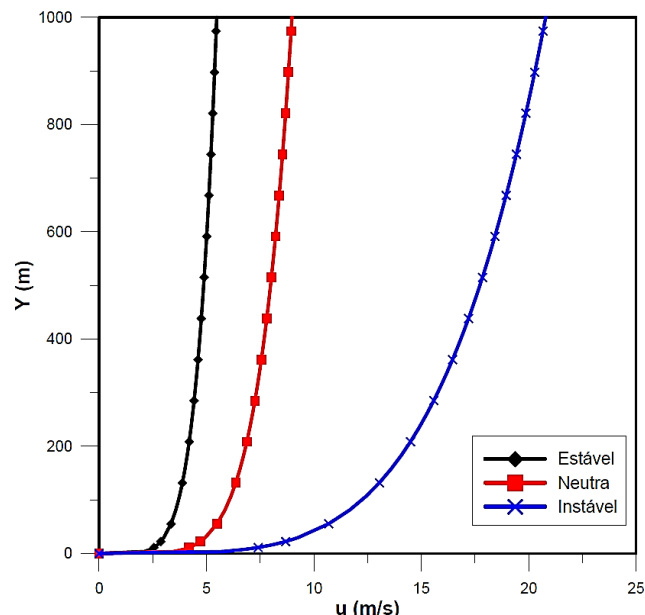
$$n = \frac{\log\left(\frac{u_2}{u_1}\right)}{\log\left(\frac{y_2}{y_1}\right)} \quad 5.4$$

e está relacionado com a intensidade da turbulência, a rugosidade do solo e com a diferença entre as alturas escolhidas como pontos de referência, que são apresentados na Tabela 5.10. As demais condições de simulação são apresentadas na Tabela 5.11.

**Tabela 5.10:** Condições de estabilidade utilizadas nas simulações.

Condições	$y_1$ (m)	$y_2$ (m)	$u_1$ (m s <sup>-1</sup> )	$u_2$ (m s <sup>-1</sup> )	$n$
Estável	10	115	2,5	4,6	0,17
Neutra	10	115	4,1	7,6	0,23
Instável	10	115	7,2	13,2	0,23

A Figura 5.29 mostra os perfis verticais de velocidade na entrada do domínio de estudo para as diferentes condições de estabilidade adotadas ao longo das simulações, onde se pode observar uma grande variação na velocidade do vento conforme o aumento da instabilidade convectiva predominante na região de estudo.



**Figura 5.29:** Perfis de velocidade na entrada do domínio no plano XY, em Z = 1500 m, para diferentes condições de estabilidade.

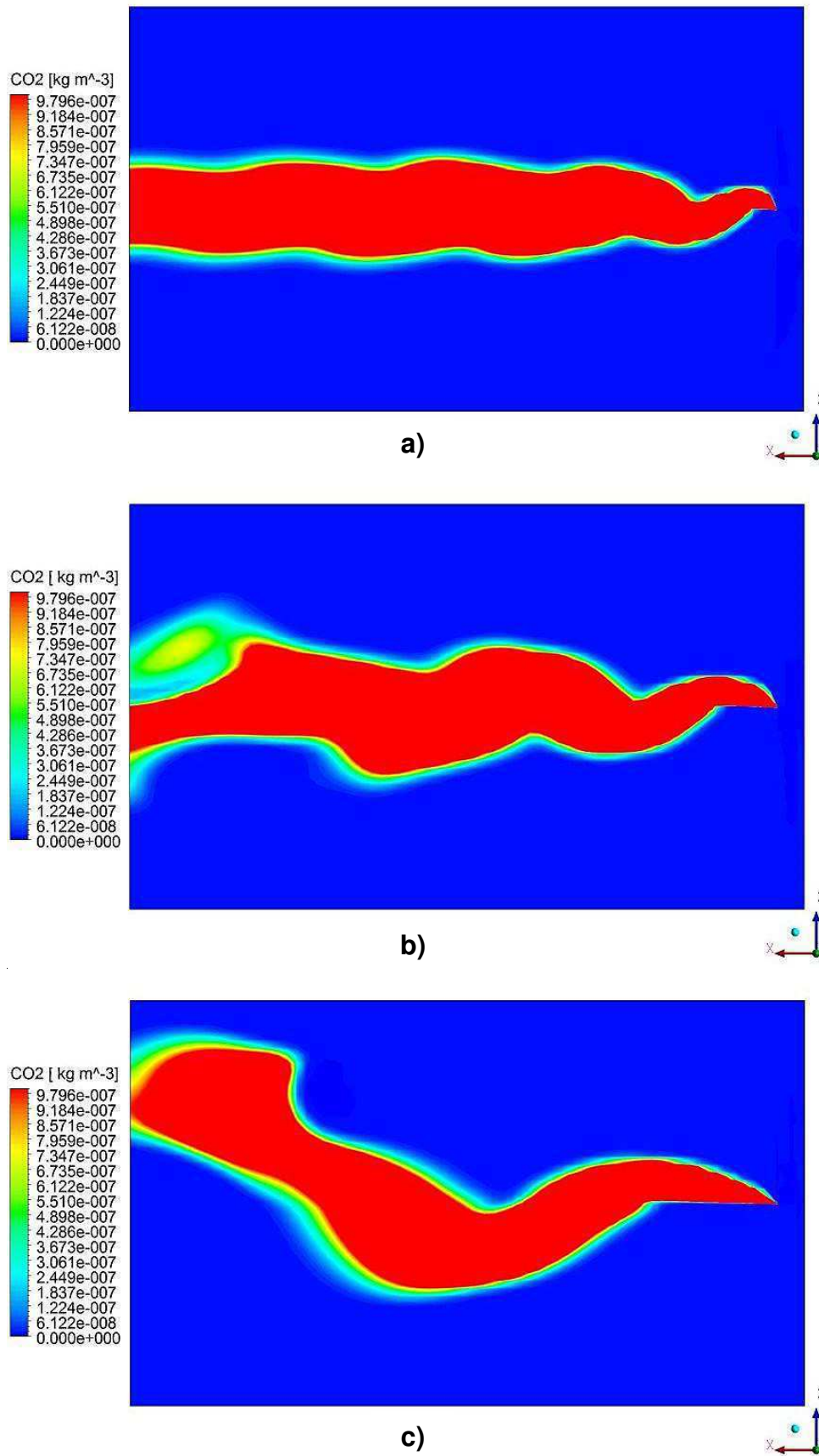
**Tabela 5.11:** Condições utilizadas nas simulações de variação de estabilidade.

Poluentes	CO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , CO, NO
Altura da fonte de emissão	30 m
Taxa de emissão	3613,66 g.s <sup>-1</sup> (3575,44 g.s <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> ; 27,9 g.s <sup>-1</sup> SO <sub>2</sub> ; 9,6 g.s <sup>-1</sup> NO; 0,72 g.s <sup>-1</sup> CO)
Temperatura do ar	25 °C
Temperatura dos gases na saída	200°C
Distância da linha de amostragem	4000 m
Rugosidade do solo	17,76 m
Tempo de emissão	60 min
Passo de tempo ( <i>Timestep</i> )	10 s
Ângulo de variação da direção do ar	10°

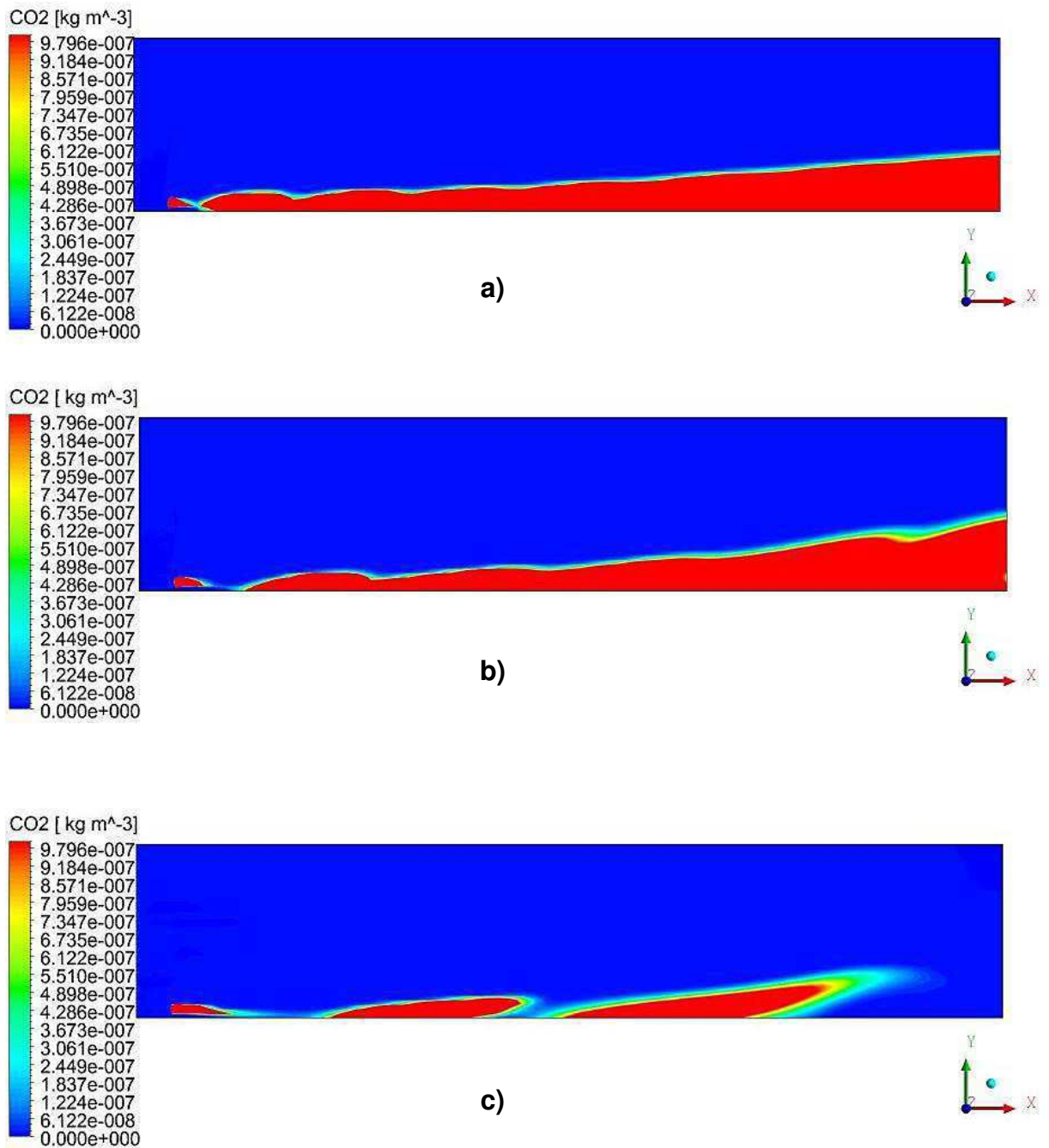
A Figura 5.30 apresenta as concentrações mássicas do CO<sub>2</sub> (em kg.m<sup>-3</sup>) fixadas de 0 a 1,0x10<sup>-6</sup> kg.m<sup>-3</sup>, no plano ZX em Y = 30 m, para as diferentes condições de estabilidade utilizadas (Tabela 5.10), em t = 60 minutos após o início da emissão, sob as condições apresentadas na Tabela 5.11. São apresentados apenas os resultados para o poluente CO<sub>2</sub>, visto que, este gás emitido é o de maior quantidade durante a queima de combustíveis fósseis (mais de 90% em massa).

A Figura 5.31 apresenta as concentrações mássicas do CO<sub>2</sub> (em kg.m<sup>-3</sup>) fixadas de 0,0 a 1,0x10<sup>-6</sup> kg.m<sup>-3</sup>, no plano XY em Z = 1500 m (Figura 5.14), condições de estabilidade atmosférica utilizadas (Tabela 5.10), em t = 60 minutos após o início da emissão, sob as condições apresentadas na Tabela 5.11. São apresentados apenas os resultados para o poluente CO<sub>2</sub>.

É possível se observar nas Figuras 5.30 e 5.31 que a variação no grau de estabilidade convectiva, ou seja, da intensidade da velocidade do vento promove grandes alterações no comportamento do fenômeno de dispersão gasosa na atmosfera. Percebe-se claramente que, à medida que a instabilidade se intensifica, o poluente apresenta uma maior dispersão tanto horizontal como vertical ao longo do domínio, o que faz com que a concentração do poluente seja menor nas proximidades da fonte de emissão, no entanto, este pode atingir distâncias muito maiores do que em condições estáveis, o que estaria na realidade, apenas transferindo o problema de local.



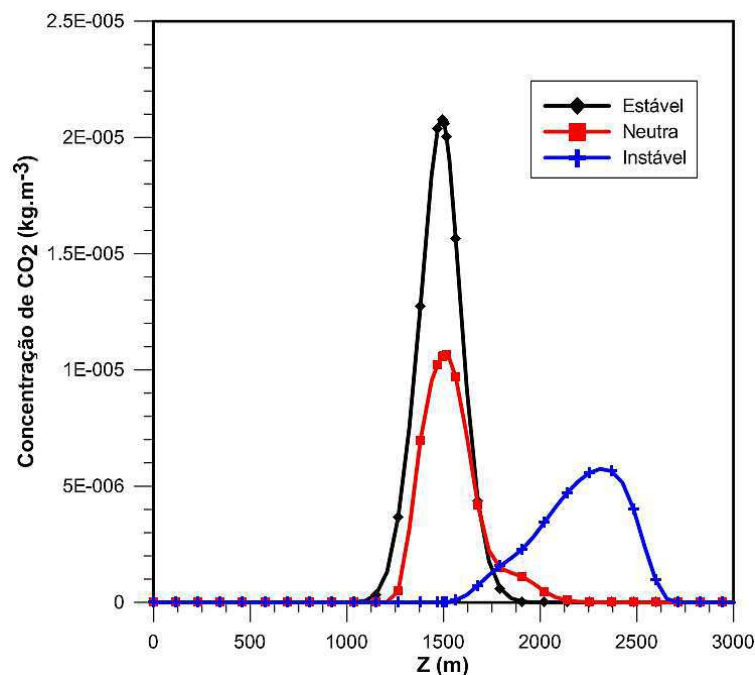
**Figura 5.30:** Concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 m, para diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.



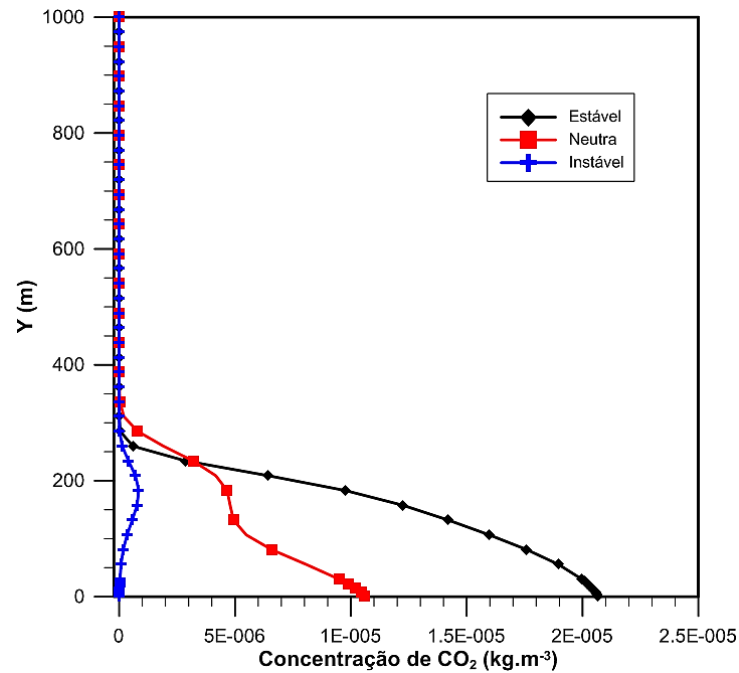
**Figura 5.31:** Comparação entre os campos de concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano XY em Z = 1500 m, em t = 60 min, para diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.

Quando ainda não existiam estudos científicos acerca da poluição atmosférica, havia um pensamento por parte de algumas pessoas de que, a solução para a poluição é a diluição, ou seja, achava-se que o planeta tinha uma capacidade infinita de se recuperar dos danos causados pela poluição, e que quanto mais rapidamente o poluente se espalhasse, mais rápido o problema seria resolvido (MANAHAN, 2012). Hoje sabe-se que não é assim que funciona. Diversos trabalhos foram realizados a fim de se avaliar os impactos das emissões de gases na atmosfera e verificou-se que, hoje em dia, os impactos ambientais causados pela poluição do ar deixaram de ser problemas locais e regionais e passaram a ser problemas globais, pois as emissões provocadas em uma região pode provocar danos em regiões do outro lado do globo terrestre, ou até mesmo sobre o planeta inteiro, como é o caso da intensificação do efeito estufa.

O comportamento apresentado nas Figuras 5.30 e 5.31 também pode ser observado a partir dos perfis horizontais e verticais de concentração mássica do poluente traçados a partir de uma linha transversal à direção do escoamento, distante 4000 metros da fonte de emissão (Figura 5.1), apresentados nas Figuras 5.32 e 5.33. Os resultados foram obtidos considerando os dados da Tabela 5.11, para um ângulo de  $10^\circ$  no instante de tempo  $t = 60$  minutos.



**Figura 5.32:** Perfis horizontais de concentração de CO<sub>2</sub> ao nível do solo a 4000 metros da fonte de emissão para diferentes condições de estabilidade.

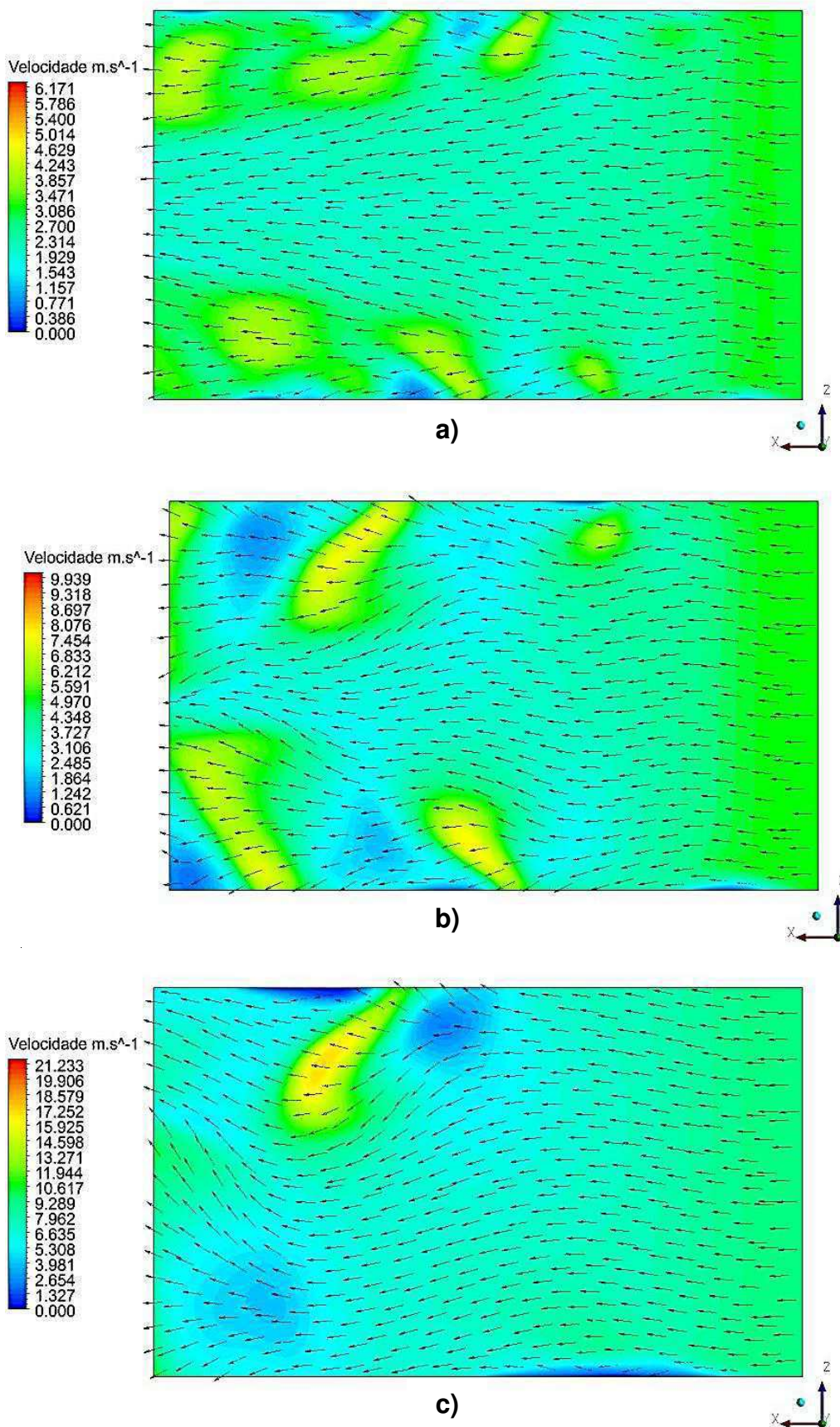


**Figura 5.33:** Perfis verticais de concentração de CO<sub>2</sub> no centro do domínio a 4000 metros da fonte de emissão para diferentes condições de estabilidade.

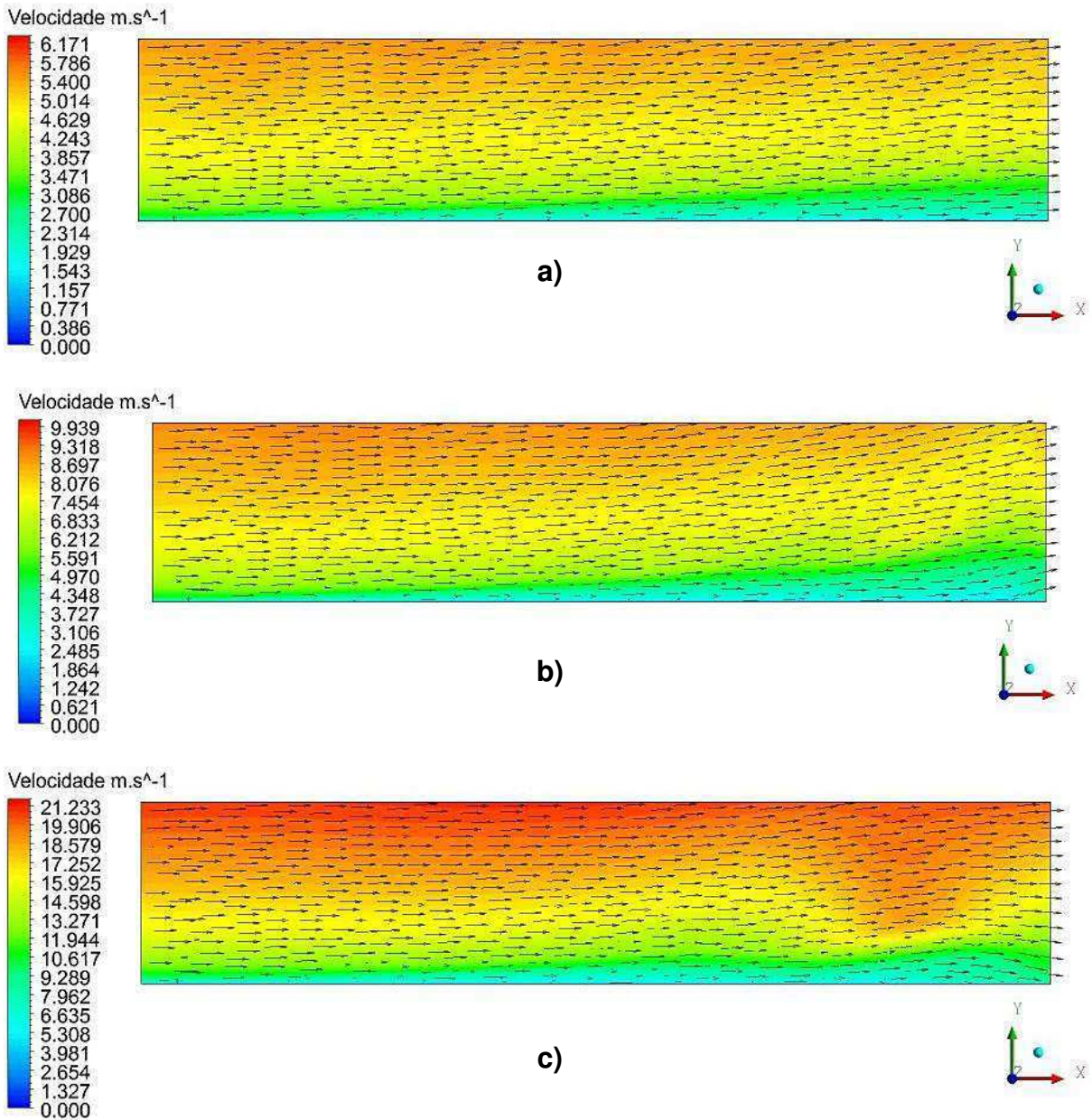
A distribuição dos perfis de concentração mássica pode ser melhor compreendida avaliando-se o campo de velocidade de cada classe de estabilidade, pois a resultante da velocidade do vento é o parâmetro que define o padrão que a pluma de poluentes irá assumir.

A Figura 5.34 apresenta os respectivos campos horizontais de velocidade de cada grau convectivo, obtido a partir do plano XZ em Y = 30 metros, para um ângulo de variação lateral da velocidade do vento de 10°, sob as condições apresentadas na Tabela 5.11, enquanto as Figuras 5.35.a a 5.35.c mostram os campos verticais de velocidade nas mesmas condições para o plano XY em Z = 1500 metros, ou seja, na região central do domínio de estudo.





**Figura 5.34:** Campos horizontais de velocidade no plano ZX em  $Y = 30$  m, para diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.



**Figura 5.35:** Campos verticais de velocidade no plano XY em  $Z = 1500$  m, para diferentes condições de estabilidade atmosférica: a) Estável; b) Neutra; c) Instável.

Com base no planejamento experimental simulado verificou-se que a velocidade do vento exerce um papel crucial na dispersão de poluentes na atmosfera. Após análise das Figuras 5.34 e 5.35 é notável que a distribuição da concentração do poluente ao longo do domínio está intimamente relacionada com o campo de velocidades apresentado, de acordo com cada grau de estabilidade atmosférica. Percebe-se que um aumento da velocidade do vento promove uma maior turbulência

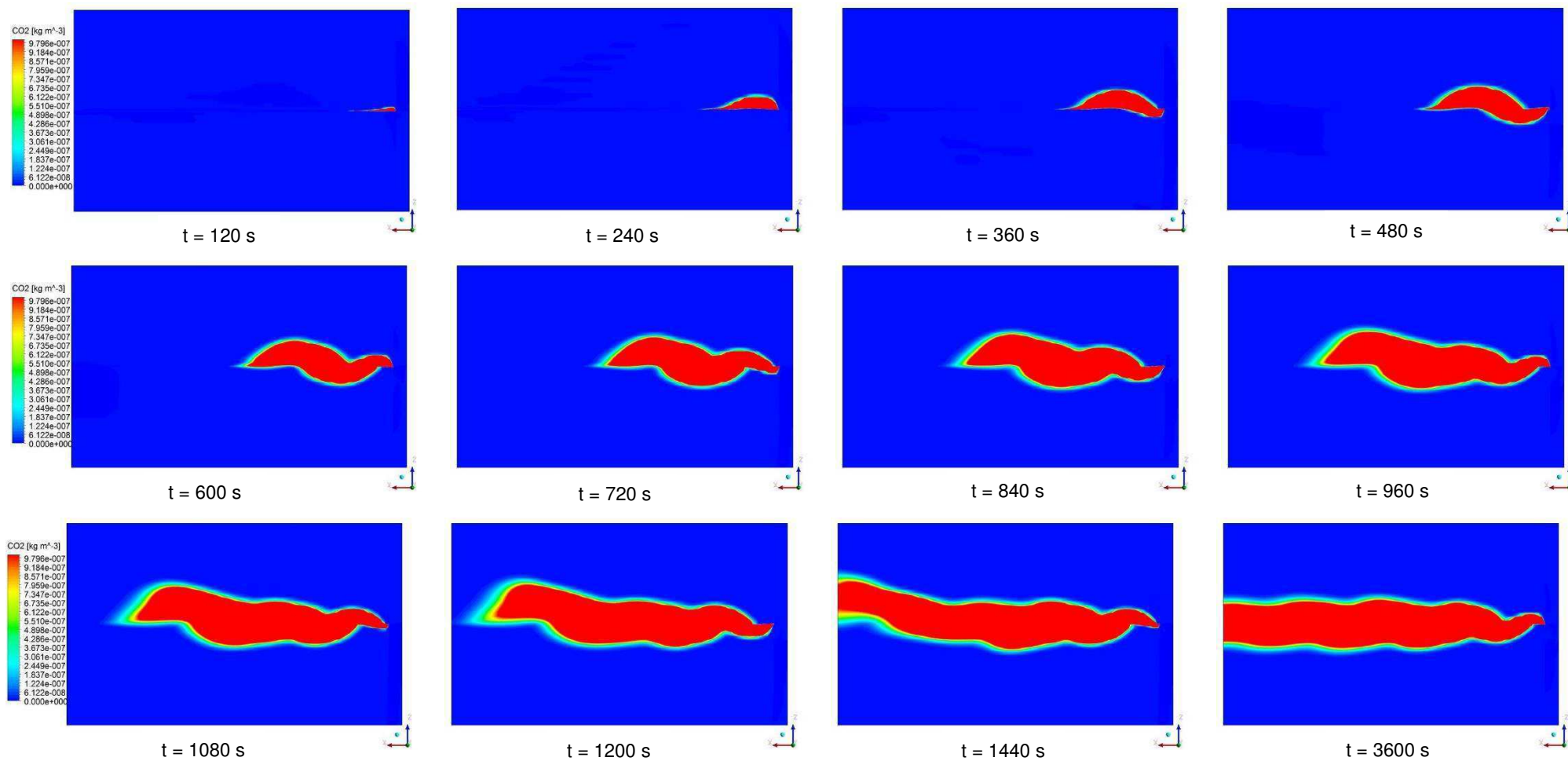


no escoamento favorecendo assim, uma dispersão mais rápida em relação aos outros níveis de intensidade.

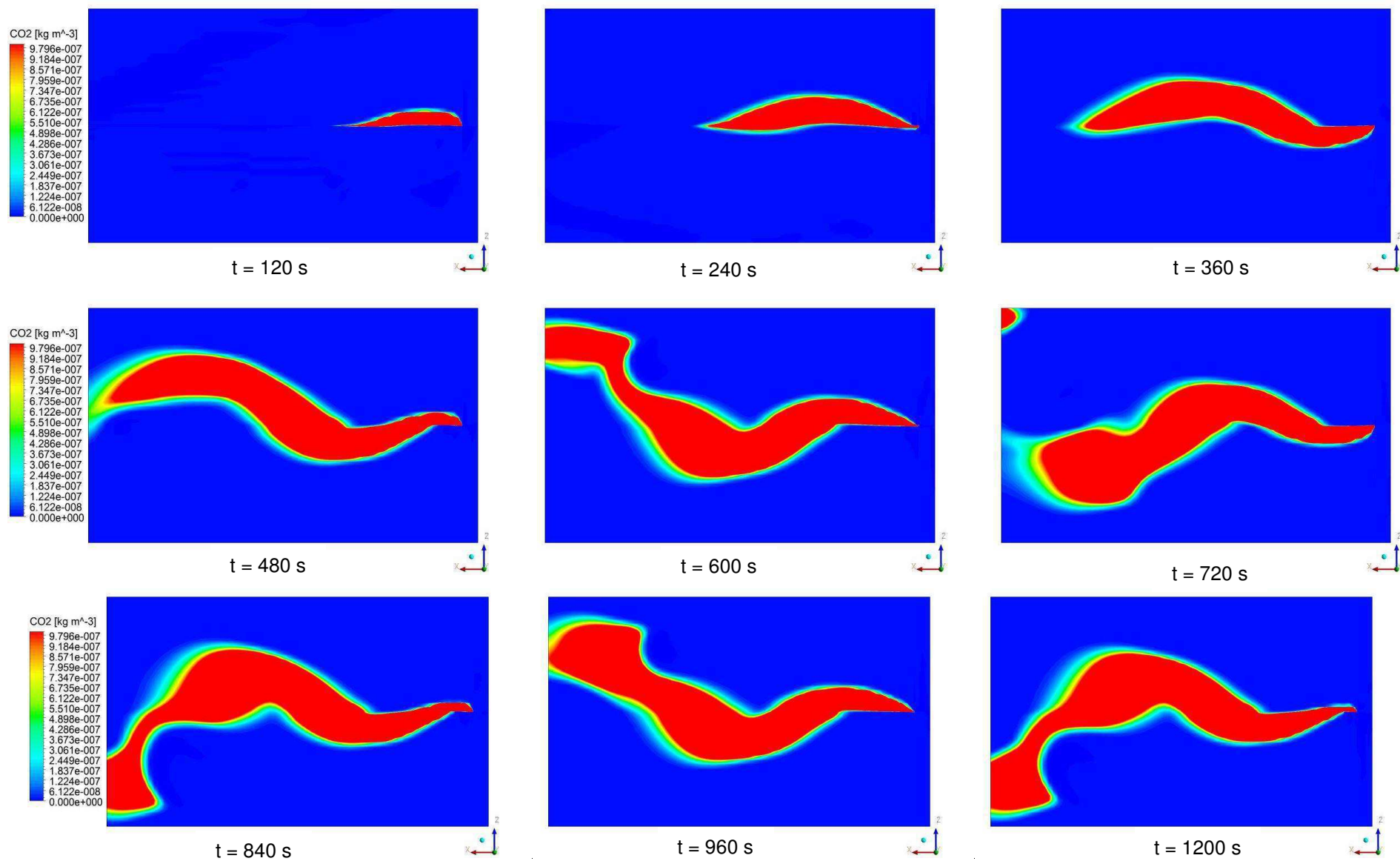
## 5.8 Avaliação do Comportamento da Pluma com o Tempo

Com o intuito de verificar o comportamento da pluma de poluente, avaliou-se a evolução dos contornos de concentração mássica para o CO<sub>2</sub> em diferentes instantes de tempo. Isso é ilustrado nas Figuras 5.36 e 5.37 pela distribuição ou campo de concentração mássica de CO<sub>2</sub> fixadas de 0 a  $1,0 \times 10^{-6}$  kg.m<sup>-3</sup>, no plano ZX a uma altura igual a 30 metros (Figura 5.8), ao longo do tempo, sob condições atmosféricas estáveis (Figura 5.36) e instáveis (Figura 5.37) e sob um ângulo de variação lateral de 10°, sob as condições apresentadas na Tabela 5.11.

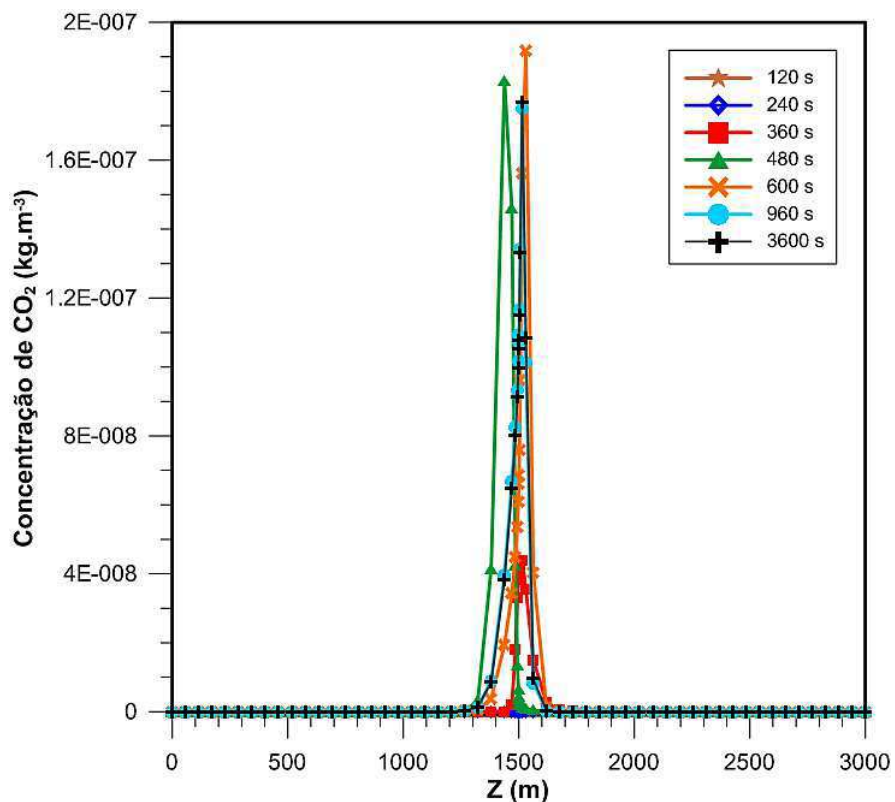
Pode-se verificar a partir da análise das Figuras 5.36 e 5.37, que a pluma de poluente avança através do domínio, sob influência do vento, com uma velocidade relativamente baixa para condições estáveis atingindo o limite do domínio a jusante da fonte de emissão após 24 minutos, ou seja, no instante de tempo igual a 1440 segundos após o início da emissão, enquanto que para condições instáveis a pluma se desloca mais rapidamente atingindo os limites do domínio em apenas 10 minutos (600 s) após o início da emissão do poluente. Percebe-se ainda que, para condições estáveis de convecção, após 24 minutos a pluma se estabiliza e não apresenta mais variações importantes com o passar do tempo. A condição de instabilidade, por sua vez, mesmo após atingir o final do domínio, a pluma continua apresentando variações laterais ao longo do plano analisado. Uma análise deste tipo apresenta elevada importância, principalmente na previsão e avaliação de impactos causados pela implantação de plantas termelétricas em determinadas regiões, pois a partir dela é possível prever as áreas afetadas ao longo do tempo.



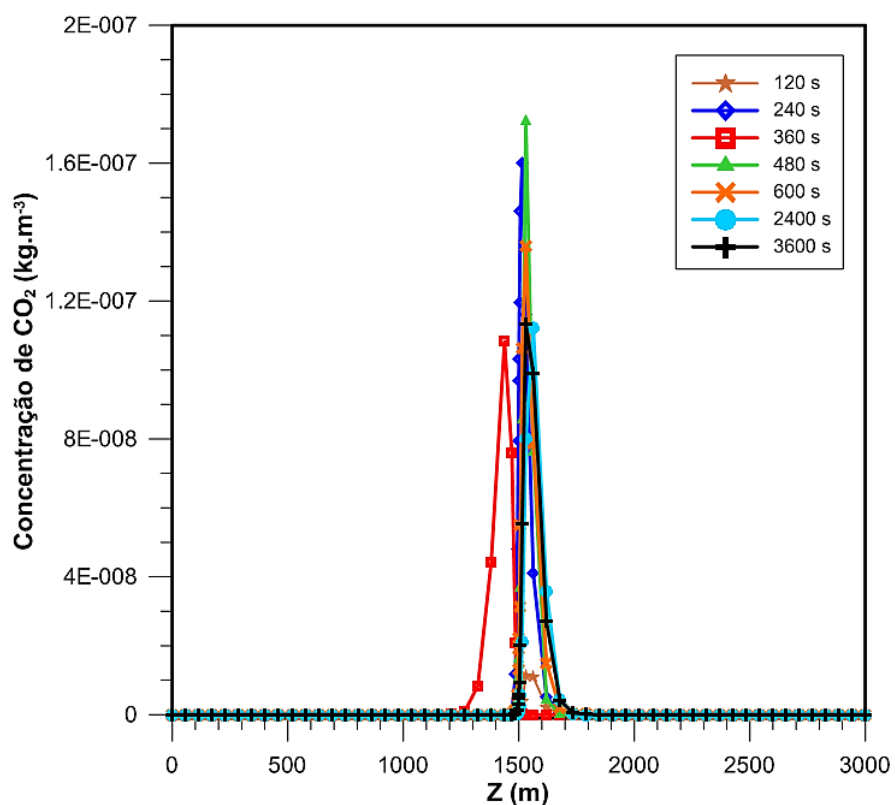
**Figura 5.36:** Concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 metros para diferentes instantes de tempo, sob condições estáveis.



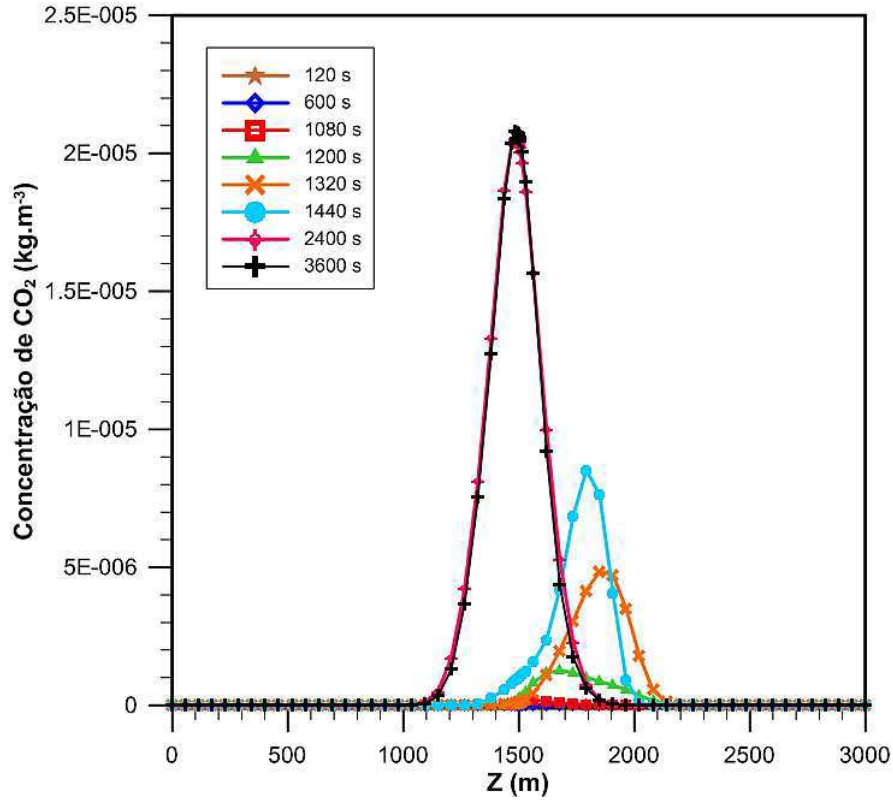
**Figura 5.37:** Concentração mássica de CO<sub>2</sub> no plano ZX em Y = 30 metros para diferentes instantes de tempo, sob condições instáveis.



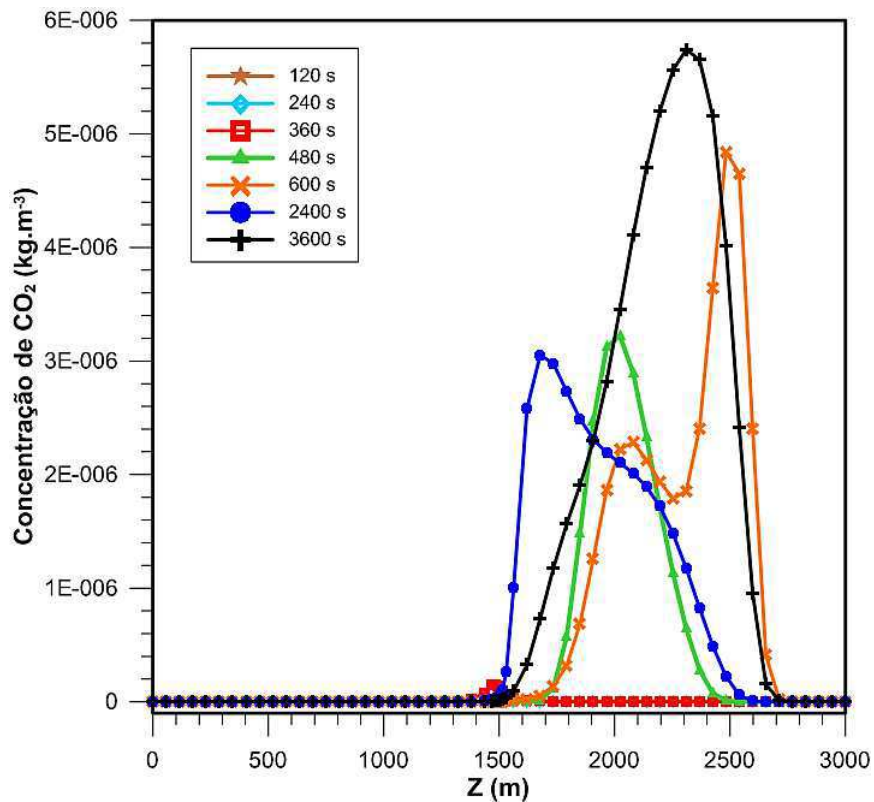
**Figura 5.38:** Perfis horizontais de concentração de CO<sub>2</sub> ao nível do solo a 400 metros da fonte de emissão, sob condições estáveis, para diferentes intervalos de tempo.



**Figura 5.39:** Perfis horizontais de concentração de CO<sub>2</sub> ao nível do solo a 400 metros da fonte de emissão, sob condições instáveis, para diferentes intervalos de tempo.



**Figura 5.40:** Perfis horizontais de concentração de CO<sub>2</sub> ao nível do solo a 4000 metros da fonte de emissão, sob condições estáveis, para diferentes intervalos de tempo.



**Figura 5.41:** Perfis horizontais de concentração de CO<sub>2</sub> ao nível do solo a 4000 metros da fonte de emissão, sob condições instáveis, para diferentes intervalos de tempo.

O comportamento da pluma ao longo tempo também pode ser observado quantitativamente pelos perfis horizontais de concentração mássica do poluente traçados a partir de duas linhas transversais à direção do escoamento, dispostas ao nível do solo, distante 400 (Figuras 5.38 e 5.39) e 4000 metros (Figuras 5.40 e 5.41) da fonte de emissão, para condições estáveis e instáveis. Os dados foram obtidos perante as condições da Tabela 5.11, para um ângulo de  $10^\circ$ .

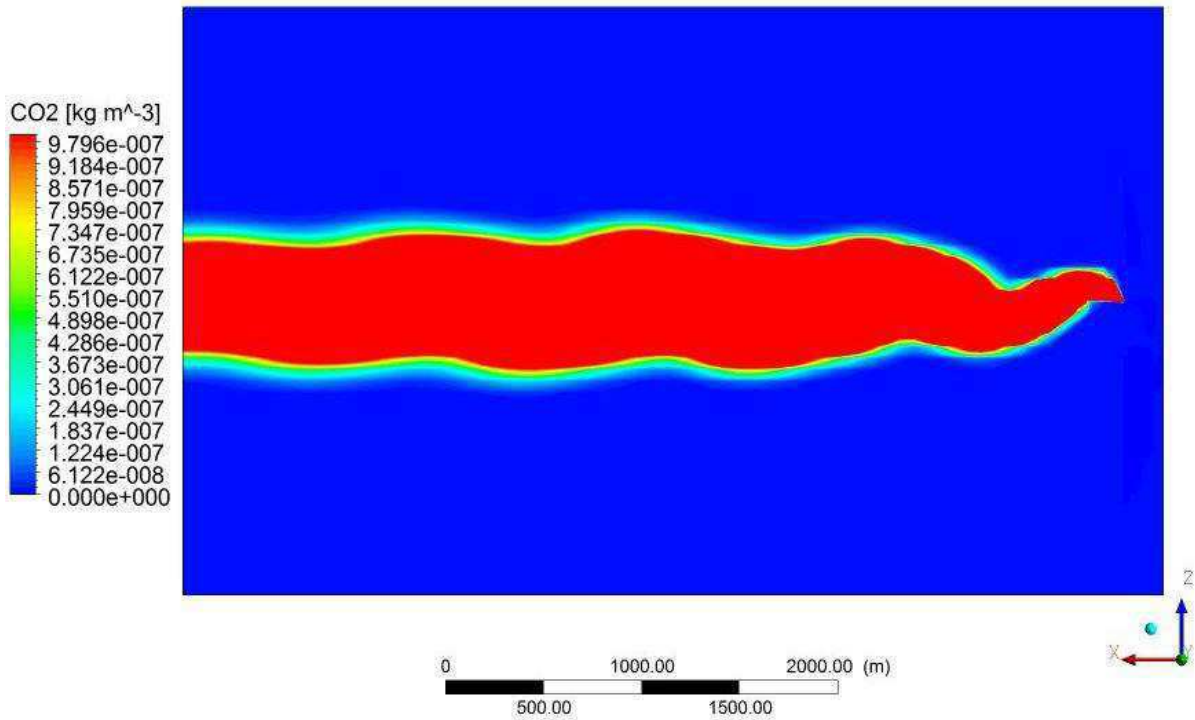
Avaliando-se as Figuras 5.38 e 5.39 que mostram o perfil de concentração a 400 metros da fonte de emissão, verifica-se que para condições estáveis o perfil apresenta comportamento regular a partir do instante  $t = 480$  s, enquanto que para condições instáveis o perfil mostra oscilações ao longo do tempo, apresentando pico de concentração em  $t = 480$  s e estabilizando-se após 2400 s.

Ao passo que as Figuras 5.40 e 5.41 ilustram o mesmo perfil de concentração para uma distância de 4000 metros a partir da chaminé, onde, para condições estáveis, a concentração vai aumentando ao longo do tempo atingindo um máximo e estabilizando-se em torno de 2400 s. Já para condições de instabilidade (Figura 5.41), observa-se um comportamento bastante irregular, o que pode ser atribuído à intensificação da turbulência nesse tipo de escoamento, o que aumenta o grau de dispersão dos poluentes.

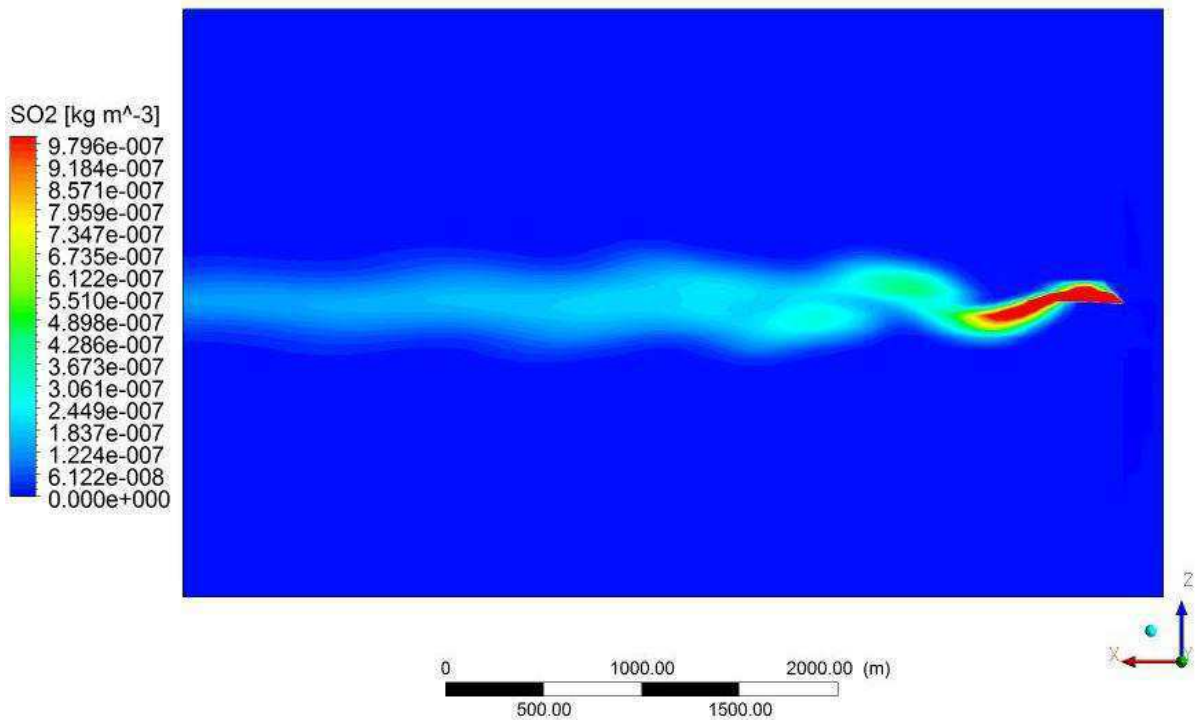
## 5.9 Comportamento dos Diferentes Gases Emitidos

Durante a queima de combustíveis fósseis para a produção de energia termelétrica muitos gases poluentes são emitidos para a atmosfera. No caso do óleo combustível, os principais produtos da combustão são o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), óxido nítrico (NO) e monóxido de carbono (CO). Essas espécies são emitidas em diferentes proporções (vazões mássicas) e também apresentam diferentes coeficientes de difusividade. Portanto, faz-se necessário investigar o comportamento de cada um deles separadamente. As Figuras 5.42 a 5.45 ilustram o campo de concentração mássica dessas espécies (em  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) fixadas de 0 a  $1,0 \cdot 10^{-6} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ , no plano ZX em  $Y = 30$  metros (Figura 5.8) a 60 minutos após o início da emissão, sob condições atmosféricas estáveis e sob um ângulo de variação lateral de  $10^\circ$ , nas condições apresentadas na Tabela 5.11. Enquanto que a Figura 5.46 ilustra os campos de concentração mássica dos gases poluentes emitidos no plano XY em  $Z = 1500$  metros, ou seja, na região central do domínio, a 60 minutos

após o início da emissão desses gases, nas mesmas condições apresentadas anteriormente.

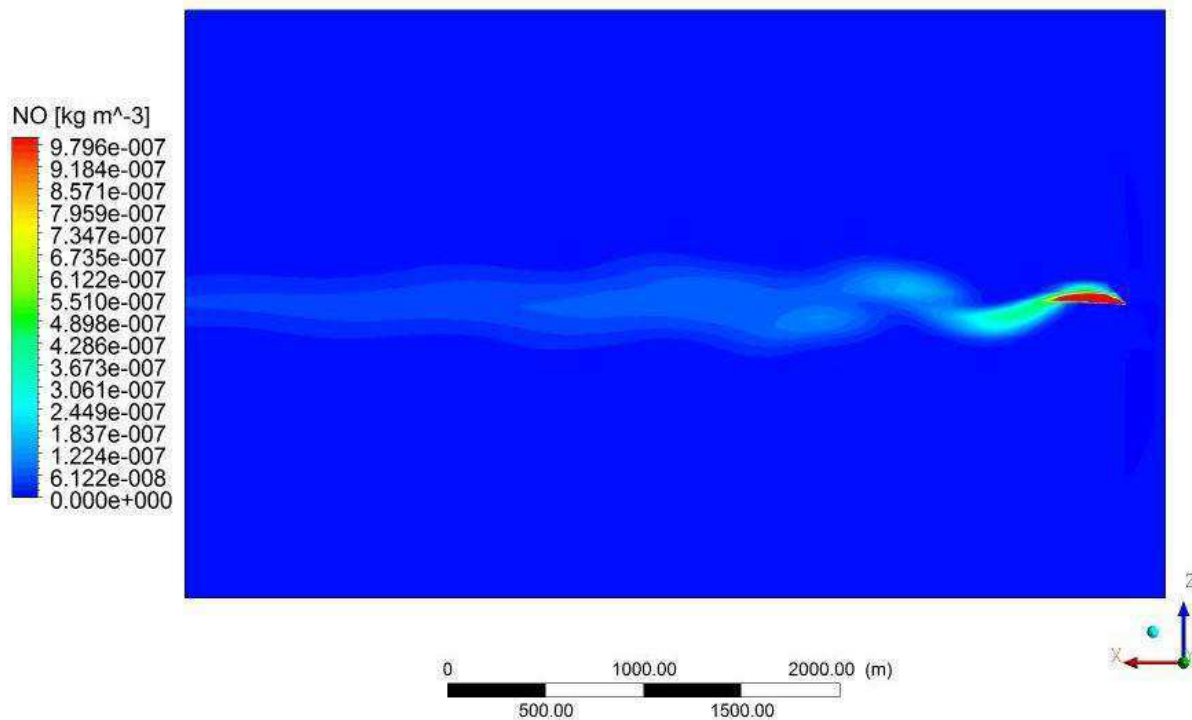


**Figura 5.42:** Contornos de concentração mássica do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) no plano ZX em Y = 30 metros, para t = 60 min, condições estáveis e ângulo de 10°.

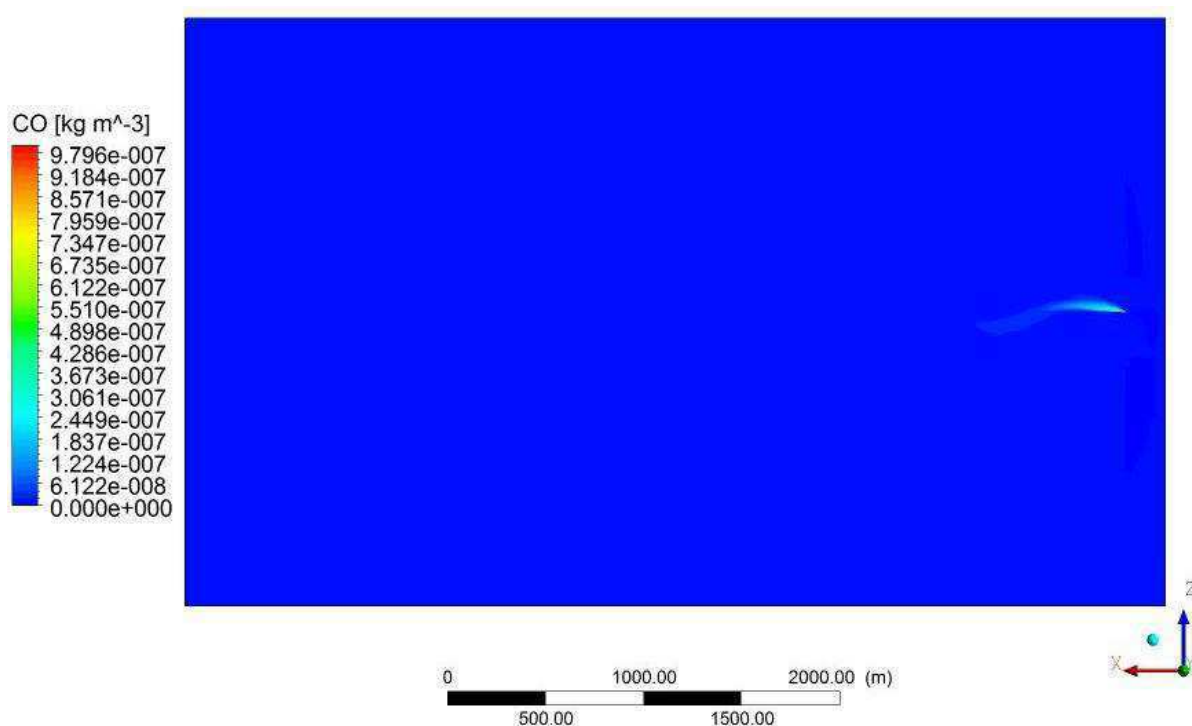


**Figura 5.43:** Contornos de concentração mássica do dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) no plano ZX em Y = 30 metros, para t = 60 min, condições estáveis e ângulo de 10°.



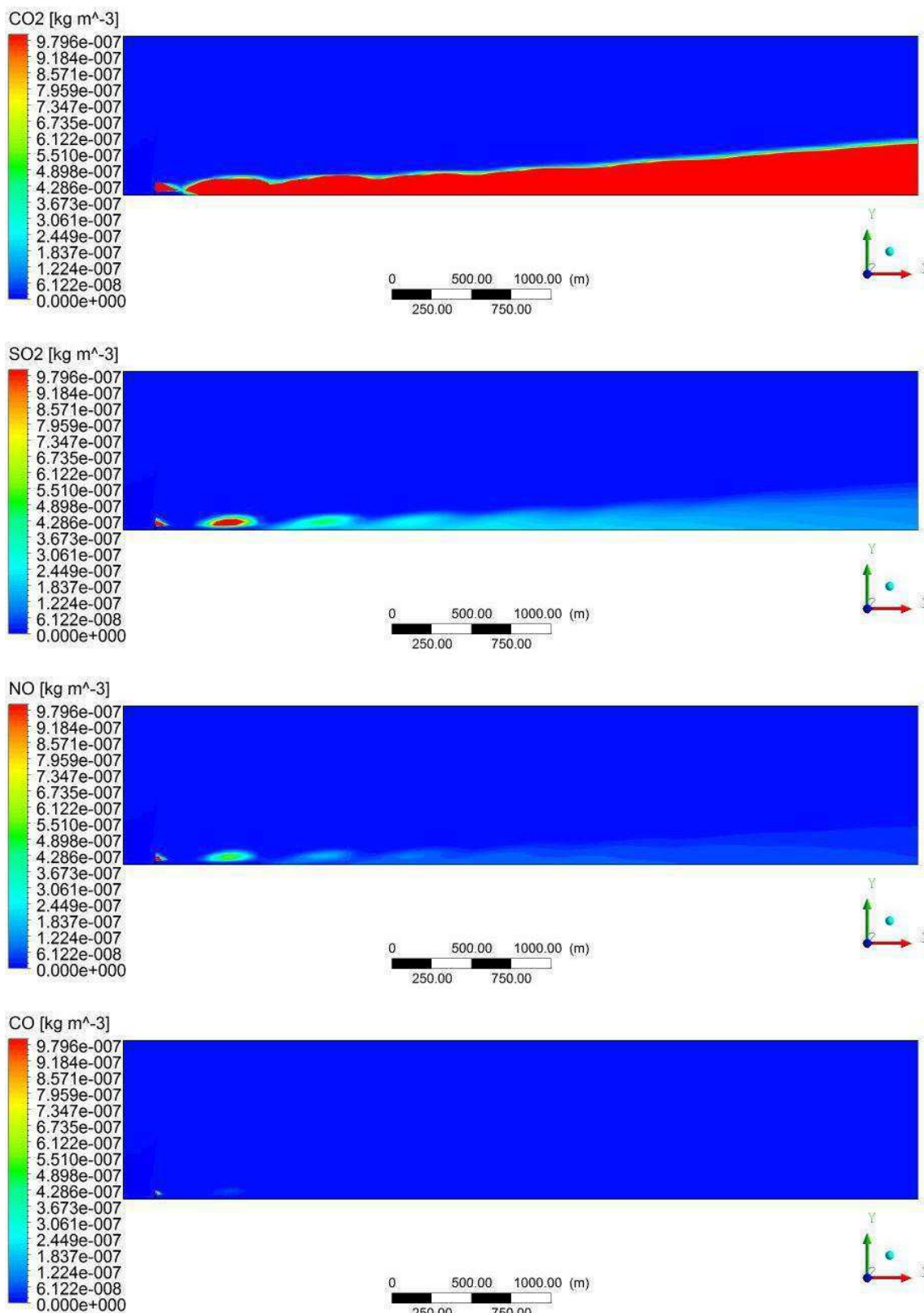


**Figura 5.44:** Contornos de concentração mássica do óxido nítrico (NO) no plano ZX em Y = 30 metros, para t = 60 min, condições estáveis e ângulo de 10°.



**Figura 5.45:** Contornos de concentração mássica do monóxido de carbono (CO) no plano ZX em Y = 30 metros, para t = 60 min, condições estáveis e ângulo de 10°.





**Figura 5.46:** Contornos de concentração mássica dos diferentes gases emitidos, no plano XY em  $Z = 1500$  metros, para  $t = 60$  min, condições estáveis e ângulo de  $10^\circ$ .

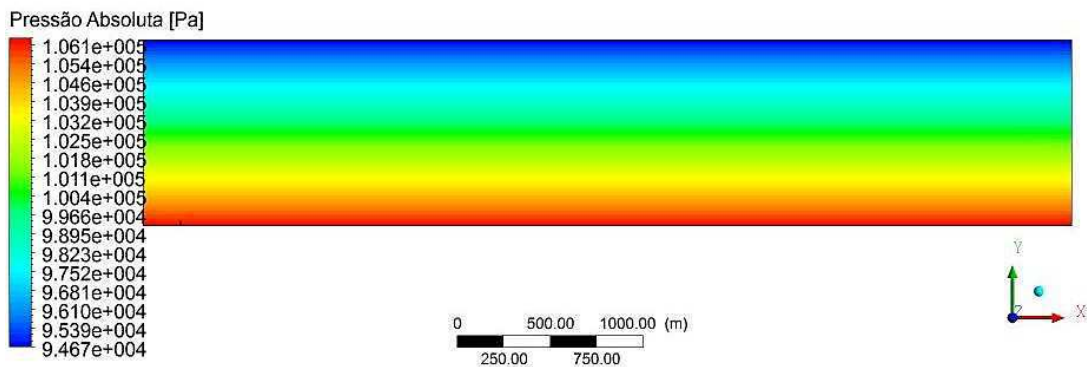
Percebe-se a partir das Figuras 5.42 a 5.46 que o dióxido de carbono apresenta uma concentração muito maior a jusante da fonte de emissão, o que deve-se ao fato de o poluente emitido estar em maior proporção em relação aos demais, em cerca de 90% em massa. O dióxido de enxofre apresenta comportamento semelhante ao óxido nítrico, apresentando concentrações um pouco mais elevadas que o NO nas proximidades da chaminé e chegando em pequenas taxas na fronteira do domínio a jusante da fonte de emissão. O monóxido de carbono, por sua vez, por ser a espécie emitida em menor quantidade, se dispersa rapidamente nas proximidades da chaminé e não apresenta concentrações apreciáveis há alguns quilômetros de distância. Outro fator importante que influencia na dinâmica de cada poluente em particular é o seu coeficiente de difusividade, já que a dispersão de um gás é função das contribuições convectiva e difusiva. Neste caso, de acordo com Massman (1998), a ordem crescente de difusividade seria  $SO_2 < CO_2 < CO < NO$ .

Em situações em que a velocidade do ar é próxima de zero, o transporte de espécies gasosas na atmosfera é totalmente governado pelo fenômeno da difusão, que apresenta uma intensidade menor que a advecção. No entanto, no caso em estudo a contribuição convectiva é muito maior que a difusiva. É importante conhecer o comportamento de cada espécie separadamente, tendo em vista que, cada uma é diretamente responsável por problemas ambientais diferentes. O dióxido de carbono em elevadas concentrações na atmosfera é o principal contribuinte do efeito estufa responsável pelo aquecimento global. O dióxido de enxofre reage com a umidade do ar e provoca um fenômeno conhecido como chuva ácida que pode causar prejuízos ao solo e aos seres vivos. O óxido nítrico pode reagir com o oxigênio do ar formando  $NO_2$  e  $O_3$ , que são os gases que causam o *smog* fotoquímico e a inversão térmica. Por último o monóxido de carbono é conhecido pela sua toxicidade o que pode causar sérios danos ao aparelho respiratório de humanos e outros animais.

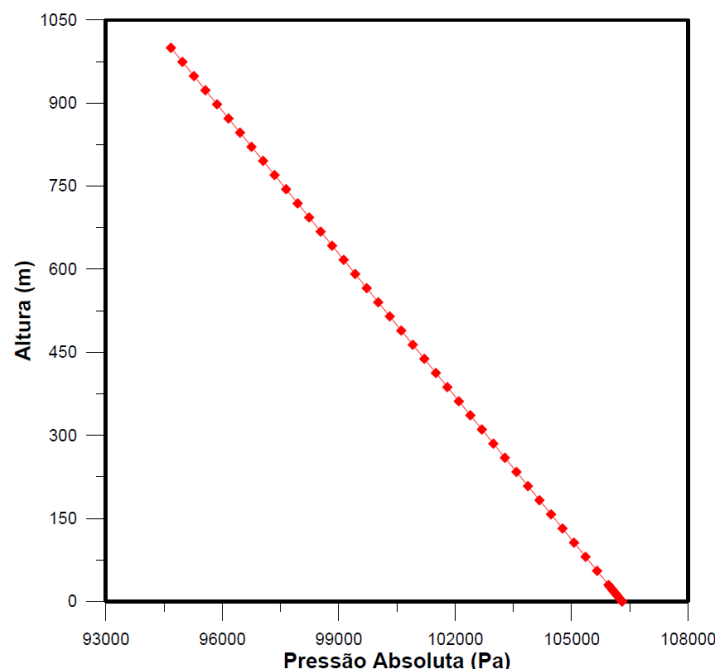
O problema da poluição atmosférica a partir das emissões de gases de combustão pode ser combatido de diferentes formas: a utilização de combustíveis de melhor qualidade e que gerem menos gases tóxicos (diesel S-10, substituição do carvão por outro tipo de combustível); através do uso de filtros nas chaminés (tecido, fibra e telas), o que reduziria as emissões dos gases poluentes.

## 5.10 Campo de Pressão

Com relação ao campo de pressão, a Figura 5.47 traz a distribuição vertical de pressão ao longo do domínio de estudo obtida a partir do plano XY em  $Z = 1500$  metros (na região central do domínio, conforme Figura 5.14) para o escoamento sob condições estáveis e ângulo de variação lateral do vento igual a  $10^\circ$ , sob as condições apresentadas na Tabela 5.11, no instante de tempo 3600 s. A Figura 5.48 ilustra o perfil vertical de pressão em função da altura para uma linha traçada na região da chaminé, ou seja, em  $X = 200$  metros e  $Z = 1500$  metros.



**Figura 5.47:** Campo de pressão vertical no plano XY em  $Z = 1500$  m para condições estáveis e ângulo de  $10^\circ$ .

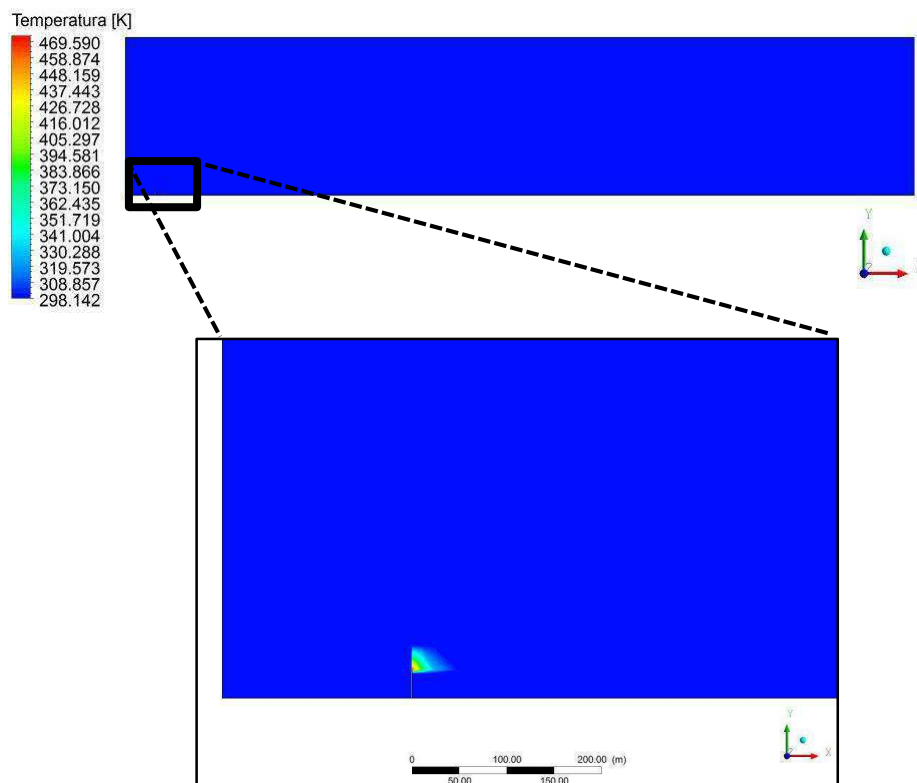


**Figura 5.48:** Perfil vertical de pressão para  $X = 200$  m e  $Z = 1500$  m para condições estáveis e ângulo de  $10^\circ$ .

Como se pode observar a partir das Figuras 5.47 e 5.48, a pressão apresenta um decréscimo praticamente linear em seu valor de acordo com o aumento da altura na faixa de 0 a 1000 metros, comportamento facilmente explicado pela redução da massa da coluna de ar acima do ponto de interesse, o que de acordo com Manahan (2102), corrobora com o padrão normal de pressões na troposfera, camada da atmosfera mais próxima ao solo. Para altitudes maiores, o perfil de pressão apresenta um decréscimo exponencial. A avaliação do comportamento da pressão mostra-se importante tendo em vista que, o empuxo causado pela diferença de pressão e pelo escoamento do ar é responsável por manter a pluma em suspensão durante um certo tempo, impedindo que a mesma atinja o solo nas proximidades da fonte de emissão.

### 5.11 Campo de Temperatura

Com relação ao campo de temperatura, a Figura 5.49 traz a distribuição vertical de temperatura ao longo do domínio de estudo obtida a partir do plano XY em  $Z = 1500$  metros (na região central do domínio, conforme Figura 5.14) para o escoamento sob condições estáveis e ângulo de variação lateral do vento igual a  $10^\circ$ , sob as condições apresentadas na Tabela 5.11, no instante de tempo 3600 s.



**Figura 5.49:** Campo de temperatura vertical no plano XY em  $Z = 1500$  m para condições estáveis e ângulo de  $10^\circ$ , em  $t = 3600$  s.

É possível se verificar a partir da Figura 5.46 que os gases produzidos pela termelétrica e emitidos pela chaminé apresentam um rápido resfriamento a partir do momento em que entram em contato com o ar que escoa ao redor da fonte de emissão. Essas espécies são lançadas na atmosfera a altas temperaturas, em torno de 500 K, e rapidamente entram em equilíbrio térmico com o ar atmosférico, após percorrer alguns metros a partir da fonte de emissão.

## CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos nas simulações numéricas da dispersão de poluentes gasosos a partir da chaminé de uma termelétrica, pode-se concluir que:

- O modelo matemático utilizado mostrou-se capaz de avaliar o comportamento do fenômeno de dispersão de espécies químicas emitidas na atmosfera a partir da combustão de combustíveis fósseis para produção de energia;
- Com base no planejamento experimental verificou-se que as variáveis que são estatisticamente mais significativas no processo são a velocidade do vento (grau de convecção) e a taxa de emissão do poluente. A temperatura também é uma variável estatisticamente significativa, porém com uma influência menor sobre o processo de dispersão;
- A variação no ângulo de incidência lateral da velocidade do vento provoca consideráveis alterações na distribuição de concentração mássica dos poluentes; quanto maior o ângulo de variação da velocidade do vento, maior o espalhamento horizontal da pluma de poluentes;
- O tempo que o vento leva para inverter sua direção mostrou-se um parâmetro de elevada importância no processo de dispersão. Verificou-se que quanto maior o intervalo de tempo que o vento demora para mudar sua direção, maior é o espalhamento horizontal apresentado pela pluma e, conseqüentemente, maior a dispersão dos poluentes a jusante da fonte de emissão.
- Ao se analisar a influência do grau de convecção, ou seja, da intensidade da velocidade do vento, percebeu-se que quanto maior a velocidade do vento, mais rápido ocorre a dispersão, o que provoca uma rápida redução na concentração dos poluentes nas proximidades da fonte de emissão. No entanto, essas espécies são arrastadas para distâncias cada vez maiores, transferindo o problema para outras regiões;

- Para condições estáveis de convecção e um ângulo de variação de  $10^\circ$  na velocidade do vento, a pluma de poluentes gasta em torno de 24 minutos para atingir os limites do domínio de estudo (5 km), o que demonstra a rapidez dos processos de dispersão de espécies químicas na atmosfera;
- Avaliando-se cada componente individualmente verifica-se que o dióxido de carbono apresenta as maiores concentrações ao longo do domínio de estudo, seguido pelo dióxido de enxofre, pelo óxido nítrico e pelo monóxido de carbono. O  $\text{CO}_2$  é o principal produto da queima de combustíveis fósseis, sendo emitido a uma taxa bem superior aos demais gases;
- Ao se avaliar o perfil vertical de pressão do escoamento, percebe-se um comportamento praticamente linear da pressão com relação à altura; à medida que a altitude aumenta, a pressão diminui. Esse comportamento linear é observado apenas na troposfera, nas camadas superiores o perfil torna-se exponencial;

## SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões para possíveis trabalhos a serem realizados no futuro pode-se citar:

- Avaliar a presença de Material Particulado ( $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$ ) no efluente emitido pela chaminé de uma planta termelétrica;
- Analisar a eficiência do modelo para domínios maiores da ordem de dezenas de quilômetros;
- Incluir a possibilidade de ocorrência de reações químicas entre os gases emitidos e a umidade do ar;
- Avaliar a utilização do modelo para outros tipos de fontes poluidoras emissoras de contaminantes para a atmosfera.



## REFERÊNCIAS

- ALBANIA, R. A. S.; DUDA, F. P.; PIMENTEL, L. C. G., On the modeling of atmospheric pollutant dispersion during a diurnal cycle: A finite element study. *Atmospheric Environment*. Vol. 118, pp 19–27. 2015.
- ANSYS, CFX - Theory Guide Manual, 2013.
- BARAD, M. L.: Project Prairie Grass, a field program in diffusion. *Geophysical Research Paper*. N° 59. Vol. I e II. Air Force Cambridge Research Center. 1958.
- BARBOSA, E. S. Aspectos geométricos e hidrodinâmicos de um hidrociclone no processo de separação de sistemas multifásicos: Aplicação à indústria do petróleo. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos. Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. 2011.
- BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I.S.; BRUNS, R.E. Planejamento e otimização de experimentos. 2ª Ed. Campinas - SP: Editora da Unicamp, 299p, 1996.
- BLOTTNITZ H. VON.; A comparison of air emissions of thermal power plants in South Africa and 15 European countries. *Journal of Energy in Southern Africa*, Vol. 17, N° 01. pp. 72-81. 2006.
- BOÇON, F. T., Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na microescala atmosférica, Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, da Universidade Federal de Santa Catarina, 1998.
- BOUBELL, R. W., FOX, D. L., TURNER, D. B., STERN, A. C., *Fundamentals of Air Pollution*, 3° ed., New York: Academic Press, 323 p., 1994.
- BRITTER, R. E.; DI SABATINO, S.; CATON, F.; COOKE, K. M.; SIMMONDS, P. G.; NICKLESS, G.: Results from three field tracer experiments on the neighbourhood scale in the city of Birmingham UK. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*. Vol. 2. N° 05. pp. 79-90. 2002.
- CEZANA, F. C., Simulação numérica da dispersão de poluente ao redor de um obstáculo isolado sob diferentes condições de estabilidade, Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

CHANG, J. C.; HANNA, S. R.: Modelers' data archive – A collection of atmospheric transport and dispersion data sets. 16th AMS Conference on Air Pollution Meteorology, Atlanta, Georgia, 2010.

CONNAN, O.; LEROY, C.; DERKX, F.; MARO, D.; HÉBERT, D.; ROUPSARD, P. ROZET, M.: Atmospheric dispersion of an elevated release in a rural environment: Comparison between field SF<sub>6</sub> tracer measurements and computations of Briggs and ADMS models. *Atmospheric Environment*. Vol. 45. pp. 7174-7183. 2011.

DORAN, J. C.; HORST, T. W., An evaluation of Gaussian plume-depletion models with dual-tracer field measurements. *Atmospheric Environment*. Vol. 19, pp. 939-951. 1985.

DORWEILER, R. P., Aplicação de modelagem de turbulência na camada limite atmosférica para verificar efeitos locais de topografia. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia. Universidade Federal do Paraná – UFPR. 2007.

EPE – BRASIL. EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. Anuário Estatístico de Energia Elétrica. Rio de Janeiro – RJ. 2013.

GIFFORD, F. A., Turbulent Diffusion–Typing Scheme: A Review *Nuclear Safety*. Vol.17, N° 01, pp 71. 1976.

GONÇALVES, G. A.; QUADROS, R. S.; BUSKE, D.: An analytical formulation for pollutant dispersion simulation in the atmospheric boundary layer. *Journal of Environmental Protection*. Vol. 4. N° 8A pp. 57-64, 2013.

GRYNING, S. E., Elevated source SF<sub>6</sub>-tracer dispersion experiments in the Copenhagen area. Tese Ph.D. Technical University of Denmark. Riso National Laboratory. 1981.

GRYNING, S. E.; LYCK, E., Atmospheric dispersion from elevated sources in an urban area: Comparison between tracer experiments and model calculations. *Journal of Climate and Applied Meteorology*. Vol. 23, N° 04. pp. 651-660, 1984.

GUENA, A. M. O., Avaliação ambiental de diferentes formas de geração de energia elétrica. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências: Área

de tecnologia nuclear – materiais. IPEN – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. USP. 2007.

GUTTIKUNDA, S. K.; JAWAHAR, P., Atmospheric emissions and pollution from the coal-fired thermal power plants in India. *Atmospheric Environment*. Vol. 92, pp. 449-460. 2014.

IEA – International Energy Agency. *CO<sub>2</sub> Emissions from Fuel Combustion - Highlights*, OECD/IEA, Paris. 2015.

JUODIS, L.; FILISTOVIČ, V.; MACEIKA, E.; REMEIKIS, V., Analytical dispersion model for the chain of primary and secondary air pollutants released from point source, *Atmospheric Environment*, Manuscript Accepted. 2016.

KUMAR, P.; SHARAN, M., An analytical model for dispersion of pollutants from a continuous source in the atmospheric boundary layer. *Proceedings of the Royal Society A*. 25 p. 2009.

LATEB, M.; MERONEY, R. N.; YATAGHENE, M.; FELLOUAH, H.; SALEH, F.; BOUFADEL, M. C., On the use of numerical modelling for near-field pollutant dispersion in urban environments – A review. *Environmental Pollution*. Vol. 208, Part A, pp. 271-283, 2016.

LI, D.; GUO, Y.; LI, Y.; DING, P.; WANG, Q.; CAO, Z. Air pollutant emissions from coal-fired power plants. *Open Journal of Air Pollution*. Vol. 01. N° 02. pp. 37-41, 2012.

LIU, C. H.; LEUNG, D. Y. C.: Numerical study of atmospheric dispersion under unstably stratified atmosphere. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*. Vol. 67, N° 01. pp. 767-779, 1997.

LORA, E. E. S., *Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte*, Editora Interciência, 2ª Ed. Rio de Janeiro. 2002.

MANAHAN, S.E. *Química Ambiental*. 9ª Ed. Bookman, 2012.

MASSMAN, W. J., A review of the molecular diffusivities of H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, and NO<sub>2</sub> in air, O<sub>2</sub> and N<sub>2</sub> near stp. *Atmospheric Environment* Vol. 32, N° 06, pp. 1111-1127, 1998.

MERONEY, R. N., Turbulent diffusion near buildings. In: Plate, E. J. Engineering Meteorology. Elsevier, pp. 481-525, 1982.

MIRZAI, M. H., HARVEY, J. K.; JONES, C. D. Wind tunnel investigation of dispersion of pollutants due to wind flow around a small building. Atmospheric Environment, Vol. 28, pp. 1819-1826. 1994.

MORAN, Michael J.; SHAPIRO, Howard N., Princípios de Termodinâmica para Engenharia. 4. ed. Editora LTC. Rio de Janeiro, 2002.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T., Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental, Ambiente & Sociedade Vol. 07, Nº 02, pp. 1-15, 2004.

NAKOMCIC-SMARAGDAKIS, B.; CEPIC, Z.; CEPIC, M.; STAJIC, T. Data analysis of the gas emissions in the thermal-power plant firing fuel oil and natural gas. International Journal of Environmental Science and Technology. Vol. 11, Nº 02. pp. 269-280, 2014.

NEDEL, A. S., Aplicação de um modelo de dispersão atmosférico na região de Candiota-RS e sua relação com as condições meteorológicas. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. Universidade Federal do Rio Grande do Sul-UFRGS. 2003.

PANOFSKY, H. A., DUTTON, J. A., Atmospheric Turbulence - Models and Methods for Engineering Applications, John Wiley & Sons, New York, 1984.

PASQUILL, F., The estimation of the dispersion of windborne material. Meteorological Magazine, Vol. 90. pp. 33-49. 1961.

PFLUCK, C. E. F., Simulação fluidodinâmica da dispersão de poluentes na atmosfera, Dissertação de mestrado, Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

RODRIGUES, M.I.; IEMMA, A.F. Planejamento de experimentos e otimização de processos. 1ª Ed. Campinas, SP: Editora Casa do Pão, 326p, 2005.

ROTACH, M. W.; GRYNING, S. E.; BATCHVAROVA, E.; CHRISTEN, A.; VOGT, R. Pollutant dispersion close to an urban surface – the BUBBLE tracer experiment. Meteorology and Atmospheric Physics. Vol. 87, Nº 01 – 03. pp. 39-56, 2004.

SALOMON, K. R., Avaliação quantitativa do impacto ambiental das emissões gasosas e do uso da água de resfriamento em instalações de geração termelétrica. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia. Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI. 2003.

SEINFELD, J. H., Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. John Wiley & Sons. New York, USA, 1986.

SEMA-PR: Resolução SEMA 054 de 22 de dezembro de 2006. Define critérios para o controle da qualidade do ar. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Governo do Estado do Paraná.

SHEN, Z.; WANG, B.; CUI, G.; ZHANG, Z., Flow pattern and pollutant dispersion over three-dimensional building arrays. Atmospheric Environment. Vol. 116, pp 202–215. 2015.

SLADE, D. H., Meteorology and Atomic Energy, US atomic Energy Commission- Office Information Service, 1968.

STERN, A.C., Air pollution. 2nd Edition, Vol. I. Academy Press, New York 1967.

TADANO, Y. S.; MAZZA, R. A.; TOMAZ, E., Modelagem da dispersão de poluentes atmosféricos no município de Paulínia (Brasil) empregando o ISCST3, Mecânica Computacional Vol XXIX, 8125-8148, Buenos Aires - Argentina, 2010.

TIRABASSI, T., Dispersão euleriana na camada limite planetária. In: MOREIRA, D. M.; CARVALHO, J. C.; VILHENA, M. T., Tópicos em turbulência e modelagem da dispersão de poluentes na camada limite planetária. UFRGS. Porto Alegre-RS. pp. 59-78. 2005.

TOMINAGA, Y.; STATHOPOULOS, T., CFD simulation of near-field pollutant dispersion in the urban environment: A review of current modeling techniques. Atmospheric Environment Vol. 79, pp. 716–730. 2013.

TURNER, D. B., Workbook of atmospheric dispersion estimates – EPA – Office of Air Programs. Research Triangle Park, North Carolina - USA. 1970.

VAN DOP, H.; ADDIS, R.; FRASER, G.; GIRARDI, F.; GRAZIANI, G.; INOUE, Y.; KELLY, N.; KLUG, W.; KULMALA, A.; NODOP, K.; PRETEL, J.: ETEX: A European

tracer experiment; observations, dispersion modeling and emergency response. *Atmospheric Environment*. Vol. 32, N° 24. pp. 4089 – 4094, 1998.

VERSTEEG, H. K.; MALALASEKERA, W., An. Introduction to Computational Fluid Dynamics: The Finite Volume Method. 2<sup>a</sup> ed. Pearson. 2007.

VILLANUEVA, L. Z. D., Redução do impacto da poluição do ar em usinas termelétricas. Estudo de caso: Usina termelétrica de Iquitos. Dissertação de mestrado, Pós-Graduação em Energia, USP, São Paulo-SP, 1998.

VILLELA, I. A. C.; ANTUNES, J. S.; SILVEIRA, J. L. Impacto ambiental de uma planta termelétrica: emissões de dióxido do carbono, óxidos de nitrogênio, material particulado e dióxido sulfúrico. *Janus – Revista de pesquisa científica - Fatea*. Vol. 4, N° 5, pp. 114-132. 2007.

VILLELA, I. A. C.; SILVEIRA, J. L., Ecological efficiency in thermoelectric power plants. *Applied Thermal Engineering*. Vol. 27. N° 05 – 06. pp. 840-847, 2007.

WITTEWER, A. R., Simulação do vento atmosférico e dos processos de dispersão de poluentes em túnel de vento. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS. 2006.

YANG, B. T.; MERONEY, R. N., Gaseous Dispersion Into Stratified Building Wakes, FDDL Technical Report , CSU, CER70-71BTY-RNM-8, August 1970.

ZHANG, Y. Q.; ARYA, S. P.; SNYDER, W. H., A comparison of numerical and physical modeling of stable atmospheric flow and dispersion around a cubical building. *Atmospheric Environment*. Vol. 30, pp. 1327-1345, 1996.