

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E
METEOROLOGIA - CEPSRM

Alessandra Faedrich Martins Rosa

**Modelagem da Concentração de Dióxido de Enxofre na Região de
Candiota-RS utilizando o modelo AERMOD.**

Porto Alegre

2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E
METEOROLOGIA - CEPSRM

**Modelagem da Concentração de Dióxido de Enxofre na Região de Candiota
RS utilizando o modelo AERMOD.**

Alessandra Faedrich Martins Rosa

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Dra. Rita de Cássia Marques Alves

Agosto, 2012

MODELAGEM DA CONCENTRAÇÃO DE DIÓXIDO DE ENXOFRE NA REGIÃO DE CANDIOTA RS UTILIZANDO O MODELO AERMOD.

Alessandra Faedrich Martins Rosa

Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre em Sensoriamento Remoto.

Aprovada por:

Prof. Dr. Osvaldo Luiz Leal de Moraes – CPTEC/ INPE

Prof. Dr^a. Dejanira Luderitz Saldanha – CEPSRM/UFRGS

Prof. Dr. Gervasio Annes Degrazia - UFSM

Porto Alegre - RS

Agosto 2012

Dedicatória

Dedico este trabalho a minha família e ao meu marido Luiz Augusto da Silva Rosa, pela confiança de que tudo terminaria bem, pelo amor e paciência em todos os momentos.

Agradecimentos

Para cada etapa vivenciada durante a realização deste trabalho, compartilhei momentos alegres, angustiantes, preocupantes, estressantes, mas acima de tudo felizes! Enfim, foram diferentes momentos em que pessoas especiais tornaram-se presença indispensável em minha vida.

Agradeço primeiramente a Deus por finalizar mais uma etapa e pelos “reforços” enviados nos momentos de turbulência.

A minha família pela paciência e confiança.

A minha orientadora professora Dra. Rita de Cássia Marques Alves, pelo convite, oportunidade, incentivo e por sempre reforçar que “no fim tudo vai dar certo”.

As minhas amigas Anna Faedrich Martins Rosa, Luciana Mieres (minha dupla Lulu) e Claudinéia Brazil Saldanha pela motivação, apoio, paciência e companheirismo.

A Cappes pela concessão da bolsa de mestrado.

A todos os meus colegas do CEPSRM-UFRGS, que sempre me apoiaram e dividiam as rotinas de aulas e trabalhos, em particular: ao meteorologista Gabriel Bonow Munchow pela ajuda na reta final, Bibiana, Ismael, Nyron, Diego, Rodrigues e todos aqueles que não foram citados, mas que participaram direta ou indiretamente da realização deste trabalho.

As professoras Dra. Denise Fontana e Dra. Claudinéia Brazil Saldanha, pelas excelentes aulas ministradas durante o mestrado.

Por fim, toda a gratidão ao meu marido Augusto, pela paciência, carinho e compreensão, por todo o tempo em que não foi possível estar presente.

Resumo

As perspectivas de expansão da produção de energia transformam a região de Candiota em um cenário propício para o estudo da poluição atmosférica. A importância deste assunto tornou-se evidente com o aumento das emissões de poluentes causado pelo crescimento das áreas urbana e industrial. Com a ampliação do Complexo Termelétrico, construção de Candiota III, e, principalmente, por estar previsto a instalação de novas indústrias nesta região, este estudo tem como foco principal avaliar o impacto deste crescimento industrial na qualidade do ar. A metodologia para o desenvolvimento deste trabalho dispõe como principal ferramenta um modelo matemático de dispersão, AERMOD, representando analiticamente o comportamento do poluente, dióxido de enxofre, durante o processo de dispersão no ar, levando em conta as características das fontes de emissão, da topografia da área de estudo e das condições meteorológicas de dispersão. Através da modelagem numérica, foram comparados os dados de concentrações preditos pelo modelo com os dados observados provenientes de estações meteorológicas localizadas no entorno da Usina Termelétrica Presidente Médice, para campanhas anteriores e posteriores à operação de Candiota III. A análise dos resultados foi feita com auxílio de índices estatísticos recomendados na literatura científica para a avaliação de modelos de qualidade do ar. A utilização do modelo AERMOD para uma avaliação preliminar do impacto causado pela operação de Candiota III mostrou-se eficiente. Levando-se em consideração todas as restrições incorporadas aos modelos gaussianos, o modelo apresentou uma tendência de subestimar os valores observados. A utilização de novas tecnologias indicou que ocorreria um aumento da eficiência nos processos de combustão bem como de dessulfurização em virtude de se constatar, através dos resultados obtidos para as concentrações máximas diárias, uma diminuição na emissão de dióxido de enxofre para a atmosfera. Os resultados das concentrações máximas diárias de dióxido de enxofre para o cenário anterior a operação de Candiota III (2003) foram superiores aos simulados para o período posterior (2011). Com uma confiabilidade de 90 e 80%, respectivamente, para os cenários em que as concentrações máximas e médias 24hs foram simuladas e confrontadas com as observadas nos receptores, os resultados obtidos reforçam que as concentrações calculadas pelo modelo de dispersão, apresentam uma concordância satisfatória com os dados observados.

Palavras chave: qualidade do ar; AERMOD; UTPM

Abstract

The perspectives for expansion of energy production transform the region of Candiota in a favorable scenario for the study of air pollution. The importance of this issue has become evident with the increase in pollutant emissions caused by the growth of urban and industrial areas. With the expansion of Thermoelectric Complex, construction of Candiota III, and especially for the up-coming establishment of new industries in this region, this study aims to evaluate the impact of industrial growth on air quality. The methodology for the development of this work has as main tool the dispersion of a mathematical model, AERMOD, analytically representing the behavior of the pollutant, sulfur dioxide, during the process air dispersion, taking into account the characteristics of the emission sources, the topography of the study area and meteorological dispersion conditions. Through numerical modeling, it was compared the data of the concentrations predicted by the model with the observed data from meteorological stations located around the Thermoelectric Power Plant "Presidente Médice" for this experimental campaigns before and after the operation Candiota III. The analysis of the results was performed with the aid of statistical indexes recommended in the scientific literature for evaluation of models of air quality. The use of the AERMOD for a preliminary assessment of the impact caused by the operation of Candiota III was efficient. Taking into account all the restrictions of the Gaussian models, the model tended to underestimate the observed values. The use of new technologies indicated that there was an increase in the efficiency of combustion processes and desulfurization due to the results obtained for the maximum daily concentrations, a decrease in the emission of sulfur dioxide into the atmosphere. The results of the maximum daily concentrations of sulfur dioxide to the scenario presented before the operation of Candiota III (2003) were higher than the period after simulated (2011). With a reliability of 90% and 80%, respectively, for scenarios where the peak concentrations and averages 24 hours were simulated and compared with those observed in receptors, the results obtained reinforce that the concentrations calculated by the dispersion model, present a satisfactory agreement with the observed data.

Keywords: air quality; AERMOD; UTPM.

Sumário

Sumário	1
Lista de Figuras	1
Lista de Tabelas	4
Lista de Abreviaturas e Siglas	1
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Considerações gerais	2
1.2. Objetivos	3
1.3. Estrutura do trabalho	4
2. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	6
2.1. Definição	6
2.2. Principais poluentes atmosféricos	7
2.3. Indicadores de Qualidade do Ar	7
2.4. Dispersão de Poluentes Atmosféricos	11
<i>2.4.1 Modelos Matemáticos</i>	<i>12</i>
<i>2.4.2 Modelo Gaussiano</i>	<i>13</i>
3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	16
3.1. Uso, ocupação do solo e Topografia	17
3.2. Polo Econômico de Candiota	18
3.3. Usina Termelétrica Presidente Médice - UTPM	19
3.4. Caracterização do clima na região de Candiota	21
3.5. Parâmetros Meteorológicos	21
<i>3.5.1. Estabilidade Atmosférica</i>	<i>23</i>
<i>3.5.2. Camada Limite Planetária - CLP</i>	<i>25</i>
<i>3.5.3. Radiação Solar</i>	<i>29</i>
<i>3.5.4. Vento</i>	<i>29</i>
4. MODELOS DE QUALIDADE DO AR	32

4.1. Substituição para fins regulatórios do Modelo ISCST3	34
4.2. O Modelo AERMOD	36
4.2.1. AERMET	37
4.2.2. AERMAP	39
5. MATERIAL E MÉTODOS	40
5.1. Parâmetros Topográficos e localização	40
5.2. Período de estudo e dados meteorológicos	42
5.2.1. Vento	42
5.3. Parâmetros da fonte emissora	44
5.4 Estações Automáticas de Qualidade do Ar	45
5.5. Avaliação do modelo AERMOD	46
6. RESULTADOS	51
6.1. Análise do campo do vento para o período de estudo	51
6.2 Comparações entre os resultados preditos pelo modelo AERMOD e os dados experimentais dos pontos receptores	56
6.3 Comparações com os Padrões de Qualidade do ar	61
6.4. Avaliação do modelo a partir dos índices estatísticos	65
7. CONCLUSÕES E SUGESTÕES	71
7.1. Sugestões para trabalhos futuros	73

Lista de Figuras

Figura 1: Diagrama ilustrativo do problema da Poluição do Ar.

Figura 2: Sistema de coordenadas para uma distribuição Gaussiana.

Figura 3: Mapa da região de Candiota.

Figura 4: Altimetria da região de Candiota.

Figura 5: UTPM Candiota II, torre de resfriamento e chaminé de exaustão com respectivamente 133 e 150 metros de altura.

Figura 6: UTPM Candiota III fase C, chaminé de exaustão com respectivamente 200 metros de altura.

Figura 7: Subdivisão da Camada Limite Planetária.

Figura 8: UTPM Ilustração da existência da CLP e seu efeito na dispersão de poluentes.

Figura 9: UTPM dispersão de poluentes na CLP estável.

Figura 10: Inversão térmica.

Figura 11(a): Condição favorável e (b) Condição desfavorável à dispersão de poluentes.

Figura 12: Direções radiais do vento.

Figura 13: UTPM efeito da magnitude da velocidade do vento na dispersão.

Figura 14: Esquema de funcionamento do AERMOD.

Figura 15: Fluxograma do pré-processador AERMET.

Figura 16: Mapa de localização da principal fonte emissora, estação meteorológica e ponto receptor ano 2011.

Figura 17: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para o ano de 2003.

Figura 18: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para o ano de 2011.

Figura 19: Estação Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar e Meteorologia 2011.

Figura 20: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para fevereiro de 2011.

Figura 21: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para maio de 2011.

Figura 22: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para junho de 2011.

Figura 23: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para outubro de 2011.

Figura 24: Mapa das concentrações máximas para período de fevereiro 2011.

Figura 25: Mapa das concentrações máximas para período de maio 2011.

Figura 26: Mapa das concentrações máximas para período de junho 2011.

Figura 27: Mapa das concentrações máximas para período de outubro 2011.

Figura 28: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de fevereiro de 2011.

Figura 29: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de maio de 2011.

Figura 30: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de junho de 2011.

Figura 31: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de outubro de 2011.

Figura 32: Comportamento das concentrações médias para o período dos dados previstos e observados 2011.

Figura 33: Comportamento das concentrações máximas 24h para os previstos e observados 2011.

Figura 34: Comportamento das concentrações máximas 24h para os previstos e observados 2003.

Figura 35: Concentrações máximas diárias modeladas e padrões primário e secundário de qualidade do ar CONAMA para cenário de 2003.

Figura 36: Concentrações máximas diárias modeladas e padrões primário e secundário de qualidade do ar CONAMA para cenário de 2011.

Figura 37: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de fevereiro 2011.

Figura 38: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de maio 2011.

Figura 39: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de junho 2011.

Figura 40: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de outubro 2011.

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Padrões Nacionais de Qualidade do Ar.

Tabela 2 - Categorias de Estabilidade.

Tabela 3 - Localização das estações de amostragem.

Tabela 4 - Parâmetros da fonte emissora.

Tabela 5 - Relação dos valores obtidos de r e o grau de correlação.

Tabela 6 - Parâmetros Estatísticos de validação.

Tabela 7 - Influência da direção predominante do vento nas concentrações de SO_2 .

Tabela 8 - Indicadores estatísticos para a análise de concordância entre dados de concentração de SO_2 preditos via AERMOD e observados nos pontos receptores.

Tabela 9 - Valores t críticos e observados, níveis de significância e resultados obtidos para o teste t .

Lista de Abreviaturas e Siglas

ADMS - Atmospheric Dispersion Modeling System

AERMAP - AERMIC *Terrain Preprocessor*

AERMET - AERMIC *Meteorological Preprocessor*

AERMIC - AMS/EPA *Regulatory Model Improvement Committee*

AERMOD - *American Meteorological Society/ Environmental Protection Agency Regulatory Model*

AMS - *American Meteorological Society* (Sociedade de Meteorologia dos Estados Unidos)

ATMET - *Atmospheric, Meteorological and Environmental Technologies*

BRAMS - *Brazilian Regional Atmospheric Modeling System*

CaO – óxido de cálcio

CGTEE - Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica

CLC – Camada Limite Convectiva

CLE – Camada Limite Estável

CLN – Camada Limite Noturna

CLP – Camada Limite Planetária

CM – Camada de Mistura

CO – monóxido de carbono

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPTEC-INPE - Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

CR – Camada Residual

CTDMPLUS - *Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations*

DEM - *Digital Elevation Model* (Modelo Digital de Elevação)

E – leste

EMA – erro médio absoluto

EPA - Environmental Protection Agency

FAC2 - *Fraction of predictions within a factor of two of the observations*

FB - *Fractional Bias*

FINEP - Financiadora de estudos e projetos

HPDM - *Hybrid Plume Dispersion Model*

IAG-USP - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo.

IME-USP - Instituto de Matemática e Estatística da Universidade de São Paulo

ISC3 - *Industrial Source Complex Model* versão 3

MP – material particulado

MW – megawatts

N – norte

NCAR - National Center of Atmospheric Research

NCEP – National Center of Environmental Prediction

NE - nordeste

NO₂ – dióxido de nitrogênio

NO_x – óxidos de nitrogênio

NRMSE - *Normalized Root Mean Square Error*

O₃ – ozônio

PAC – Programa de Aceleração do Crescimento

PI₁₀ - partículas inaláveis com diâmetro menor que 10µm

PI_{2,5} - partículas inaláveis com diâmetro menor que 2,5µm

PNQA - Padrões Nacionais de Qualidade do Ar

ppm – partes por milhão

PRIME - *Plume Rise Model Enhancement*

PTS - Partículas totais em suspensão

RAMS - Regional Atmospheric Modeling System

RMRJ – Região Metropolitana do Rio de Janeiro

RTDM - *Rough Terrain Diffusion Model*

S – sul

SO₂ – dióxido de enxofre

SULFLUX - Rede Sul Brasileira de Fluxos Superficiais e Mudanças Climáticas

ton – tonelada

USEPA - *United States Environmental Protection Agency* (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)

UTPM – Usina Termelétrica Presidente Médice

W – oeste

σ_y - coeficiente de dispersão lateral

σ_z - coeficiente de dispersão vertical

µm – micrometros

H – fluxo de calor na superfície
L – comprimento de Monin-Obukhov
 Θ^* - escala de temperatura
n – número de observações
 x_p – valor predito
 x_o - valor observado
 \bar{X}_o – média dos valores observados
 \bar{X}_p - média dos valores preditos
d - índice de concordância de Wilmott
 u^* - velocidade de fricção
 w^* - escala de velocidade convectiva
 Z_i – altura de mistura
 $C(x, y, z)$ – Concentração do poluente no receptor
 Q – taxa de emissão da fonte
 u – velocidade do vento
 x – Distância horizontal da fonte
 y – Distância horizontal do eixo da pluma
 z - altura do solo

1. INTRODUÇÃO

Um dos principais empregos para o carvão mineral, no cenário tecnológico atual, é a termoeletricidade, geração de eletricidade. O Rio Grande do Sul possui cerca de 88% das reservas de carvão do país. Na região de Candiota, situada no sudoeste do Estado, encontra-se a maior reserva carbonífera brasileira, a jazida Grande Candiota. Esta reserva abrange uma área aproximada de 2500 km² e representa cerca de 38% das reservas de carvão brasileiro, totalizando aproximadamente 12,3 bilhões de toneladas, dos quais 30% são mineráveis a céu aberto.

A história do Complexo Termelétrico de Candiota teve início em 1950, com as primeiras pesquisas sobre o aproveitamento do carvão mineral para geração de energia elétrica. Candiota I, inaugurada em 1961, foi a primeira usina do tipo térmica a vapor desse complexo.

A Usina Termoelétrica Presidente Médice (UTPM) Candiota II, localizada no município de Candiota, RS, foi construída em duas etapas: a fase A da usina, inaugurada em 1974 e integrada ao Sistema Interligado Brasileiro com duas unidades com capacidade de geração de 63 megawatts (MW) de potência cada, e a fase B que, no final de 1986, entrou em operação com duas unidades de 160 MW cada, totalizando 446 MW instalados. Candiota III que contempla a Fase C da UTPM, foi inaugurada com a promessa de ser uma usina detentora de uma tecnologia industrial que reduz as emissões de poluentes e com menos prejuízos ao meio ambiente, entrou em operação, conforme dados oriundos da Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica (CGTEE), em novembro de 2010, com uma capacidade de produção de 350MW de energia.

Apesar de Candiota possuir em seu subsolo um potencial energético que gera vantagens sob o ponto de vista do empreendedor e da crescente demanda de mercado pela utilização de energia, a exploração tanto a céu aberto como em profundidade desta matéria-prima não renovável causa sérios danos ao meio ambiente.

O crescimento econômico e a preservação ambiental são dilemas preponderantes com que nos defrontamos, visto que a valorização de um recurso regional, o carvão, para a produção de energia elétrica, é contestada e considerada um retrocesso por grupos

ambientalistas que, devido à ampliação do complexo carboquímico (Candiota III) como consequência de uma grande demanda de mercado, reivindicam soluções para o problema da poluição. As perspectivas de expansão da produção de energia transformam a região de Candiota em um cenário propício para o estudo da poluição atmosférica bem como a dispersão dos poluentes oriundos deste complexo industrial.

A utilização de modelos numéricos em estudos relacionados à dispersão de poluentes atmosféricos é uma das principais formas de prever valores para concentrações, ao nível do solo, de um determinado poluente que está sendo emitido por fontes pontuais contínuas. Esta ferramenta viabiliza a verificação de impactos ambientais causados por uma determinada fonte, bem como a avaliação da qualidade do ar, visando suprir as deficiências de medições, visto que, na avaliação da qualidade do ar, o monitoramento muitas vezes torna-se limitado, por não abranger toda a extensão da área em estudo e as variações temporais.

A importância deste assunto tornou-se evidente com o aumento das emissões de poluentes causado pelo crescimento das áreas urbana e industrial. Com a ampliação do Complexo Termelétrico, construção de Candiota III, que foi considerada a maior obra do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) na região Sul, e, principalmente, por estar previsto um aumento na geração de energia elétrica através da instalação de novas indústrias nesta região, comparar os resultados obtidos através da modelagem numérica com os dados de concentrações provenientes de estações de qualidade do ar e meteorológicas localizadas no entorno da usina, bem como com os padrões de qualidade do ar correspondentes a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), é uma forma de monitorar e, ao mesmo tempo, efetuar previsões quanto aos impactos gerados com o início da operação de novas termelétricas, de novas fontes de emissão, viabilizando um melhor controle da qualidade do ar.

1.1. Considerações gerais

Propõe-se neste trabalho uma metodologia para avaliação da dispersão de poluentes atmosféricos utilizando o modelo AERMOD (*American Meteorological Society/ Environmental Protection Agency Regulatory Model*), para a região de Candiota.

Calculada, principalmente, na disponibilidade de dados meteorológicos da área em estudo, obter uma caracterização ambiental atualizada desta região torna-se necessário em vista da operação da UTPM, Candiota III e dos projetos em andamento para criação de novas usinas termelétricas.

A aplicabilidade desta metodologia poderá ser estendida para regiões com características semelhantes, possibilitando, aos empreendedores e instituições ambientais, a tomada de uma série de ações, tais como: a otimização da rede de monitoramento da qualidade do ar, a avaliação dos impactos ao meio ambiente e a previsão quanto aos impactos gerados com a entrada em operação de novos processos industriais.

1.2. Objetivos

Este trabalho objetiva estimar a qualidade do ar devido principalmente às emissões da Usina Termoelétrica Presidente Médici (UTPM) e das demais fontes emissoras de efluentes atmosféricos que fazem parte do Polo Econômico de Candiota, indústrias de exploração de carvão e calcário (Mina Cimbagé e Votoran) e cimenteiras (Companhia de Cimento do Brasil e Cimento Rio Branco), através de simulações obtidas com a utilização do Modelo Gaussiano *American Meteorological Society/ Environmental Protection Agency Regulatory Model* (AERMOD), recomendado pela agência Norte Americana de Proteção Ambiental (EPA).

Objetivos específicos

- Verificar através da modelagem numérica condições favoráveis e desfavoráveis à dispersão de poluentes;
- Comparar os dados de qualidade do ar obtidos em estudos anteriores à operação de Candiota III, com os valores obtidos nas campanhas de 2011;
- Confrontar os dados preditos pelo modelo AERMOD com os dados experimentais provenientes da rede de monitoramento (pontos receptores);

- Estimar as concentrações do poluente dióxido de enxofre (SO₂) e compará-las com os padrões nacionais de qualidade do ar definidos na resolução CONAMA.

1.3. Estrutura do trabalho

O trabalho foi organizado na forma de sete capítulos. Compreende o capítulo 2, questões conceituais relativas à poluição atmosférica e a utilização de modelos para o monitoramento da dispersão de poluentes e qualidade do ar, bem como a definição dos principais poluentes, indicadores de qualidade do ar e dos limites máximos estipulados pela legislação para o monitoramento destes poluentes. Uma breve descrição sobre o Modelo de Pluma Gaussiano foi elaborada visto que o modelo AERMOD está inserido nesta classificação.

O capítulo 3 discorre sobre a caracterização da área em estudo, descrevendo a evolução do processo de utilização de carvão mineral como fonte de geração de energia elétrica. Em seguida, é reportada uma breve descrição do Polo econômico de Candiota e da Usina Termoelétrica Presidente Médice. Por fim, aborda-se a influência da meteorologia na dispersão dos poluentes, onde o clima da região de Candiota é caracterizado e os principais parâmetros meteorológicos discutidos.

No capítulo 4 é realizada uma breve revisão acerca dos modelos de qualidade do ar utilizados em estudos de dispersão de poluentes, bem como as justificativas de substituição, para fins regulatórios, do modelo ISCST3 pelo modelo AERMOD. Contempla também uma descrição do sistema de modelagem AERMOD a partir de sua estrutura e seus pré-processadores.

Apresentado no capítulo 5 a metodologia para o desenvolvimento deste trabalho, incluindo os procedimentos adotados, os dados coletados bem como os parâmetros utilizados para a estimativa das concentrações de dióxido de enxofre utilizando o modelo AERMOD.

Os resultados das avaliações obtidos para as propostas iniciais deste estudo são demonstrados no capítulo 6. Por fim o capítulo 7 apresenta as principais conclusões e as sugestões de trabalhos futuros.

2. POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

2.1. Definição

A atmosfera tem sido receptáculo intermediário de emissões atmosféricas naturais e antropogênicas, provocando alterações sensíveis na qualidade do ar. (BRAGA, 2004).

As atividades humanas, domésticas, industriais, urbanas, levam à produção de diferentes gases que são liberados na atmosfera, alterando a sua composição ou o equilíbrio entre seus diversos componentes. A essas alterações, Branco (2004), atribui o nome genérico de poluição do ar. Em linhas gerais podemos definir poluição do ar, como a presença ou lançamento de substâncias no ambiente atmosférico em concentrações suficientes para interferir direta ou indiretamente na saúde, segurança e bem estar do homem.

Nos anos 70, a grande responsável por cerca de 30% das emissões antropogênicas globais, segundo Richter *et al* (1984), foi a queima de combustíveis fósseis o que resultou na contaminação da atmosfera por substâncias potencialmente tóxicas. Teixeira *et al* (1998), acrescenta que o crescimento dos níveis de industrialização, como também da população urbana, acarretou em uma maior demanda de energia, provocando maior emissão de poluentes atmosféricos, provenientes da queima de combustíveis fósseis para geração de energia. Problemas como chuva ácida, destruição da camada de ozônio, efeito estufa, destruição da fauna e flora, são, atualmente, alguns dos exemplos dos efeitos causados devido à emissão de poluentes associados à geração de energia.

Moraes *et al* (2010), explica a significação de poluição atmosférica como substâncias ou energias presentes em concentrações suficientemente elevadas, sendo capazes de produzir efeito negativo mensurável em seres humanos, animais, vegetação ou materiais. A poluição do ar tem sido vista como um fenômeno característico de grandes centros urbanos e regiões industrializadas.

Nesse contexto, a combustão do carvão apresenta papel destacado devido à sua grande utilização como fonte de energia. Dentre os vários poluentes emitidos pelas centrais térmicas de carvão, destacam-se, tanto pela quantidade como pelo impacto ambiental, o material particulado e os óxidos de enxofre e nitrogênio (PIRES, 2002).

2.2. Principais poluentes atmosféricos

As fontes dos poluentes atmosféricos são potencialmente numerosas. As fontes naturais disseminadas por todo o planeta, sempre existiram, apesar de terem variado consideravelmente ao longo dos séculos (MOUVIER, 1995). A atividade antrópica, por sua vez, acaba por intensificar a poluição do ar com o lançamento contínuo de grandes quantidades de substâncias poluentes.

A variedade de substâncias presente na atmosfera torna a classificação uma tarefa difícil. Em função desta diversidade de materiais presentes nos efluentes atmosféricos, uma primeira classificação pode ser feita de acordo Derísio (2007), dividindo os poluentes em duas categorias: poluentes primários que são lançados diretamente pelas fontes de emissão e poluentes secundários os quais através de reações químicas entre os poluentes primários e constituintes naturais presentes na atmosfera são formados. De acordo com o estado físico no qual a substância se encontra, o poluente pode ser reconhecido como gasoso, líquido ou sólido. A composição química elenca outra forma de classificação, faz-se a divisão por grupos, de acordo com o elemento químico constituinte, onde se destacam: os compostos de carbono, enxofre, nitrogênio, halogenados, radioativos e que contenham substâncias tóxicas.

A agência de proteção ambiental norteamericana, Environmental Protection Agency (EPA), faz uso de indicadores de qualidade do ar, o qual denomina de *criteria pollutants*. Consagrados universalmente, este grupo de poluentes serve como parâmetro na quantificação do nível de poluição do ar. Os poluentes enquadrados são: óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO_2), material particulado (MP), monóxido de carbono (CO), oxidantes fotoquímicos expressos como ozônio (O_3) e hidrocarbonetos totais.

Para fins de avaliação de impactos sobre a qualidade do ar, entretanto, considera-se neste estudo o impacto apenas do dióxido de enxofre.

2.3. Indicadores de Qualidade do Ar

A contínua emissão de gases poluentes, segundo Branco (2004), exige um estudo frequente da qualidade do ar que respiramos bem como dos efeitos de cada poluente em particular. De fato, sempre existirá na atmosfera, uma “mistura de gases”, no entanto, essa

mistura pode não ser adequada à manutenção da vida em condições ideais, é o que ocorre quando o ar está poluído.

A problemática da poluição do ar, segundo Seinfeld (1986) esquematiza-se basicamente como um sistema constituído de três componentes dispostos da seguinte maneira:

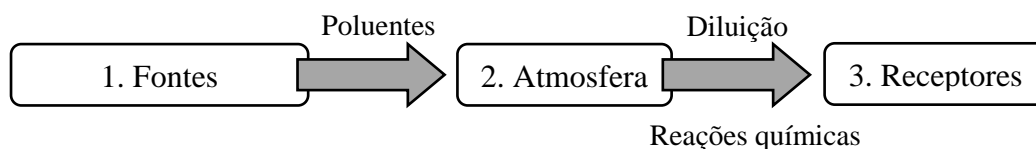


Figura 1: Diagrama ilustrativo do problema da Poluição do Ar (adaptado de Seinfeld, 1986).

Os poluentes são produzidos e emitidos para a atmosfera, pelos diversos tipos de fonte antropogênicas ou naturais. A atmosfera funciona como um meio de transporte, onde ocorrem as interações sob o ponto de vista físico denominadas diluição e químico conhecidas como reações químicas. A detecção será estabelecida determinando-se a concentração do poluente nos receptores, ou seja, mensura-se o grau de exposição dos receptores, que podem ser instrumentos, seres humanos, animais, plantas ou materiais.

Devido à grande emissão de poluentes na atmosfera e de sua diversidade, consequência do aumento da queima de combustíveis fósseis, da circulação de veículos, do desenvolvimento industrial, do crescimento populacional, e seus reflexos negativos sobre a saúde e o meio ambiente, bem como episódios críticos de poluição do ar em várias partes do mundo, tornou-se evidente aos governos e à comunidade científica que a contaminação atmosférica poderia trazer consequências muito graves. Surge a necessidade de se estabelecer um limite tolerável para a emissão de poluentes no ar, sem que isso cause mal as pessoas.

Baseados em estudos científicos; onde foram determinados os vários níveis de exposição aos diversos poluentes e seus respectivos efeitos sobre a saúde; fixados em níveis que propiciem uma adequada margem de segurança, estabeleceram-se os padrões de qualidade do ar.

Um padrão de qualidade do ar define legalmente um limite máximo para a concentração de um componente atmosférico, garantindo a proteção da saúde e do bem-estar das pessoas. Através da resolução nº 03 de 28/06/1990, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (PNQA),

objetivando controlar e recuperar a qualidade do ar, prevenindo sua degradação. Foram estabelecidas as concentrações máximas de cada poluente existente na atmosfera, sem que os mesmos causem problemas à saúde das pessoas ou danos à flora, à fauna ou ainda a alguns materiais distintos.

Nesta resolução foram definidos dois tipos de padrões de qualidade do ar: os padrões primários e os secundários.

- Padrões Primários de qualidade do ar: são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo.
- Padrões Secundários de qualidade do ar são as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo. O objetivo do estabelecimento de padrões secundários é de que através deste mecanismo legal seja possível prevenir a degradação da qualidade do ar, sendo aplicados às áreas de preservação como: parques nacionais, áreas de proteção ambiental, etc.

Os poluentes atmosféricos regulamentados pelo CONAMA, bem como os utilizados como parâmetros neste trabalho, são apresentados na tabela 1.

Tabela 1: Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (resolução CONAMA nº3, de 28/06/90).

PADRÕES NACIONAIS DE QUALIDADE DO AR			
RESOLUÇÃO CONAMA nº03 de 28/06/1990			
Poluente	Tempo de amostragem	Padrão primário µg/m³	Padrão secundário µg/m³
Partículas totais em suspensão (PTS)	24 horas ⁽¹⁾	240	150
	MGA ⁽²⁾	80	60
Partículas inaláveis (PI)	24 horas ⁽¹⁾	150	150
	MAA ⁽³⁾	50	50
Fumaça	24 horas ⁽¹⁾	150	100
	MAA ⁽³⁾	60	40
Dióxido de Enxofre ** (SO₂)	24 horas ⁽¹⁾	365	100
	MAA ⁽³⁾	80	40
Dióxido de Nitrogênio (NO₂)	1 hora ⁽¹⁾	320	190
	MAA ⁽³⁾	100	100
Monóxido de Carbono (CO)	1 hora ⁽¹⁾	40.000	40.000
		35ppm	35ppm
	8 horas ⁽¹⁾	10.000	10.000
		9ppm	9ppm
Ozônio (O₃)	1 horas ⁽¹⁾	160	160

⁽¹⁾ Não deve ser excedido mais do que uma vez ao ano.

⁽²⁾ Média Geométrica Anual.

⁽³⁾ Média Aritmética Anual.

** Poluente que servirá como parâmetro de quantificação do nível de poluição do ar neste estudo.

O impacto ambiental das emissões de poluentes, decorrentes da combustão do carvão mineral está associado aos processos de dispersão do material na atmosfera. Diversos estudos têm salientado que a influência da concentração de uma determinada substância na atmosfera varia no tempo e no espaço em função de reações químicas e/ou fotoquímicas, dos fenômenos de transporte, fatores meteorológicos e da topografia da região (ALVES, 2000).

Migliavacca (2001) e Braga (2002) ressaltam que ao longo dos últimos anos, diversas ações foram desenvolvidas no sentido de procurar caracterizar o ambiente no entorno da Usina Termelétrica de Candiota e que desde 1989, Brasil e Uruguai vêm tentando encontrar uma forma de avaliar a qualidade do ar, realizando estudos para verificar a possibilidade de existência ou não de chuva ácida na região.

Estudos realizados por Braga (2007), afirmam que a queima de combustíveis fósseis, principalmente de carvão, está entre as fontes industriais que mais provocam alterações da qualidade ambiental. Apontam também que dentre os diversos poluentes originados pelas fontes antropogênicas destacam-se as emissões de particulados, onde as partículas mais finas são reconhecidas por terem um forte impacto sobre o ambiente.

De acordo com Querol (2001), o monitoramento de aerossóis, partículas inaláveis com diâmetro menor que $2,5\mu\text{m}$ (PI_{2,5}), tem sido mais recomendado do que PI₁₀, partículas inaláveis com diâmetro menor que $10\mu\text{m}$, por apresentarem relação direta com efeitos à saúde e pelo fato deste tipo de amostragem evitar a interferência de partículas naturais (menores que $100\mu\text{m}$). As partículas finas (PI_{2,5}) contêm espécies químicas potencialmente prejudiciais como ácidos, metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Estas partículas estão diretamente relacionadas com as emissões antropogênicas (BROOKS *et al.*, 1997).

2.4. Dispersão de Poluentes Atmosféricos

O monitoramento e a proteção da qualidade do ar pressupõe o conhecimento do estado do ambiente. Tirabassi (2005) apresenta os aspectos cognitivo e interpretativo como sendo de envolvimento direto nesse processo.

Na realidade, de acordo com o mesmo autor, o controle de qualidade do ar requer um instrumento interpretativo capaz de extrapolar no tempo e no espaço os valores monitorados e medidos na posição dos analisadores, visto que a melhoria da qualidade do ar atmosférico pode ser obtida, principalmente, através de um planejamento estratégico para a redução de emissões e, ainda, com modelos matemáticos de dispersão atmosférica capazes de relacionar a causa com o efeito, ou seja, a fonte com a concentração do poluente.

Com a utilização de modelos de dispersão, é possível, a partir de informações obtidas junto às fontes emissoras, estudar a dispersão dos poluentes na atmosfera com a finalidade de prever o resultado de possíveis cenários de poluição atmosférica (ECHALAR, 1991). O que se tornaria inviável sem a utilização dos mesmos, devido aos numerosos e complexos processos que governam o transporte e difusão de poluentes. Desta forma resultam em um instrumento técnico indispensável para gestão ambiental, que conforme apresentado por Tirabassi (2005), são capazes de:

- Descrever e interpretar os 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;
- Administrar o território.

Sendo a dispersão um processo extremamente complexo, devido ao fato de que o escoamento na baixa atmosfera (camada limite planetária) é governado pela turbulência, cuja física ainda permanece longe de ser completamente compreendida, atualmente não existe ainda um modelo único para explicar todos os fenômenos observados. Portanto, os modelos de transporte e dispersão de poluentes devem ser capazes de simular em detalhes os efeitos da turbulência para obter previsões confiáveis de contaminantes. Estes modelos variam em grau de complexidade e podem ser classificados em duas principais classes, os *Eulerianos* e *Lagrangeanos*. (MORAES, 2010; TIRABASSI, 2005).

2.4.1 Modelos Matemáticos

Os modelos de dispersão atmosférica, conforme citado anteriormente, podem ser divididos em duas classes principais, os *Eulerianos*, considerando o movimento do fluido relacionado a um sistema de referência fixo no espaço, que de acordo com Tirabassi (2005) são os mais adaptados a enfrentar os problemas complexos, como, por exemplo, a dispersão de poluentes sobre topografia complexa ou a difusão de poluentes reativos. Na descrição euleriana o referencial é fixo. O observador descreve a trajetória da pluma enquanto ela percorre o espaço. São exemplos os modelos *ISC (Industrial Source Complex)* e *AERMOD (American Meteorological Society/ Environmental Protection Agency Regulatory Model)*, que

desde abril de 2000 passou a ser o recomendado pela Agência Ambiental dos Estados Unidos assim como por diferentes agências estaduais do Brasil. O resultado da modelagem é a concentração do poluente, para um período de tempo específico e para um receptor específico.

Os modelos *Lagrangeanos* se diferenciam dos *Eulerianos* por utilizarem um sistema de referência que segue o movimento da atmosfera, que simulam as trajetórias das partículas de poluentes em um sistema de referência que se desloca de acordo com o movimento das partículas. Existem ainda os chamados modelos *Gaussianos*, que podem ser considerados como uma subclasse dos anteriores (MORAES, 2004) e que serão tratados na próxima seção.

2.4.2 Modelo Gaussiano

O modelo clássico Gaussiano é baseado em uma fórmula simples, que descreve um campo de concentrações tridimensional gerado por uma fonte contínua pontual elevada, sob condições meteorológicas constantes, isto é, não se alteram com o tempo, pelo menos no período em que o poluente é transportado da fonte para o receptor. As condições de emissão também são consideradas como sendo constantes neste tipo de modelo. Os modelos de pluma gaussiana são largamente utilizados, mas apresentam algumas limitações de aplicabilidade. Eles são utilizados com frequência na predição de concentrações de contaminantes presentes na camada limite planetária (CLP), principalmente no cálculo das máximas concentrações ao nível do solo (ARYA, 1999).

A solução gaussiana, em um sistema de coordenadas cujo eixo x é o da direção do vento, y é transversal ao vento e z é a altura da fonte de intensidade Q colocada em $(0,0, H)$, pode-se ser calculada a partir da seguinte equação:

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \cdot \left[\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right)\right] \quad (1)$$

Onde:

$C(x, y, z)$: é a concentração do poluente no receptor;

x : é a distância horizontal da fonte;

y : é a distância horizontal do eixo da pluma;

z : é a altura do solo;

Q : taxa de emissão da fonte;

u : velocidade do vento;

H : altura da fonte (chaminé);

σ_y : coeficiente de dispersão lateral;

σ_z : coeficiente de dispersão vertical;

Conforme TURNER (1994), para estimar a concentração de poluentes utilizando a equação clássica da pluma Gaussiana (equação 1), torna-se necessário adotar algumas suposições como:

- Emissão contínua: A taxa de emissão do poluente ocorre de forma contínua não variando com o tempo;
- Conservação da massa: a massa emitida pela fonte permanece na atmosfera no decorrer do transporte do poluente da fonte ao receptor. Desta forma, os mecanismos de reações químicas, bem como os de remoção para o solo ou para o topo da camada limite planetária não alteram a massa do poluente;
- Condições estacionárias: durante o período em que o poluente é transportado da fonte ao receptor, as condições meteorológicas não são alteradas com o tempo.

Esta condição pode não ser satisfatória para períodos em que os ventos estão muito calmos ou quando o receptor está muito distante da fonte;

- Distribuição Gaussiana da concentração no sentido vertical e horizontal: a qualquer distância e direção assume-se que os perfis médios de concentração são representados por uma curva Gaussiana.

Seja a concentração do poluente no nível do solo num ponto de coordenadas x e y na direção do vento a partir da chaminé, que tem uma altura efetiva h (figura 2), o desvio padrão da pluma nas direções horizontal e vertical são representados por σ_y e σ_x , respectivamente. Os desvios padrões são funções das distâncias da fonte e estabilidade atmosférica. A equação básica da difusão Gaussiana foi apresentada na equação 1. Essa equação pode ser obtida através da descrição lagrangeana ou euleriana do fenômeno, seguindo a hipótese de turbulência homogênea e estacionária (SEINFELD e PANDIS,1998).

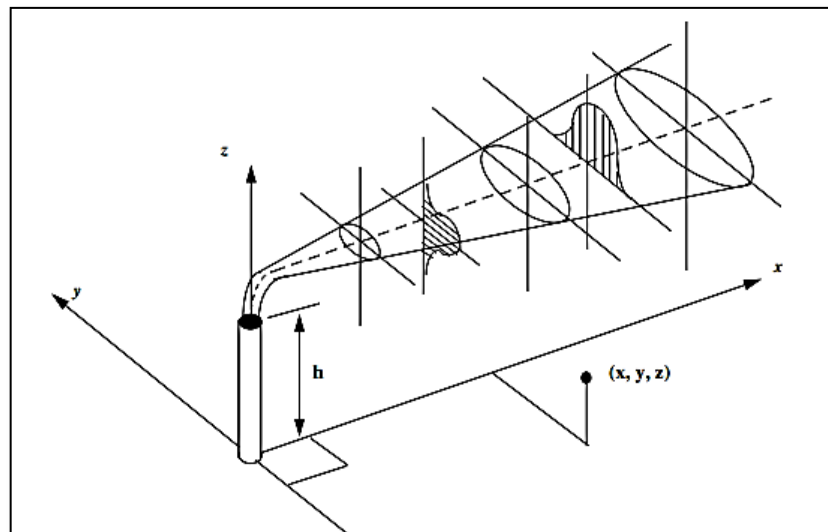


Figura 2: Sistema de coordenadas para uma distribuição Gaussiana. Fonte: TURNER, 1994.

A aproximação Gaussiana, para o cálculo da concentração dos poluentes, incorpora parâmetros de dispersão relacionados às classes de estabilidade, definidas por Pasquill (1961).

Os modelos Gaussianos ao longo do tempo foram aprimorados, permitindo cada vez mais representarem de maneira realística o comportamento da dispersão de poluentes na atmosfera (MOREIRA e TIRABASSI, 2004). Neste aprimoramento estão contidos: a incorporação de situações de terrenos complexos, variações no regime da CLA, mudança da direção e intensidade do vento e, modelagem de mecanismos simples de remoção e reação química dos poluentes.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Os registros de exploração de carvão mineral na região de Candiota, localizada na porção sudoeste do Estado do Rio Grande do Sul, coordenadas geográficas $54^{\circ}10'$ / $53^{\circ}18'$ longitude Oeste e $31^{\circ}17'$ / $32^{\circ}02'$ latitude Sul e distante cerca de 400 km da capital Porto Alegre, datam ainda da segunda metade do século XIX, sendo conduzida de maneira artesanal, com o objetivo de abastecer as charqueadas da região (ROISENBERG *et al*, 2008).

Conforme ilustrado na figura 3, a região de Candiota é composta pelos municípios de Aceguá, Bagé, Candiota, Herval, Hulha Negra, Pedras Altas e Pinheiro Machado, onde se encontra a maior reserva carbonífera brasileira, a jazida Grande Candiota.

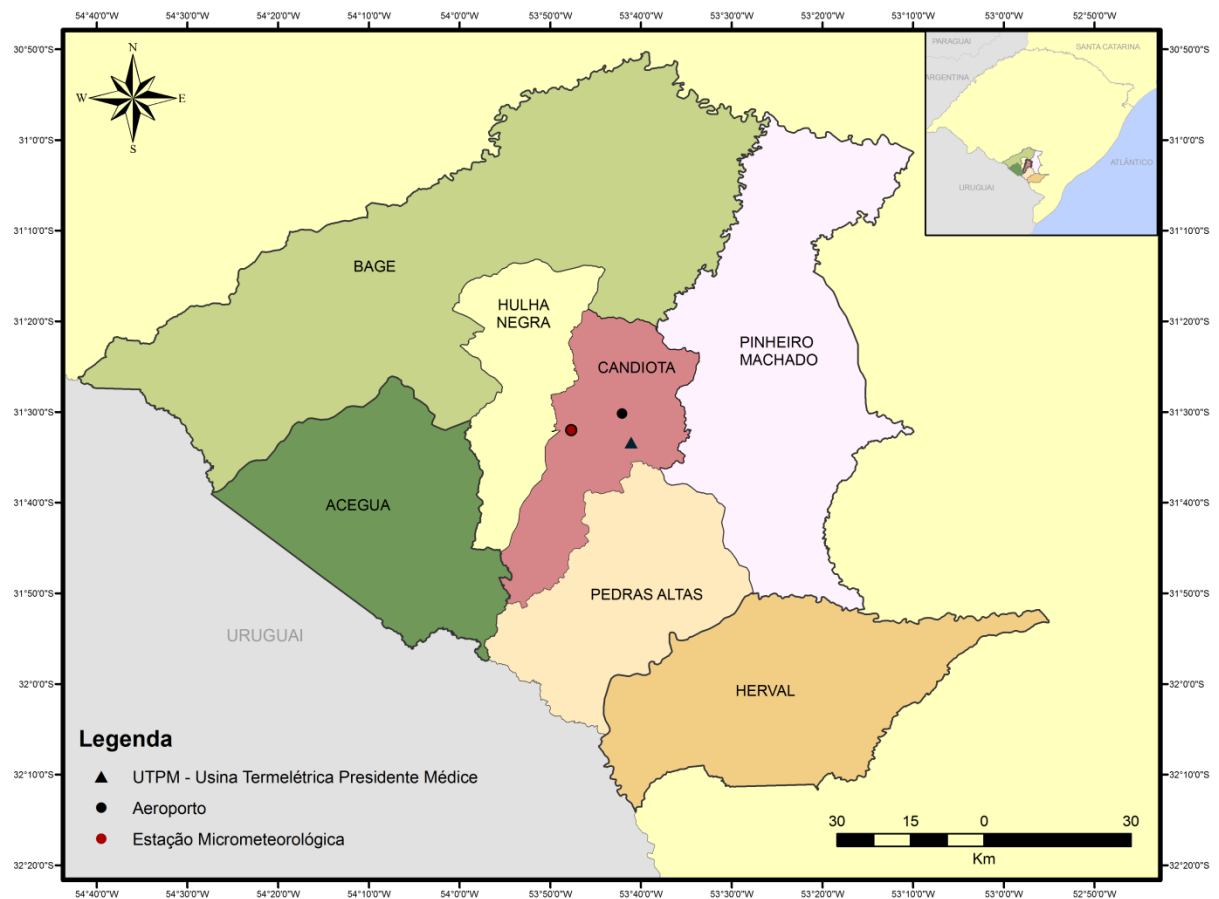


Figura 3: Mapa da região de Candiota.

3.1. Uso, ocupação do solo e Topografia

Os impactos ambientais provenientes das atividades de processamento de carvão mineral no sul do Brasil, especificamente nesta região, têm sido avaliados e estudados desde a década de 1980.

Antes da implementação do polo industrial, Candiota caracterizava-se como uma região tipicamente agrícola, com predomínio das atividades agropecuárias sobre as atividades ligadas ao cultivo do arroz (rizicultura).

Não há como negar que o processo carbonífero trouxe melhorias à de infraestrutura local da região. A exploração e utilização do carvão mineral juntamente com os novos empreendimentos, hospital, lojas de vestuário, de alimentação, a pavimentação de ruas, etc., levaram à emancipação do Município em 1992, que juntamente com as demais atividades industriais desenvolvidas na região, formam o atual polo econômico de Candiota.

A escassez de energia elétrica aliada à menor disponibilidade de recursos hídricos competitivos faz com que a geração térmica passe a ser um dos focos principais das possibilidades de expansão do sistema elétrico nacional. A geração de energia a partir do carvão mineral, com a aplicação de tecnologia atualizada, é ambientalmente aceitável, além de ser uma alternativa técnica e economicamente viável, principalmente na Jazida de Candiota, que possui as condições geológicas mais favoráveis do país. (SIECESC).

De acordo com estudos realizados por Alves (1996), a topografia da área em estudo, Candiota, apresenta alguns fatores que merecem destaque. Localizada em um pequeno vale, com altitudes entre 100 a 500 metros, a região de Candiota apresenta a máxima elevação do terreno com uma altura de 420 metros onde se encontra a Serra do Veleda, localizada a sudoeste da UTPM. A topografia da região é relativamente plana com altitude média de 250 metros acima do nível do mar (figura 4).

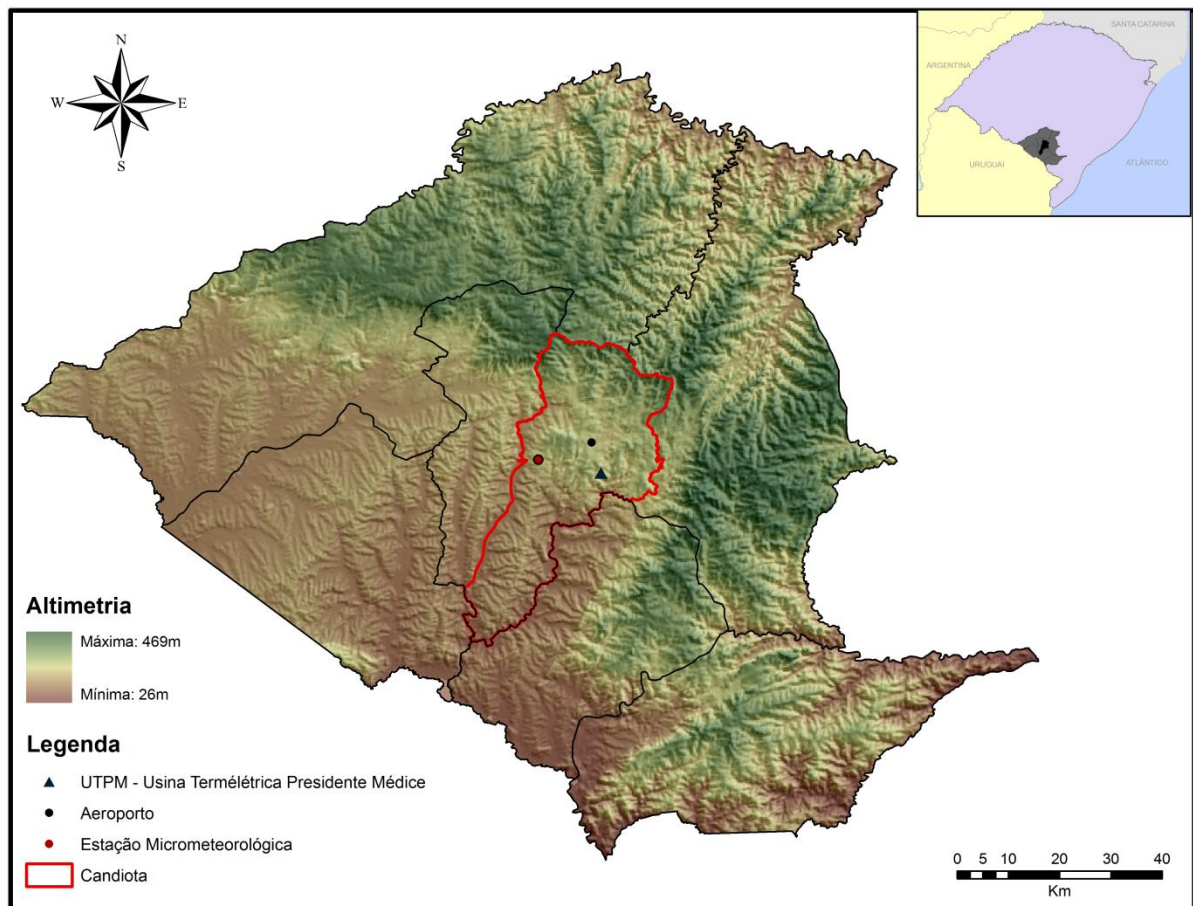


Figura 4: Altimetria da região de Candiota.

3.2. Polo Econômico de Candiota

A história do Complexo Termelétrico de Candiota teve início em 1950, com as primeiras pesquisas sobre o aproveitamento do carvão mineral para geração de energia elétrica. Candiota I, inaugurada em 1961, foi a primeira usina do tipo térmica a vapor desse complexo.

Nessa região está localizado o Polo Econômico de Candiota, cujas atividades são favorecidas pela topografia, pela facilidade de acesso, pela geologia e pela disponibilidade de recursos hídricos. Dentre as principais atividades econômicas, destacam-se a exploração de carvão (mina de Candiota e mina do Seival), as indústrias cimenteiras (Companhia de Cimentos do Brasil e Cimento Rio Branco), a exploração de calcário (minas exploradas pelas indústrias cimenteiras); e a Usina Termelétrica Presidente Médice (UTPM). A fabricação de

cimento utiliza como matéria-prima o calcário, o carvão e as cinzas geradas na combustão do carvão.

3.3. Usina Termelétrica Presidente Médice - UTPM

A construção da Usina Termelétrica Presidente Médici, UTPM, Candiota II, aconteceu em duas etapas. A Fase A da Usina, com duas unidades de 63 megawatts de potência (MW) cada, foi inaugurada em 1974 quando foi integrada no Sistema Interligado Brasileiro. No final de 1986 entrou em operação a Fase B com duas unidades de 160 MW cada, totalizando 446 MW instalados.

Destacam-se, conforme a figura 5, no conjunto da Usina, a torre de resfriamento, uma estrutura em casca de concreto com 124 metros de diâmetro e 133 metros de altura que tem a finalidade de resfriar a água utilizada para trocar calor no condensador e a chaminé de exaustão com 150 metros de altura, em concreto, que possibilita ampla dispersão dos gases resultantes da queima de carvão, diminuindo a agressão ao meio ambiente.



Figura 5: UTPM Candiota II, torre de resfriamento e chaminé de exaustão com respectivamente 133 e 150 metros de altura.

O projeto de ampliação da capacidade de geração da UTPM, denominado Candiota III, Fase C, com capacidade de geração de 350 MW o que representa 10% da demanda do Rio

Grande do Sul, teve origem em um projeto concebido pelo governo do estado do Rio Grande do Sul no início da década de 80, fruto de acordo entre os Governos do Brasil e da França, para incrementar a produção brasileira de energia elétrica a partir do carvão.

A Usina Termelétrica Candiota III, Fase C, entrou em operação sendo considerada a mais moderna termoelétrica movida a carvão do país (figura 6). Operando desde o início de 2011 com a expectativa, segundo a Companhia de Geração Térmica de Energia Elétrica, de queimar uma menor quantidade de carvão para produzir energia elétrica em comparação às demais térmicas no Brasil. Conforme informado pela CGTEE, a fase C produz 1 MW/h de energia elétrica com a combustão de 0,9 toneladas (ton) de carvão, enquanto as duas plantas mais antigas, Fase A e B, consomem 1,15 ton de matéria prima para gerar a mesma quantidade de energia.



Figura 6: UTPM Candiota III fase C, chaminé de exaustão com respectivamente 200 metros de altura.

Conforme a CGTEE, este avanço se deve aos dessulfurizadores instalados, que são câmaras que empregam a cal virgem (óxido de cálcio, CaO) produzida na região, como agente dessulfurizante retendo o enxofre liberado na queima do carvão. Corroborando para eficiência do processo e minimização dos impactos ambientais, um sistema de filtros de alto desempenho captura as cinzas produzidas, obtendo uma redução significativa na quantidade de enxofre liberado na atmosfera. As vantagens do processo de dessulfurização, integrado ao sistema de coleta de pó, são: sua alta eficiência, redução de mais de 80% das emissões de

SO₂, abatimento maior que 99% de material particulado (*fly ash*), baixo consumo de água e por fim, estes processos ocorrem sem que sejam gerados efluentes líquidos.

3.4. Caracterização do clima na região de Candiota

A Região de Candiota quanto aos aspectos climatológicos é controlada por massas de ar de origem tropical marítima e polar marítima. Em qualquer época do ano, afirma Braga *et al* (2004) a direção predominante do vento é do quadrante NE (nordeste), e entre as estações do ano a velocidade do vento anual não apresenta variações significativas. Climatologicamente, de acordo com Alves (1996), caracteriza-se por apresentar estações bem definidas durante o ano inteiro e insere-se, conforme classificação de Koepen, no tipo de clima Cfa (clima subtropical com precipitações durante todo o ano).

3.5. Parâmetros Meteorológicos

A meteorologia tem um papel fundamental em relação à qualidade do ar. Na verdade são os eventos meteorológicos que guiam a dispersão de poluentes e a sua deposição no solo, uma vez que estão imersos na atmosfera (MOREIRA *et al*, 2008).

A dispersão na atmosfera de um poluente bem como a determinação de sua concentração estão diretamente relacionadas com as condições meteorológicas, micro meteorológicas e climáticas e estas, interligadas à topografia, ao uso e ocupação do solo bem como à climatologia da região. Corroboram com as condições mencionadas, conforme Derísio (2007) a dependência dos parâmetros e condições em que se produz a emissão na fonte (chaminé), ou seja, velocidade e temperatura dos gases, vazão etc.

Os principais processos atmosféricos que determinam o potencial de dispersão atmosférica dependem como dito anteriormente, das condições meteorológicas e da intensidade da turbulência atmosférica, esta por sua vez conforme Moraes *et al* (2010) é uma medida da capacidade da atmosfera de misturar os poluentes, acionadas a partir da interação

entre as diversas escalas do movimento que atuam simultaneamente. Esses efeitos atuam sobre as fontes das zonas industrializadas no sentido de transportar e espalhar a poluição do ar sobre as áreas de influências caracterizadas pelos diferentes tipos de receptores (SEINFELD e PANDIS, 1998).

Dentre os fatores atuantes, talvez o de maior importância seja o conhecimento de condições atmosféricas favoráveis ou não à dispersão de poluentes, por possuir um papel determinante na descrição físico-química dos processos de transporte, concentração e deposição do material poluente (CARVALHO, 1999). Segundo Zannetti (1990), os principais fatores meteorológicos que influenciam o fenômeno de transporte e dispersão atmosférica são: vento horizontal (direção e velocidade), estabilidade atmosférica, intensidade na inversão de altitude e movimento vertical devido aos sistemas da pressão, ou efeitos de terreno.

Moraes *et al* (2010) acrescenta ainda que a dispersão de poluentes na atmosfera é o resultado da soma dos processos advectivo e difusivo. O processo advectivo é aquele resultante da velocidade média do vento, este, como um todo, leva o poluente de um ponto para outro. Já o processo difusivo pode ser resumido como a forma com que o poluente se dispersa na atmosfera. De uma maneira simplificada, pode-se dizer que a advecção ocorre na horizontal enquanto a difusão ocorre na vertical. Enquanto a advecção é um processo que ocorre em toda a atmosfera, a difusão é um processo essencialmente da Camada Limite.

O comportamento diário das condições meteorológicas de uma região está diretamente relacionado com a qualidade do ar e com a dispersão de poluentes. Independentemente de se tratar de uma região urbana ou industrial, o monitoramento de alguns parâmetros torna-se essencial, dentre estes, estabilidade atmosférica, altura da camada limite, velocidade e direção do vento, turbulência, pressão atmosférica, e umidade.

O comportamento da dispersão de poluentes na região de Candiota conforme demonstrado nos estudos realizados por Alves (1996 e 2000), Karam *et al* (1996) e Paz *et al* (2007) evidenciam o acúmulo de maiores concentrações de poluente junto à fonte emissora em decorrência de ventos fracos. Esta região apresenta-se como uma área quase plana possuindo poucos pontos com relevo que possam se caracterizar como obstáculos de destaque, ou que possam obstruir o efeito natural do escoamento da dispersão atmosférica pelo vento.

3.5.1. Estabilidade Atmosférica

A estabilidade da atmosfera é um dos fatores fundamentais para o estudo dos fenômenos de dispersão de efluentes e poluentes (SEINFELD e PANDIS, 2006).

O conceito de estabilidade está diretamente ligado ao grau de equilíbrio de uma parcela de ar, que em seu movimento vertical tende a se elevar ou descer, dependendo da sua temperatura, pressão e densidade. De acordo com Derísio (2007) considera-se estável a atmosfera quando as forças ascensionais se opõem ao movimento vertical e instável quando estas favorecem o movimento vertical. Assim, tem-se que quanto maior a instabilidade da atmosfera, maior será sua capacidade de dispersar os poluentes e que, em condições estáveis, como por exemplo, inversões térmicas, irão restringir a dispersão na direção vertical. A estratificação térmica da atmosfera condiciona principalmente a dispersão vertical dos poluentes, enquanto que o vento predomina nos padrões de transporte horizontal. A intensidade do vento indica a extensão da área atingida e a sua direção determina quais os locais mais afetados pelas emissões (STULL, 1991).

Baseado em simples observações meteorológicas da velocidade do vento, insolação e para o período noturno, cobertura das nuvens do céu, o critério de Pasquill-Gifford apresenta as seis classes de estabilidade, apresentadas na tabela 2, como sendo: A fortemente instável; B, instável; C, fracamente instável; D, neutra; E, fracamente estável; F estável. Também denominado Método Sigma A (σ_A) é baseado na turbulência atmosférica, ou seja, no desvio padrão da variação horizontal do vento (EPA 1976) sendo assim utilizam-se os dados de estações meteorológicas locais.

Tabela 2: Classes de Estabilidade Pasquill-Gifford (Pasquill e Smith 1983)

Insolação/cobertura do céu		Velocidade do vento no solo (m/s)				
		< 2	> 2 e < 3	> 3 e < 5	> 5 e < 6	≥ 6
Dia	Insolação forte	A	A –B	B	C	C
	Insolação moderada	A –B	B	B –C	C –D	D
	Insolação fraca	B	C	C	D	D
	Céu aberto	D	D	D	D	D
Dia ou Noite	Cobertura sutil ou $\geq 0,5$		E	D	D	D
Noite	Cobertura sutil ou $\geq 0,4$		F	E	D	D

Originalmente, a classificação Pasquill-Gifford foi proposta pela *British Meteorological Office*, em 1958, e sendo depois publicada por Pasquill (1961); onde a estimativa usava o espalhamento angular da pluma (θ_p) e a altura vertical de espalhamento (z_p) como função da distância da fonte próxima a superfície (x). Gifford (1961) converteu esses parâmetros dentro de desvios-padrão da distribuição de concentração nas direções lateral (σ_y) e vertical (σ_z), respectivamente e propôs a relação em escala logarítmica dos desvios-padrão em função da distância, sendo depois, denominado de curvas de dispersão de Pasquill-Gifford. O critério de Pasquill-Gifford possui base teórica e experimental, porém existem restrições envolvendo a rugosidade aerodinâmica da superfície (z_0), o tempo de amostragem e a distância, bem como o tipo de fonte e sua altura (ARYA, 2000).

Cavalcanti (2010) conclui que as condições para ocorrência de instabilidade são alta radiação solar e ventos de baixa velocidade e para a condição estável ausência de radiação solar, ausência de nuvens e ventos leves. Uma condição neutra da atmosfera seria caracterizada por céu nublado ou ventos fortes.

3.5.2. *Camada Limite Planetária - CLP*

A troposfera estende-se por mais de 11 km de altitude, no entanto poucos quilômetros são diretamente modificados e influenciados pela superfície. Stull (1991) apresenta uma definição para a Camada Limite Planetária, como sendo parte da troposfera que é diretamente influenciada pela presença da superfície terrestre, e sua espessura é bastante variável no tempo e no espaço.

Particularmente caracterizada por movimentos turbulentos gerados por forçantes mecânicos e térmicos, a altura desta camada não é constante ao longo do ciclo diário. Durante o dia, quando a superfície é aquecida pelo Sol, ocorre uma transferência de calor desta para o interior da atmosfera mais fria. Esta intensa mistura vertical, naquilo que é conhecido como *termas*, possibilita que a altura da CLP tenha uma profundidade superior a um quilômetro. Durante a noite, quando a terra esfria mais rapidamente do que a atmosfera, existe uma transferência de calor no sentido inverso. Isto retira energia dos movimentos turbulentos e a altura da CLP pode ser inferior a 100 metros. Certamente que este quadro é diferente quando sistemas meteorológicos de grande escala estão presentes e os padrões de vento e nuvens não são devidos à influência da superfície. (MORAES *et al*, 2010).

Para efeitos práticos a CLP é subdividida em regiões (MORAES *et al*, 2010). Esta divisão, inicialmente foi proposta por Sutton (1953). De acordo com Stull (1991) as três principais componentes desta estrutura são denominadas: Camada de Mistura (CM), Camada Residual (CR) e Camada Limite Estável (CLE). A figura 7 ilustra as três principais subdivisões da Camada Limite Planetária, na qual o autor classifica de acordo com a turbulência em: camada de mistura com muita turbulência, camada residual menos turbulenta contendo certa parte da camada anterior e a camada estável noturna com esporádica turbulência.

De acordo com o mesmo autor, outras denominações são adotadas como resultado da estratificação da camada limite planetária. A CLP que se desenvolve durante o dia é chamada de Camada Limite Convectiva (CLC) enquanto aquela que se desenvolve no período da noite Camada Limite Estável (CLE) ou Camada Limite Noturna (CLN). Na CLC a ocorrência de uma inversão térmica atua como um tampão para os movimentos verticais.

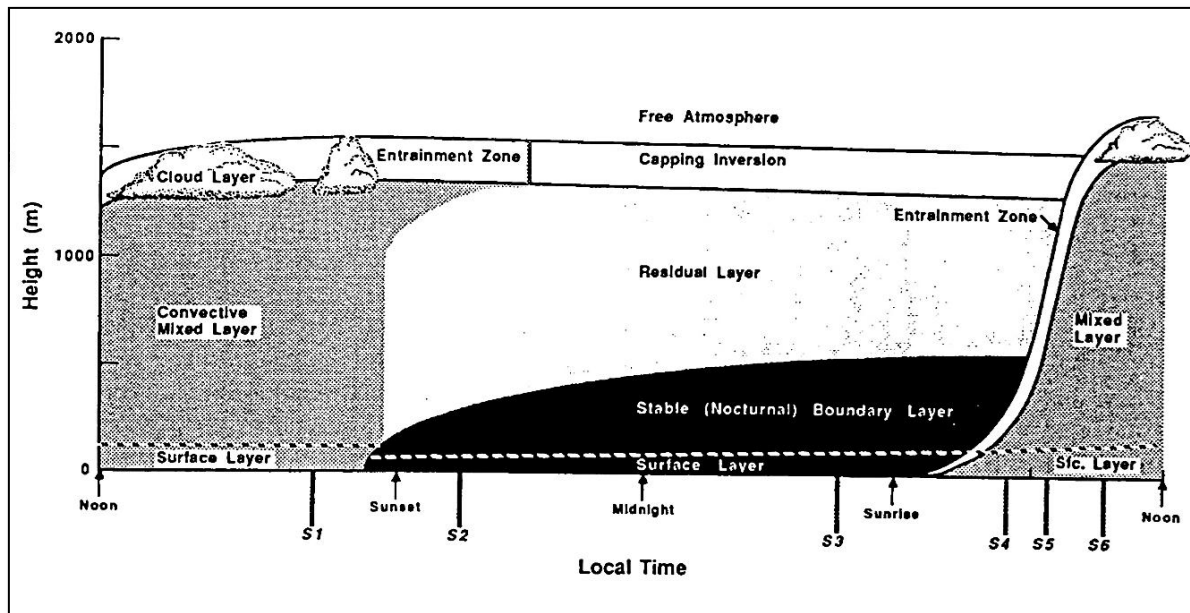


Figura 7: Subdivisão da Camada Limite Planetária. Fonte: STULL, 1991

A seguir, a figura 8 ilustra a existência desse efeito tampão na atmosfera, como descreve Moraes *et al* (2010), limitando a porção da atmosfera sobre a qual os contaminantes estão dispersos. A posição deste tampão é o topo da CLP. Podemos ainda observar na mesma figura, que imediatamente após a emissão do contaminante, este ascende devido apenas às forças de empuxo, que é consequência da diferença de temperatura da emissão na fonte e da temperatura do ar.



Figura 8: UTPM: Ilustração da existência da CLP e seu efeito na dispersão de poluentes.

Com o estado estável da camada limite, à noite, a dispersão de poluentes tem relação direta com a altura das chaminés. Em áreas elevadas, alturas da ordem de 150 metros ou mais, o contaminante sofre uma pequena mistura vertical. A dispersão vertical da pluma é bastante

reduzida. Ela pode percorrer dezenas de quilômetros sem sofrer qualquer dispersão vertical apreciável. Os turbilhões, neste estado estável da CLP, são bastante reduzidos e o campo de turbulência nas altas camadas pode ser bem homogêneo. Assim, à noite, com chaminés altas impedem-se as regiões vizinhas à fonte de serem atingidas pela poluição. As plumas elevadas podem viajar a longas distâncias e atingir regiões remotas, com um alto grau de concentração (ALVES, 1996). A seguir a figura 9, ilustra o comportamento da pluma para o período que antecede o nascer do sol.



Figura 9: UTPM: dispersão dos poluentes em uma CLP estável.

Zannetti (1990), afirma que a turbulência na CLP, é o principal fator na dispersão vertical dos poluentes, e é resultado direto dos efeitos térmicos (movimentos convectivos) e mecânicos (cisalhamento do vento horizontal).

Derísio (2007) esboça as situações de ocorrência de inversão térmica como sendo, frequentemente, observadas durante o período noturno quando o solo se resfria, denominando-se de inversão por radiação, onde ocorre o impedimento da dispersão dos poluentes neste período.

Fenômeno que contribui de forma direta no aumento dos níveis de concentração de poluentes no solo, Cunha (2009) acrescenta que a inversão térmica pode ser caracterizada pelo aumento da temperatura com a altitude. Este fenômeno torna a atmosfera estaticamente estável, inibindo a mistura de poluentes entre as camadas inferiores e superiores e,

consequentemente, sua dispersão se torna restrita a uma fina camada onde os níveis de concentração se tornam mais elevados.

A inversão térmica é uma condição meteorológica que ocorre quando uma camada de ar quente se sobrepõe a uma camada de ar frio como pode ser observado na figura 10, impedindo o movimento ascendente do ar, uma vez que, o ar abaixo dessa camada fica mais frio, portanto, mais denso, fazendo com que à baixa altitude (existindo a camada de inversão) os poluentes se mantenham próximos à superfície, em função da baixa velocidade dos ventos horizontais.

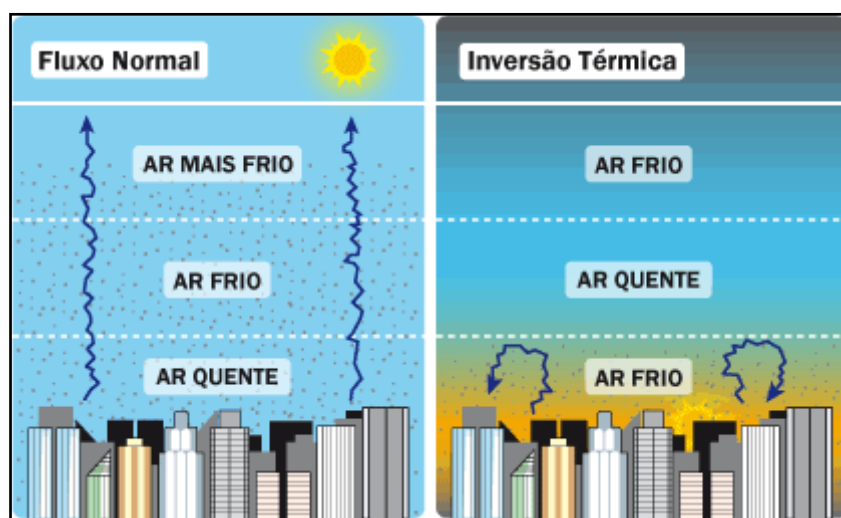


Figura 10: Inversão térmica.

Fonte: <http://ambiente.hsw.uol.com.br/inversao-termica.htm>

Dessa forma, conclui Derísio (2007), quando a temperatura começa a aumentar ao invés de diminuir com a altitude, ocorre a inversão térmica. Ilustrando esta conclusão, na figura 11(a) percebe-se que nos primeiros 10 km da atmosfera ocorre o resfriamento do ar conforme aumenta o distanciamento da superfície, assim por ser mais quente (menos denso), o ar próximo à superfície ascende favorecendo a dispersão dos poluentes. A figura 11(b) ilustra a sobreposição da camada de ar quente que impede o movimento ascendente do ar, ressaltando que o ar abaixo dessa camada sendo mais frio (mais denso) faz com que os poluentes se mantenham próximos à superfície.



Figura 11(a): Condição favorável à dispersão de poluentes.
 Fonte: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/anexo/inversao.htm>

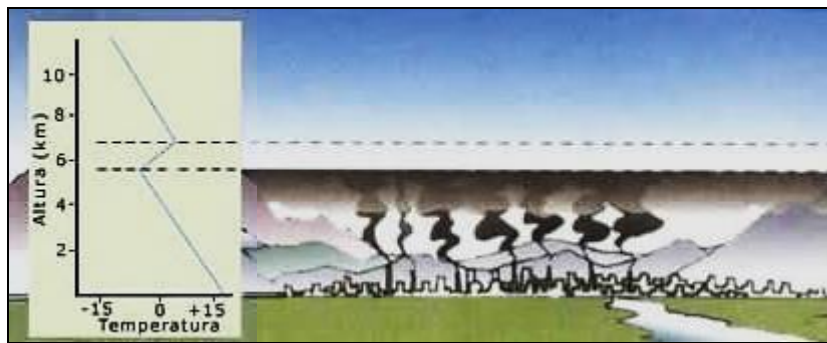


Figura 11(b): Condição desfavorável para dispersão de poluentes, inversão térmica. Fonte:
<http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/anexo/inversao.htm>

3.5.3. Radiação Solar

Lyra (2008) afirma que a energia emitida pelo sol, no seu conjunto, geralmente é referenciada como radiação eletromagnética. A superfície da Terra recebe a radiação de onda curta e reemite para o espaço em forma de calor sensível, calor latente e radiação de onda longa. A transferência de calor entre a Radiação Solar, os oceanos e a superfície terrestre é o principal processo que comanda as mudanças diárias do tempo. A radiação contribui para a formação de ozônio e poluentes secundários.

3.5.4. Vento

Os ventos são os principais responsáveis pela dispersão de poluentes atmosféricos. À medida que a velocidade do vento aumenta o volume de ar em movimento em torno de uma fonte também cresce. Se a taxa de emissão de um poluente é relativamente constante, o aumento da velocidade do vento diminui a concentração do poluente na atmosfera. Em

situações de calmaria, ocorre estagnação do ar, que proporciona um aumento nas concentrações dos poluentes (LIU; LIPTAK, 1999).

O fluxo do vento próximo à superfície terrestre sofre perturbações devido à presença de obstáculos, tais como edifícios e construções em geral. Estas alterações no fluxo do vento influenciam a distribuição dos poluentes próximos aos obstáculos. (ÁLVARES JR. *et al.*, 2002).

Para Menezes (2006) sendo o vento do ponto de vista físico uma grandeza vetorial caracterizada pelo sentido, intensidade e direção, sua importância está diretamente relacionada com os processos de dispersão turbulenta que interferem no espalhamento da poluição do ar. Entende-se como direção do vento o sentido de onde esse sopra e a velocidade determina o tempo de deslocamento de uma parcela de ar entre a fonte e o receptor. Exemplificando, quando se constata o vento do norte, significa que ele está soprando do norte para o sul, considerando o observador como um referencial fixo. Durante um ciclo de 24 horas, conforme observado na figura 12, o vento pode assumir uma das 16 direções radiais.

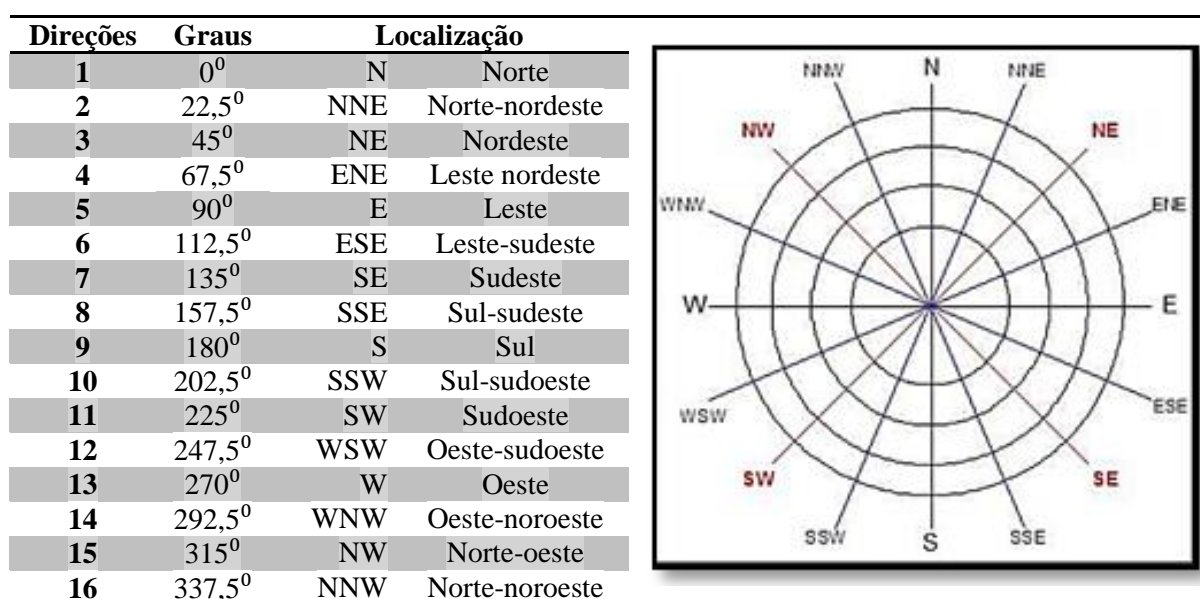


Figura 12: Direções radiais do vento.

Fonte: adaptado de Menezes (2006)

A velocidade do vento à superfície varia bastante com o tempo e se caracteriza por intensas oscilações cuja rapidez e amplitude estão relacionadas com o estado de agitação do ar, que constitui a turbulência. (VAREJÃO-SILVA, 2006).

Lyra (2008) define a turbulência como o movimento irregular do vento em que os poluentes emitidos na atmosfera dispersam ou espalham-se, em dependência desse parâmetro, podendo ser causada pela rugosidade da superfície sobre a qual o ar passa. Desta forma, árvores, edificações e a topografia do terreno provocam turbulência na atmosfera, e a altura desses elementos é diretamente proporcional à intensidade da turbulência gerada.

LIU e LIPTAK (1999) ressaltam ainda que, se a direção do vento é relativamente constante, uma mesma área é exposta continuamente a altos níveis de poluição. Se, com frequência a direção do vento sofre alterações, os poluentes são dispersos em uma área maior e conseqüentemente as concentrações no entorno desta são menores.

Estudos realizados por Alves (1996), baseados em 10 anos de observações realizadas na estação meteorológica de Candiota, possibilitaram delinear o comportamento do vento nesta região. Na primavera o vento leste é o predominante com uma velocidade média de 3,0 m/s, no verão a direção predominante continua sendo leste, seguida de nordeste, com velocidades da ordem de 3,8 m.s⁻¹. Para o outono, o vento leste continua sendo o mais característico e o nordeste é a segunda direção preferencial, com velocidade média de 3,7m/s. Por fim para os meses de inverno, o vento nordeste é o mais comum, seguido das direções norte e leste, com velocidade média de 4 m/s, caracterizando assim o período de maior intensidade dos ventos. Na figura 13 para ser observado, para a área de estudo, UTPM, o efeito do vento no processo dispersivo.



Figura 13: UTPM efeito da magnitude da velocidade do vento na dispersão de poluentes.

4. MODELOS DE QUALIDADE DO AR

A utilização dos modelos de qualidade do ar exige uma avaliação criteriosa a fim de se estabelecer suas potencialidades e limitações para cada aplicação em particular. Desta forma, diversos artigos relacionados à dispersão de poluentes na atmosférica utilizando diferentes modelos de qualidade do ar, ao longo das últimas décadas, buscaram avaliá-los e compará-los sob diferentes circunstâncias.

Hanna *et al* (2001) com o objetivo de avaliar as melhorias que os modelos AERMOD e ADMS (*Advanced Dispersion Model System*) apresentavam em relação ao ISCST3, compararam os três modelos considerando-se diferentes características locais e padrões de emissões. Os autores concluíram que o modelo ADMS foi o que apresentou melhor desempenho, seguido do AERMOD, e os piores resultados foram apresentados pelo modelo ISCST3. Os autores ao compararem o desempenho médio entre os locais avaliados, concluíram que os modelos ADMS e AERMOD obtiveram desempenho similar e uma tênue tendência a subestimarem a concentração máxima predita em relação à máxima observada.

Venkatran *et al.*, (2003) avaliou a performance dos modelos de qualidade do ar, AERMOD, com o módulo PRIME (*Plume Rise Model Enhancement*) e ISCST3(*Industrial Source Complex*) versão 3, em áreas urbanas da Califórnia, Estados Unidos. O modelo AERMOD sem o módulo PRIME, tem seu desempenho otimizado quando se utiliza medidas de velocidade turbulenta próxima à fonte emissora, essas medições podem ser obtidas através de anemômetros sônicos que segundo o autor podem ser operacionalizados com custo relativamente baixo.

Perry *et al.*, (2005) avaliaram a performance do AERMOD comparando os resultados preditos pelo modelo contra uma base de dados observados de dezessete estudos de campo diferentes. Estes resultados foram então comparados com os obtidos pelos modelos ISC3, HPDM (*Hybrid Plume Dispersion Model*), RTDM (*Rough Terrain Diffusion Model*) e o CTDMPPLUS (*Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations*). O objetivo deste estudo foi avaliar a relevância para fins regulatórios dos modelos citados anteriormente, e assim, enfatizar os resultados de concentração máxima obtidos. Foi observado que ao comparar modelo versus modelo, o desempenho do AERMOD é superior

ao ISCST. Os modelos HPDM e CTDMPULU apresentaram desempenho similar ao AERMOD para as situações simuladas neste estudo.

Kumar *et al.*, (2006) realizaram um estudo de dispersão de SO₂ no Município de Lucas, em Ohio nos EUA para o ano de 1990 utilizando o AERMOD. As concentrações médias para 1, 3 e 24 horas foram avaliadas e os resultados mostraram que a previsão de 24 horas apresentou maior coerência de resultados. Os autores ressaltam ainda, a necessidade de mais estudos utilizando o AERMOD visando avaliar a precisão do modelo em modelagens com diversas fontes.

Holmes *et al.*, (2006) publicou a primeira revisão sobre a utilização de modelos atmosféricos aplicados à dispersão de poluentes. Foram avaliados os diferentes tipos de modelos bem como as vantagens e limitações de cada um. Segundo este estudo as limitações existentes nos diversos modelos avaliados estão relacionadas com o tratamento matemático da dinâmica da dispersão e dos aerossóis, nas considerações realizadas fatores cruciais para a escolha de um modelo. A aplicabilidade dos modelos, segundo os autores, depende principalmente da concentração que se objetiva determinar, do tipo de fonte de emissão bem como da escala de tempo requerida. Ressaltam também a necessidade de estudos que mensurem simultaneamente as concentrações das partículas em suspensão e dos gases, para diversos modelos, o que ressalta a carência de trabalhos de validação desses modelos que busquem confrontar dados observados com os dados modelados.

No Brasil, os trabalhos realizados utilizando o modelo gaussiano AERMOD destacam-se principalmente para a Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ). Ferreira (2005), Cunha *et al.* (2006, 2007, 2008), Velloso *et al.* (2007), Soares *et al.* (2009) enfatizaram seus estudos na busca do entendimento da problemática da poluição atmosférica e de sua modelagem nesta região. A descrição física do módulo meteorológico e da dispersão do AERMOD foi amplamente discutida, porém a estes trabalhos não foram inseridos e dissertados os processos de deposição e *Building Downwash*. Cunha (2009) introduziu na modelagem estes processos, considerando a aplicabilidade de seus módulos não regulatórios (processos de deposição e modelagem de fontes veiculares), em fase de consolidação no uso regulatório para o Brasil, onde buscou avaliar o AERMOD, com base na consistência física dos resultados das simulações e a partir da comparação com dados de monitoramento da qualidade do ar. Na avaliação do módulo de *Building Downwash* demonstrou-se que o modelo numérico esteve apto a simular o fenômeno físico de aprisionamento de poluentes

pela esteira turbulenta gerada perante a alteração do campo de escoamento na presença de uma edificação, conforme previsto pela teoria. O autor evidenciou a necessidade da utilização deste módulo sempre que se tenham cenários de dispersão de poluentes na presença de obstáculos que possam modificar o escoamento, a fim de se obter resultados mais realísticos de concentração de poluentes no nível do solo próximo a tais obstáculos.

Considerando-se os trabalhos citados pode-se constatar a existência de vários modelos para o estudo da dispersão dos poluentes na atmosfera, cada qual conforme Barbon (2010), apresentando limitações inerentes às suas hipóteses simplificadoras, implicando determinadas vantagens e desvantagens.

4.1. Substituição para fins regulatórios do Modelo ISCST3

O modelo de qualidade do ar AERMOD (*American Meteorological Society/ Environmental Protection Agency Regulatory Model*), foi desenvolvido em 1995 a partir de um projeto de cooperação científica entre a Sociedade de Meteorologia dos Estados Unidos (*American Meteorological Society, AMS*) e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency, USEPA*), do qual se constituiu um comitê, o AERMIC (*AMS/EPA Regulatory Model Improvement Committee*) formado por cientistas da AMS bem como da EPA, com o objetivo de incorporar à estrutura do modelo ISC3 (*Industrial Source Complex Model* versão 3) técnicas de modelagem mais avançadas e os mais recentes conhecimentos da estrutura da Camada Limite Atmosférica (EPA, 2004). A recomendação oficial da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, USEPA, a partir de abril de 2000 foi substituir o modelo ISCST3 em estudos regulatórios de qualidade do ar pelo AERMOD. (NIWA (2004), HANNA (2001)). Conforme EPA (2004) o AERMOD atende adequadamente à substituição do modelo ISC3. Sua aplicabilidade está tanto para áreas urbanas quanto rurais, terrenos planos e complexos, emissões de superfície ou elevadas, e múltiplas fontes.

Os vários testes realizados por Paine *et al* 1998, foram decisivos para a aceitação do AERMOD como modelo regulatório oficial. Representando avanços em termos de formulação para um modelo gaussiano de pluma estacionária, Paine *et al* 1998 ressalta que é

evidente suas vantagens em relação ao anteriormente adotado (ISCST3). O propósito do estudo foi assegurar que o AERMOD seria aplicado a diferentes cenários para os quais já estariam validados em trabalhos futuros. Ocorreram simulações com estudos de curta duração (*short-term*) e de longa duração (*long-term*) para o monitoramento do dióxido de enxofre. Para a avaliação dos ensaios realizados utilizou-se de alguns testes estatísticos e comparativos de modo a analisar a *performance* do modelo. Os valores mais elevados para os dados de campo foram então comparados com os máximos preditos. Os gráficos de resíduo (predito/observado) para a estimativa das concentrações foram utilizados, bem como alguns testes estatísticos propostos por Cox e Tikvart (1990), para julgar se o modelo estaria trabalhando corretamente. Por apresentar melhor desempenho em relação ao ISCST3, nos diversos testes apresentados, o comitê AERMIC concluiu que o AERMOD através dos resultados publicados neste documento substitui para fins regulatórios o modelo ISCST3.

No Brasil, os modelos ISCST3 e AERMOD também são utilizados para licenciamentos ambientais. Porém, de acordo com Velloso (2007), nenhum estudo de comparação e avaliação para uma região brasileira havia sido realizado até então. Com esse embasamento, a autora realizou uma avaliação desses dois modelos gaussianos para a dispersão de SO₂ para a Bacia Aérea III da região metropolitana do Rio de Janeiro. Os resultados obtidos foram analisados e comparados com os dados observados, obtidos a partir das estações de monitoramento da qualidade do ar, e por fim foi realizada uma análise da confiabilidade dos modelos. Os resultados dos índices estatísticos e mapas de poluição indicaram resultados similares entre os modelos. Velloso (2007) ressalta ainda que considerando o custo computacional, o modelo ISC apresenta superioridade em relação ao AERMOD.

Para Cavalcanti (2010) o modelo AERMOD, é considerado, atualmente, a mais completa e eficiente ferramenta utilizada para os estudos de dispersão atmosférica relacionada à avaliação de impactos de qualidade do ar. Por possuir características que incorporam e combinam vários algoritmos de dispersão, permitindo assim a diversificação das fontes de emissão, tornou-se capaz de avaliar desde as emissões provenientes das fontes pontuais como as chaminés, como, também, de fontes difusas e emissões fugitivas, originadas do transporte, beneficiamento e estocagem de matérias primas e produtos.

4.2. O Modelo AERMOD

O sistema de modelagem AERMOD consiste em dois pré-processadores e um modelo de dispersão. Um pré-processador de dados meteorológicos AERMET (AERMIC *meteorological preprocessor*) que provê ao AERMOD as informações necessárias para a descrição da camada limite planetária e o pré-processador AERMAP (AERMIC *terrain preprocessor*) utiliza as informações do terreno e de localização das fontes e pontos receptores para posterior uso pelo modelo de dispersão. (EPA, 2004).

Um esquema de funcionamento do modelo, mostrando os dados de entrada, os pré-processadores e o arquivo final, está ilustrado na figura 14.

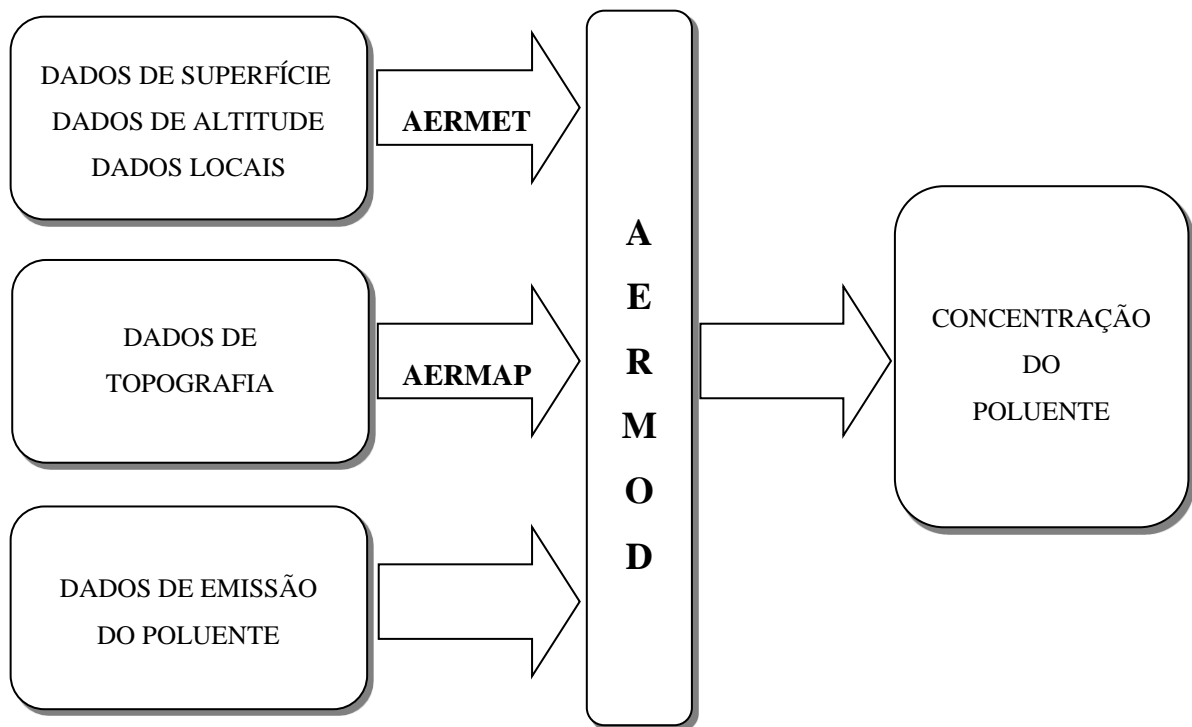


Figura 14: Esquema de funcionamento do AERMOD.

4.2.1. AERMET

O modelo AERMOD utiliza um processador de dados meteorológicos de superfície e altitude, denominado *Aermod Meteorological Preprocessor*, AERMET, que utiliza dados meteorológicos observados (direção e velocidade do vento, temperatura e cobertura das nuvens) bem como características da superfície (albedo, rugosidade e razão de Bowen), que são escolhidas pelo usuário de acordo com as categorias de uso do solo; para então calcular diversos parâmetros da CLA tais como: velocidade de fricção (u^*), comprimento de Monin-Obukhov (L), escala de velocidade convectiva (w^*), escala de temperatura (θ^*), altura de mistura (Z_i) e fluxo de calor na superfície (H), necessários para o cálculo da dispersão de poluentes no modelo AERMOD (EPA 2004).

O pré-processador meteorológico AERMET (EPA, 2004) tem o propósito de organizar dados meteorológicos no formato necessário para uso pelo módulo de dispersão do AERMOD, bem como calcular os parâmetros de Camada Limite essenciais no cálculo da dispersão de poluentes.

No sistema de modelagem AERMOD, baseada na teoria da similaridade de *Monin-Obukhov* e utilizando dados meteorológicos de superfície e altitude, é desenvolvida uma formulação para a estimativa da distribuição vertical do campo de vento, temperatura e turbulência. As formulações do modelo AERMOD, para a altura da camada de mistura são mais avançadas, permitindo uma modelagem mais realística do regime da camada limite atmosférica. Para o cálculo da elevação da pluma o modelo, considera a modificação dos campos de vento e temperatura em condições estáveis e, em condições instáveis são consideradas as correntes convectivas ascendentes e descendentes.

EPA (2004) ressalta que uma das grandes melhorias deste modelo é a habilidade de caracterizar a camada limite planetária. O AERMOD constrói perfis verticais a partir de variáveis meteorológicas mensuradas e extrapolações destas medidas utilizando a escala de similaridade. Perfis vertical da velocidade e direção do vento, turbulência, temperatura e gradiente de temperatura são estimados utilizando as observações meteorológicas. Na camada planetária estável (SBL), assume que a distribuição da concentração é gaussiana tanto na horizontal como na vertical. Na camada planetária convectiva (CBL), a distribuição horizontal também é gaussiana, mas a distribuição vertical é descrita com uma função de densidade de probabilidade bi gaussiana (pdf).

O primeiro estágio extrai e avalia a qualidade dos dados de altitude e superfície; o segundo faz uma combinação (etapa conhecida como *merge*) dos dados disponíveis para um período de 24 horas e escreve estes em um único arquivo intermediário; o terceiro estágio assimila os arquivos de dados combinados e realiza a estimativa dos parâmetros da CLA necessários para o módulo de dispersão realizar os cálculos de concentração no modelo AERMOD. A Figura 15 mostra um fluxograma dos três estágios do pré-processador meteorológico.

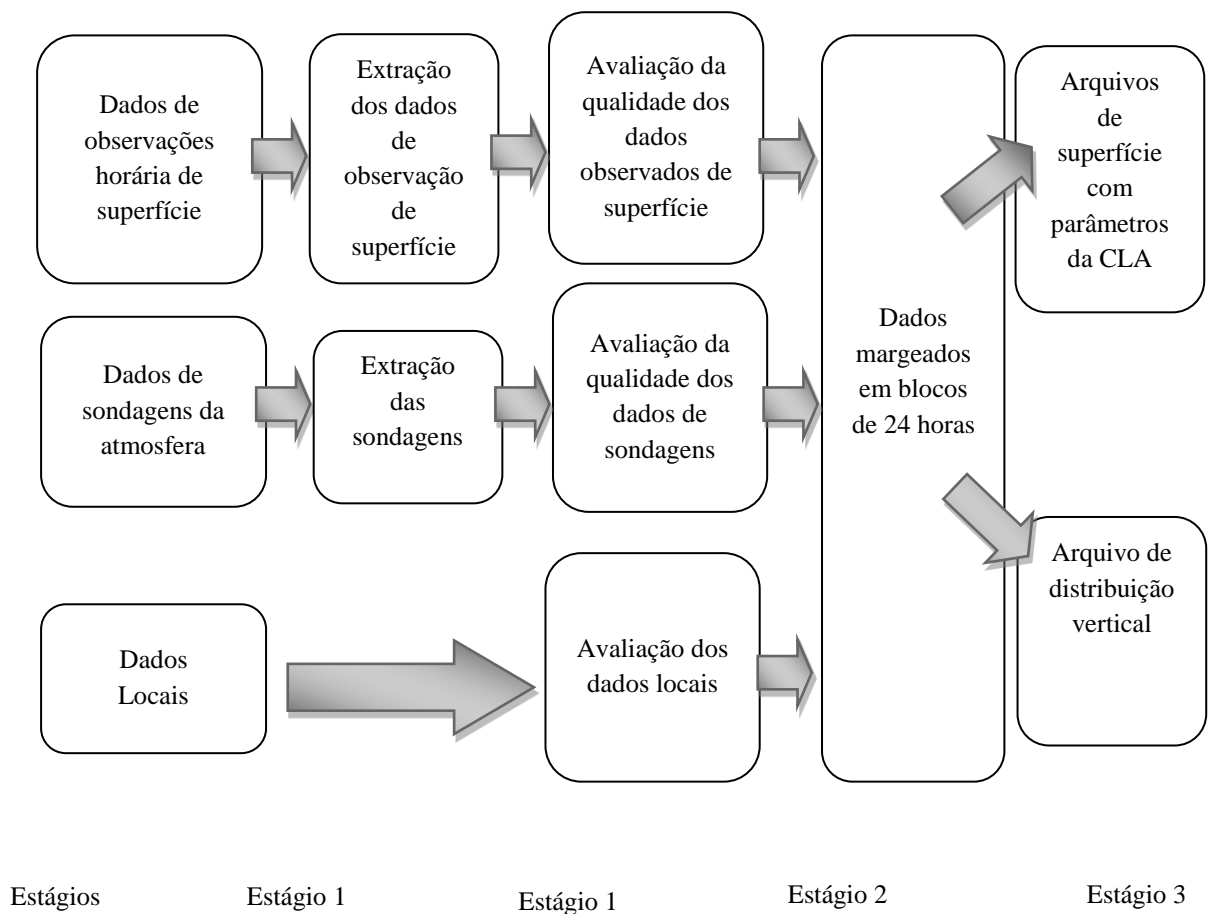


Figura 15: Fluxograma do pré-processador AERMET.
Fonte: adaptado Ferreira 2005

4.2.2. AERMAP

O AERMAP (AERMOD *Terrain Pre-processor*), a partir de informações oriundas do Modelo Digital de Elevação disponíveis na *United States Geological Survey* – USGS (<http://www.usgs.gov> ou na http://www.webgis.com/terr_us75m.html), com capacidade para uma resolução de até 30 metros e utilizando o sistema de coordenada UTM (*Universal Transverse Mercator*), caracteriza o terreno e o incorpora na grade de receptores para o modelo de dispersão AERMOD.

O pré-processador, AERMAP (EPA, 2004), tem como principal atribuição realizar o pré-processamento dos dados de terreno e de localização das fontes e receptores. Inicialmente, o usuário define o domínio para a modelagem, indica as posições da(s) fonte(s) e receptor (es) que serão introduzidas no modelo e o AERMAP realizará o cálculo de elevação da base do terreno para cada receptor e fonte.

5. MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia para o desenvolvimento deste trabalho dispõe como principal ferramenta o modelo matemático de dispersão, AERMOD, representando analiticamente o comportamento do poluente, dióxido de enxofre, durante o processo de dispersão no ar.

Em um primeiro momento utilizou-se um banco de dados obtidos experimentalmente no ano de 2003, oriundos de campanhas realizadas na região de Candiota, para posteriormente confrontá-los com os resultados preditos pelo modelo AERMOD. Com a ampliação do complexo termelétrico da região, no contexto deste estudo realizou-se a avaliação da parcela de poluição gerada após o início das operações da usina Candiota III para o ano de 2011, possibilitado a realização de cálculos estatísticos e a verificação de índices máximos de poluição.

Para fins regulatórios, a principal finalidade não é identificar o local e nem o momento exato de altas concentrações, mas estabelecer um controle das emissões possibilitando a identificação de valores médios de concentração, em estudos de longa duração, geralmente um ano. No Brasil, entretanto, existe uma carência de fomento de estudos por parte dos órgãos ambientais sobre a avaliação de modelos de qualidade do ar em território nacional. Além do fato, da normatização não ser clara quanto ao uso e recomendação de modelos no país.

Para a realização deste trabalho, tratando-se da simulação pós-operação de Candiota III, ano de 2011, foram escolhidos quatro períodos distintos, nos quais não se observaram falhas nos dados meteorológicos além da observação da menor incidência de chuva nos períodos selecionados.

5.1. Parâmetros Topográficos e localização

A área selecionada para a simulação do transporte de poluentes engloba os arredores da usina UTPM. Um mapa com a representação dessa grade é esboçado na figura 16, onde a

estação meteorológica e o receptor estão representados em vermelho e a fonte emissora usina termelétrica Presidente Médice em amarelo.

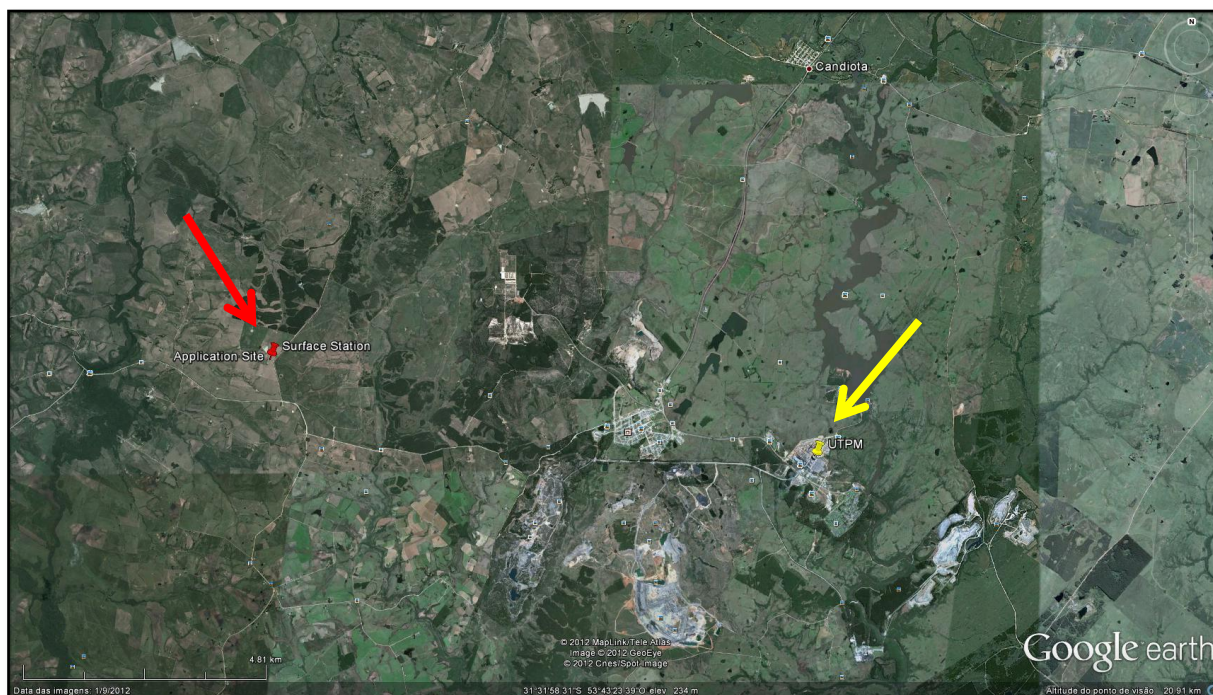


Figura 16: Mapa de localização da principal fonte emissora, estação meteorológica e ponto receptor ano 2011.

Na campanha experimental realizada no ano de 2003 bem como em 2011, foi utilizada uma grade cartesiana de receptores com 51 x 51 pontos, com espaçamento de 1000 metros nas direções X e Y.

A fonte emissora está localizada no ponto 0,0 sobre a grade, os pontos receptores, coordenadas geográficas das estações de qualidade do ar, bem como a distância e direção em relação à UTPM estão dispostos na tabela 3.

Tabela 3: Localização das estações de amostragem.

Pontos receptores	Coordenadas Geográficas	Distância e direção em relação à UTPM
Estação 2003	31°29' S 53°42' W	6 km a Noroeste
Estação 2011	31°32' S 53°47' W	11 km a Noroeste

5.2. Período de estudo e dados meteorológicos

Os dados meteorológicos da área de estudo foram obtidos a partir de estações micrometeorológicas automáticas instaladas a uma altitude de 302 m do nível do mar, para as campanhas 2003 e 2011, sendo que a planta industrial está situada em uma área plana de aproximadamente 250m de altitude. Distantes da UTPM cerca de 6 e 11km respectivamente, foram efetuadas medições contínuas com registros de dados horários dos parâmetros direção e velocidade dos ventos, pressão atmosférica, cobertura das nuvens, radiação solar e temperatura ambiente. Para o ano de 2003 foram utilizados os dados dos meses de fevereiro a novembro e os períodos simulados para ano de 2011 compreenderam: 03 a 12 de fevereiro (verão); 22 a 31 de maio (outono); 18 a 27 de junho (inverno) e 01 a 10 de outubro (primavera).

5.2.1. Vento

A direção e velocidade do vento são apresentadas em um gráfico circular denominado de Rosa dos Ventos que representa a frequência combinada da direção do vento relacionada com as faixas de velocidades. A velocidade do vento é indicada pela escala de cores e os círculos concêntricos representam as frequências percentuais de ocorrência de ventos em cada direção. A frequência com que o vento soprou, sua intensidade e direção estão representadas pela espessura de cada triângulo.

As figuras 17 (a)(b) e 18 (a) (b) representam o comportamento do vento, na forma de gráfico de distribuição de frequências e rosa dos ventos respectivamente, medido nos pontos receptores para o período selecionado respectivamente para 2003 e 2011.

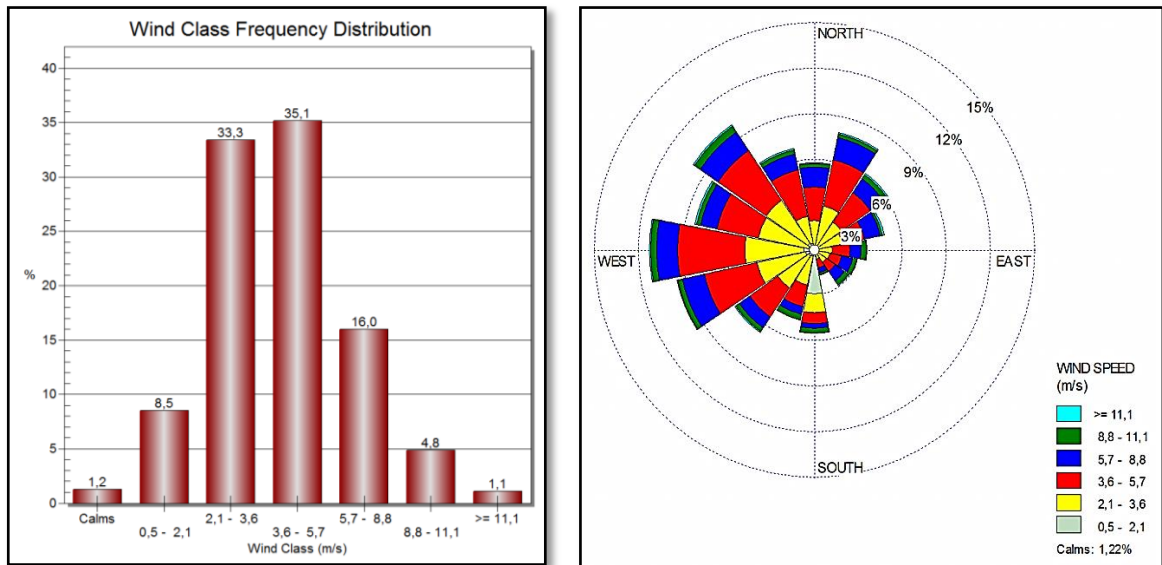


Figura 17: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para o ano de 2003.

Para o ano de 2003, a figura 17(b) apresenta a rosa dos ventos para o período monitorado onde se observa a predominância do vento na direção oeste (W) seguida de sudoeste (SW), ventos de intensidade moderada com índice de calmaria de 1,2%.

A mesma análise realizada para o comportamento do vento para o período em estudo de 2011 (figura 18) apresenta a predominância do vento na direção nordeste (NE), seguida de sudeste (SE) e sudoeste (SW), ventos de intensidade moderada com índice de calmaria de 1,3% de calmaria.

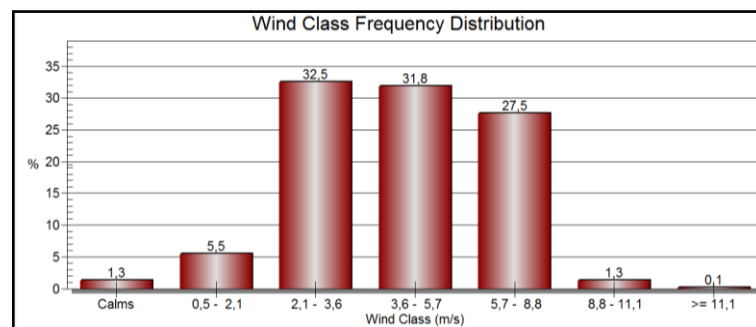


Figura 18 (a): distribuição da frequência dos ventos para o período de 2011.

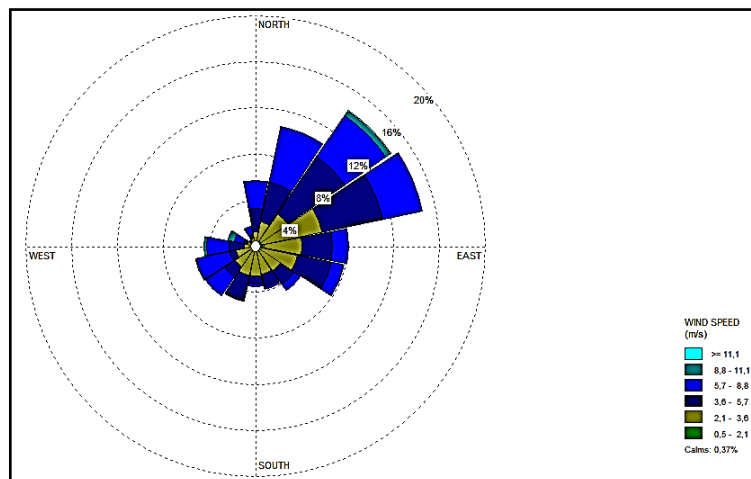


Figura 18(b): Rosa dos ventos para o período de 2011.

5.3. Parâmetros da fonte emissora

Os cenários utilizados neste estudo compreendem os anos de 2003 e 2011. A principal fonte emissora sendo a UTPM distingue-se em: fase A e B inseridas no cenário de 2003 e a fase C, Candiota III, projetada no cenário de 2011.

A operação da usina é contínua, 24 horas dos 365 dias do ano. As características da chaminé e emissões para ambos cenários estão apresentadas na tabela 4.

Tabela 4: Parâmetros da fonte emissora

Parâmetro	Cenário 2003 446 MW	Cenário 2011 796 MW
Altura da chaminé	150 m	200 m
Diâmetro interno da chaminé	5m	5,5 m
Temperatura dos gases	410 K	348 K
Velocidade de saída	20 m/s	24 m/s

5.4 Estações Automáticas de Qualidade do Ar

Um dos propósitos deste trabalho é verificar a ocorrência dos máximos de concentração de dióxido de enxofre e material particulado, tendo como alicerce as condições atmosféricas registradas no período de ocorrência destes máximos e os dados de emissões.

Para a comparação entre as concentrações calculadas e as observadas, definiu-se no modelo uma orientação de cálculo sobre dois locais específicos que foram denominados receptores discretos, os quais são as estações de monitoramento da qualidade do ar localizadas no município de Candiota para as campanhas experimentais ocorridas nos anos de 2003 e 2011.

Para isto utilizaram-se os dados de concentrações mensais dos poluentes em estudo para cada mês do ano de 2003 (exceto para o mês de dezembro no qual a estação não operou) que foram coletados pela estação automática de qualidade do ar sito no Aeroporto de Candiota (31°29,68'S / 53°41,59'W) e os valores de emissões fornecidos pela Usina Termelétrica Presidente Médici. Para o ano de 2011, os dados oriundos para determinação da ocorrência dos máximos de concentração dos poluentes em questão foram fornecidos pela estação automática de qualidade do ar (figura 19) situada a cerca de 11 km da UTPM correspondendo as coordenadas geográficas 31°32' S e 53°47' W.



Figura 19: Estação Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar e Meteorologia 2011.

Para a realização do levantamento de dados de concentração de SO_2 nas estações automáticas, onde ocorreram medições na escala de tempo de hora em hora, foram processados os dados para as médias aritméticas de 24 horas, de acordo com o que é estipulado na Resolução CONAMA 1990, determinando-se as concentrações máximas para que posteriormente esses dados fossem confrontados com os obtidos nas simulações com o AERMOD.

Os valores limites estipulados pela legislação ambiental são de $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o padrão primário de SO_2 , que define os níveis máximos toleráveis de concentração para um período de amostragem de 24 horas, sendo consideradas metas de curto e médio prazo.

5.5. Avaliação do modelo AERMOD

Os dados de concentração de SO_2 medidos nas estações de monitoramento da qualidade do ar em Candiota foram calculados em médias de 24h para todos os dias disponíveis, valores máximos de concentração diários e as máximas concentrações para a

grade modelada também foram determinadas. Estes dados foram comparados com os valores calculados pelo modelo AERMOD, na posição das estações (pontos receptores).

Nos trabalhos realizados por Hanna (1998), Hanna *et al* (2001), Silva *et al* (2012) foram utilizados alguns índices estatísticos como forma de avaliação dos modelos de dispersão. Dentre os sugeridos estão inclusos na proposta deste trabalho: *Fraction of predictions within a fator of two of the observations* FAC2(Eq.2), *Fractional Bias* FB (Eq.3) e *Normalized Root Mean Square Error* NRMSE (Eq.4) descritos a seguir.

FAC2 (a fração das previsões dentro de um fator de dois das observações): fração dos dados previstos e observados que satisfazem a relação com um fator de 2, hipótese da concentração prevista ser o dobro ou a metade da concentração observada.

$$FAC2 = \frac{\bar{X}_p}{\bar{X}_o} \quad (2)$$

Em que:

\bar{X}_p = média dos valores preditos

\bar{X}_o = média dos valores observados

FB (desvio fracional): serve para avaliar em quanto está ocorrendo a superestimação ou subestimação das concentrações médias observadas. Intervalo $-2 < FB < +2$.

$$FB = \frac{\bar{X}_p - \bar{X}_o}{0,5(\bar{X}_p + \bar{X}_o)} \quad (3)$$

NRMSE (raiz do erro médio quadrado normalizado EMQN): fornece informações sobre o desempenho do modelo, permitindo a comparação termo a termo dos desvios entre os valores preditos e observados. Um valor mais próximo de zero seria a condição ideal.

$$NRMSE = \frac{RMSE}{(\bar{X}_p \cdot \bar{X}_o)} \quad (4)$$

RMSE (*Root Mean Square Error*): é a raiz quadrada do erro médio quadrático e pode ser calculada através da seguinte fórmula (Eq.5):

$$RMSE = \sqrt{\left[\frac{\sum (x_p - x_o)^2}{n} \right]} \quad (5)$$

n = número de observações

x_p = valor predito

x_o = valor observado

\bar{X}_o = média dos valores observados

\bar{X}_p = média dos valores preditos

Além destes índices utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson (r) (Eq. 6), o erro médio absoluto EMA (Eq. 7) e o índice de concordância de Wilmott (d) (WILMOTT 1985).

O índice de concordância de Wilmott (Eq.8) vem sendo utilizado em análises comparativas de dados observados e simulados, em avaliações cuja relação entre duas variáveis precisa ser determinada, principalmente na área de meteorologia e dispersão de poluentes. Nos trabalhos realizados por Silva *et al* (2012), Neves (2011) e Santos *et al*(2011), o coeficiente de Wilmott fez parte da análise estatística dos resultados obtidos. Discorre a seguir a descrição bem como os fatores considerados para análise dos resultados obtidos.

Coeficiente de correlação de Pearson (r): é obtido dividindo-se a covariância dos valores preditos e observados pelo produto dos seus desvios padrões. Indica o grau de dispersão entre os valores simulados e observados. O coeficiente de correlação é descrito pela equação (6):

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_p - \bar{X}_p) \cdot (x_o - \bar{X}_o)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_p - \bar{X}_p)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (x_o - \bar{X}_o)^2}} \quad (6)$$

Os valores obtidos para o coeficiente de correlação (r) foram classificados segundo a metodologia proposta por Hopkins (2009) onde são relacionados os valores numéricos de r com o grau de correlação (tabela 5).

Tabela 5: Relação dos valores obtidos de r e o grau de correlação.

Coefficiente de Correlação – r	Correlação
0,00 – 0,1	Muito baixa
0,1 – 0,3	Baixa
0,3 – 0,5	Moderada
0,5 – 0,7	Alta
0,7 – 0,9	Muito alta
0,9 – 1,0	Quase perfeita

Erro médio Absoluto (EMA): quanto menor for o valor do erro médio melhor esta sendo a estimativa do modelo, valores positivos indicam uma superestimava do modelo, e resultados negativos uma subestimação.

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_p - x_o) \quad (7)$$

Índice de concordância de Wilmott (d): é um indicador de concordância adimensional entre as estimativas e os valores observados, mede o grau em que os dados estimados pelo modelo se aproximam dos dados mensurados nos pontos receptores. Este índice (Eq.8) varia de zero a um, sendo zero, nenhuma concordância e um, concordância perfeita.

$$d = 1 - \left[\frac{\sum x_p - x_o}{\sum (|x_p - \bar{x}_o| + |x_o - \bar{x}_o|)^2} \right] \quad (8)$$

Os indicadores estatísticos foram estimados para os períodos no cenário de 2003, referente a um período de 10 meses, uma vez que a estação não operou durante janeiro e dezembro de 2003, e para os períodos de estudo selecionados para o ano de 2011.

Na hipótese da concentração prevista ser o dobro ou a metade da concentração observada, que é uma razão de consenso citada por Hanna *et al* (1991), Beychok (1994), Chang *et al* (1999), Irwin (2000) os parâmetros estatísticos para validação resultariam em intervalos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Parâmetros Estatísticos de Validação.

Parâmetros		Intervalo
Hipótese de a concentração modelada ser o dobro ou a metade da concentração observada	FAC2	$0,5 \leq \frac{x_p}{x_o} \leq 2,0$
Desvio fracional	FB	$-2 < FB < +2$
Erro médio quadrado normalizado	NMSE	$\leq 0,5$

6. RESULTADOS

6.1. Análise do campo do vento para o período de estudo

O comportamento da direção e velocidade do vento, dentre os principais parâmetros meteorológicos, é fundamental para a análise do transporte e da capacidade de dispersão do poluente em uma região.

A influência da direção predominante do vento nos valores das concentrações médias diárias torna-se evidente ao compararmos os valores médios diários experimentais versus modelados.

Na observância dos gráficos 28 a 31, que ilustram o comportamento médio das concentrações de SO₂ nos períodos selecionados para o ano de 2011, as melhores aproximações ocorreram nos dias 10/02, 28 e 29/05, 20/06 e 07/10, dias em que a direção predominante do vento manteve-se entre 90 e 180°, quadrante em que a emissão da UTPM tem maior influência no receptor, que se encontrava situ a noroeste da usina. A tabela 7 esboça os valores da modelagem e os valores médios mensurados no ponto receptor, bem como a diferença entre os resultados, que esta em conformidade ao erro inerente aos modelos Gaussianos, que conforme literatura discutida anteriormente o valor de 50%.

Tabela 7: Influência da direção predominante do vento nas concentrações de SO₂.

Data	Concentração AERMOD (µg/m ³)	Concentração receptor (µg/m ³)	Diferença
10/02/2011	3,384	2,618	29%
28/05/2011	11,075	9,707	14%
29/05/2011	6,122	9,925	38%
20/06/2011	6,395	10,579	39%
07/10/2011	16,276	13,088	24%

Nas figuras 20 a 23 temos a distribuição das frequências de intensidade do vento bem como a rosa dos ventos para cada período simulado no cenário de 2011.

Em comparação aos estudos realizados anteriormente na região de Candiota, as características de direção e velocidade dos ventos estão em concordância à climatologia dos

ventos desta região, discutida por Alves (1996), onde foi identificado não haver grande alteração sazonal do regime de vento.

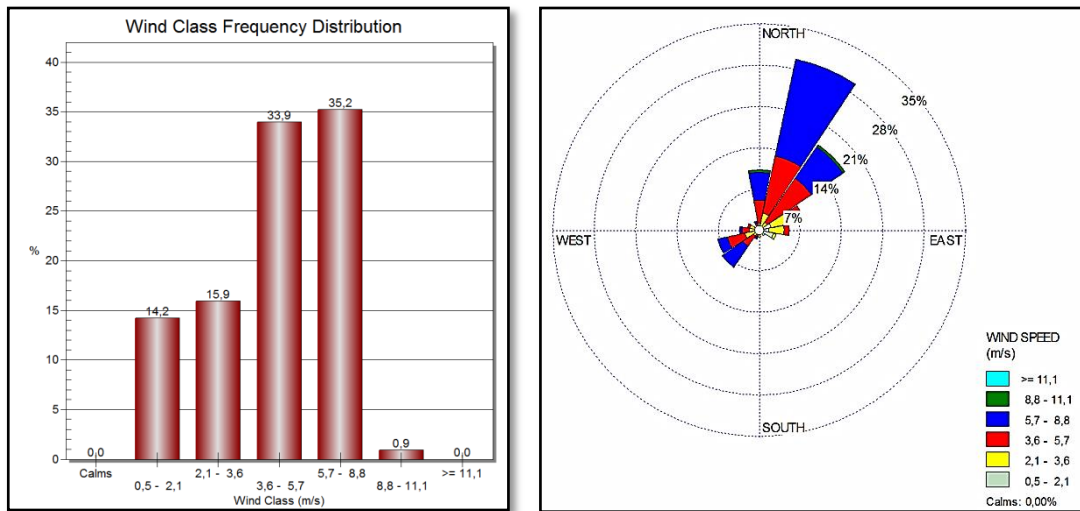


Figura 20: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para fevereiro de 2011.

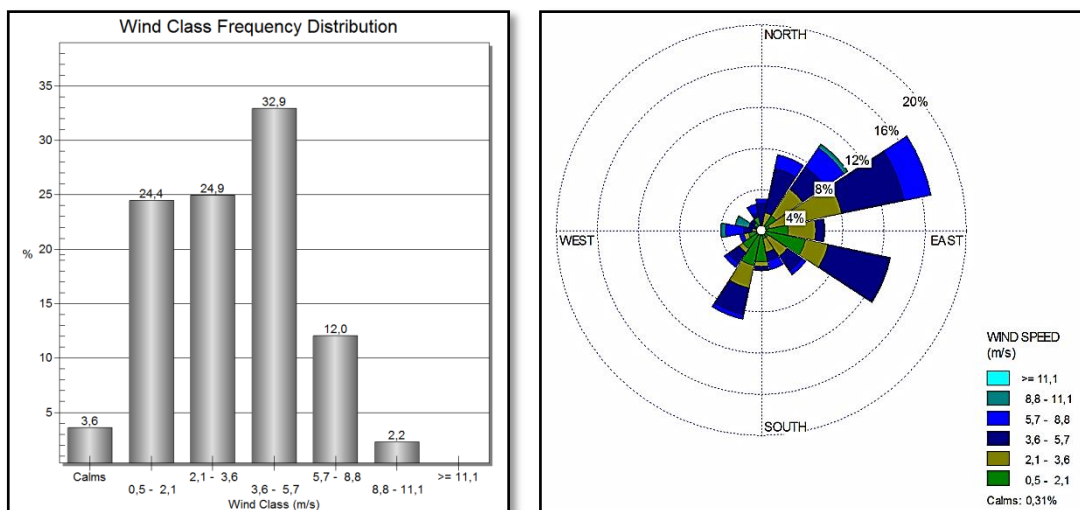


Figura 21: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para maio de 2011.

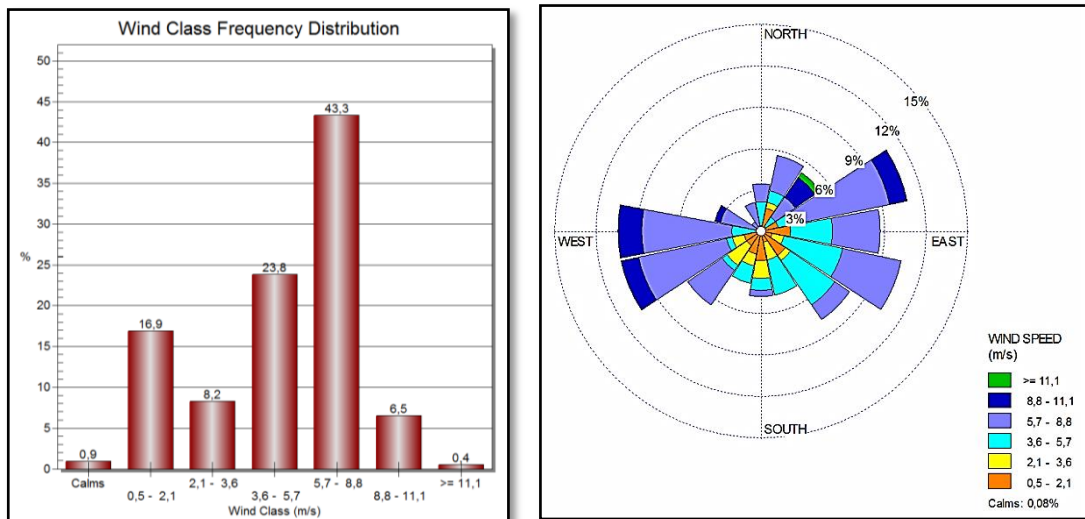


Figura 22: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para junho de 2011.

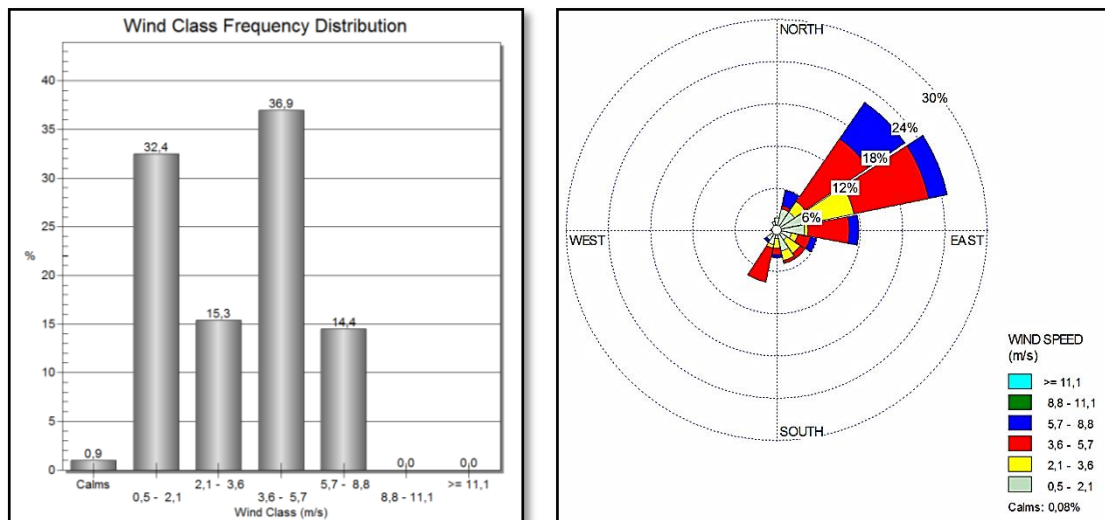


Figura 23: (a) distribuição da frequência dos ventos (b) rosa dos ventos para outubro de 2011.

Os ventos fluem predominantemente das direções nordeste e leste. As velocidades médias ao longo dos períodos situam-se entre 3,6 - 5,7 m/s (maio e outubro) e 5,7 - 8,8 m/s (fevereiro e junho). Para fevereiro não foram observados períodos de calmaria (0%), sendo que o período de maio foi o que apresentou maior incidência 3,6%, nos períodos de junho e outubro os períodos de calmaria representaram 0,9%, conforme pode ser observado nas figuras 20 a 23. Os índices baixos de calmaria apresentados demonstram que a região possui uma boa capacidade de dispersão o que é reforçado pelos ventos com intensidade moderada e forte, podendo desta forma ser entendida a ocorrência de concentrações mais altas do poluente conforme a orientação do vento. As figuras 24 a 27 demonstram através dos mapas de

isolinhas para concentração do SO_2 , gerados pelo AERMOD, as máximas concentrações para cada período estudado em 2011.

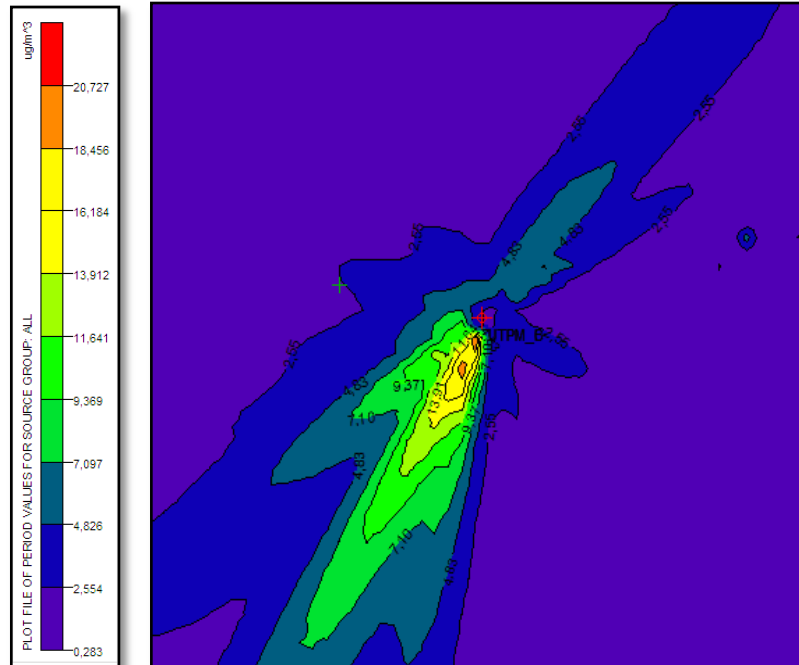


Figura 24: Mapa das concentrações máximas para período de fevereiro 2011.

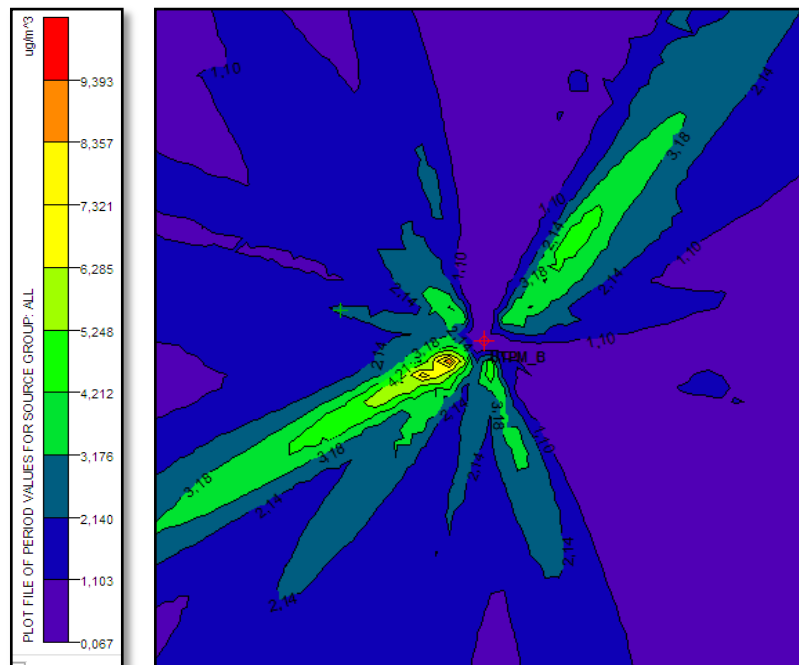


Figura 25: Mapa das concentrações máximas para período de maio 2011.

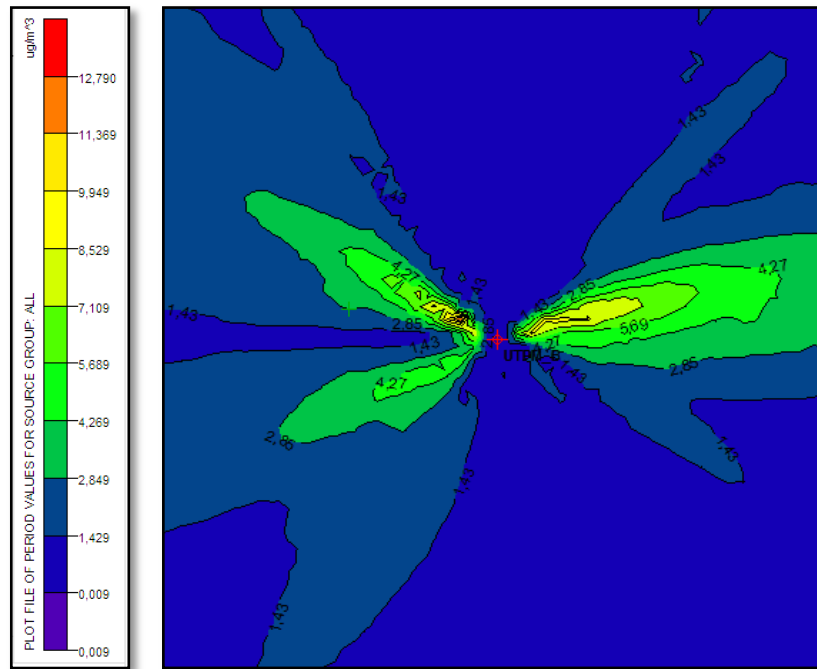


Figura 26: Mapa das concentrações máximas para período de junho 2011.

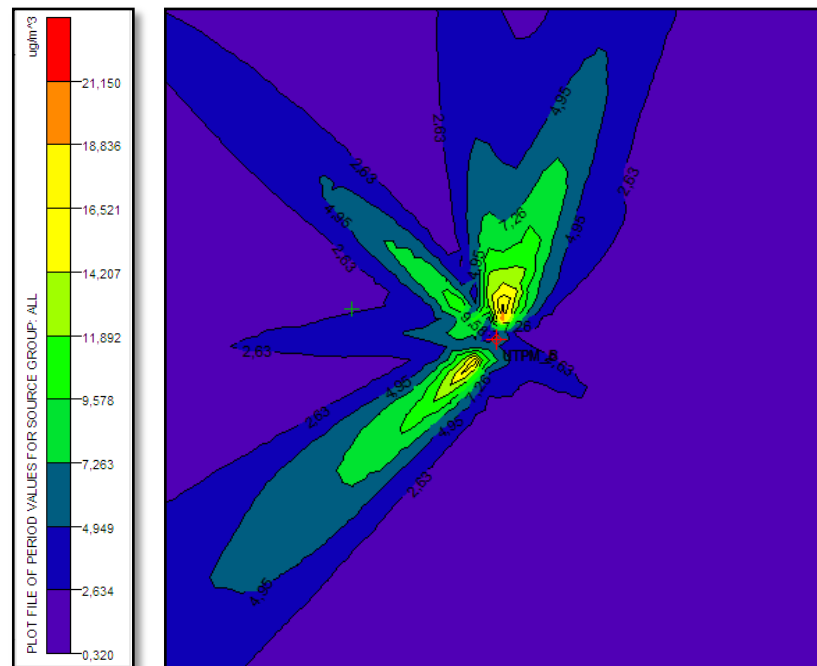


Figura 27: Mapa das concentrações máximas para período de outubro 2011.

6.2 Comparações entre os resultados preditos pelo modelo AERMOD e os dados experimentais dos pontos receptores

As comparações dos resultados das simulações serão discutidas levando-se em consideração o ano e os seguintes aspectos: para o ano de 2011, concentrações médias: diárias e para os períodos selecionados, bem como concentrações máximas obtidas nas estações de monitoramento versus as preditas via AERMOD e para o ano de 2003, concentrações máximas diárias medidas no ponto receptor versus modelada.

Nas figuras 28 a 31 estão esboçados os gráficos da concentração média diária do poluente dióxido de enxofre para o cenário de 2011. Em cada figura, estão representadas as curvas dos resultados previstos pelo modelo AERMOD e os dados observados no monitoramento.

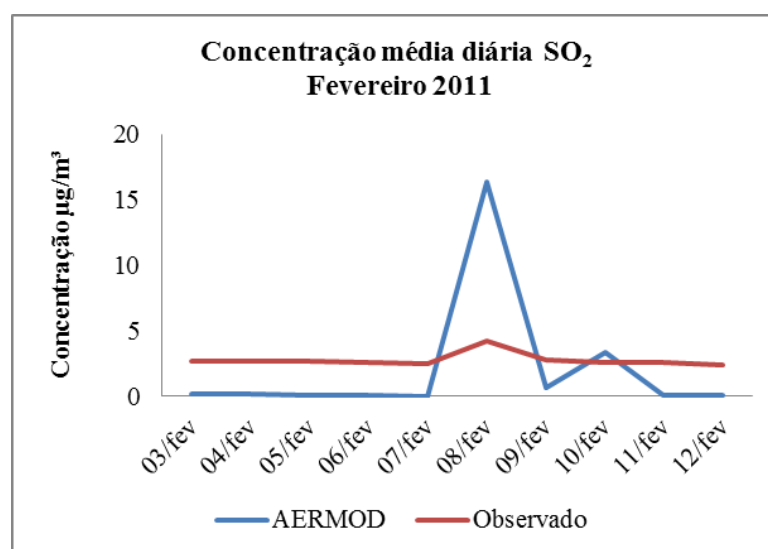


Figura 28: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de fevereiro de 2011.

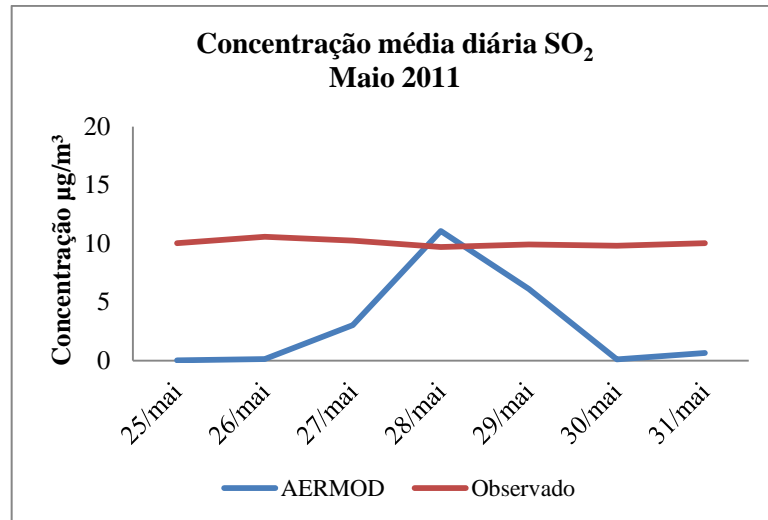


Figura 29: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de maio de 2011.

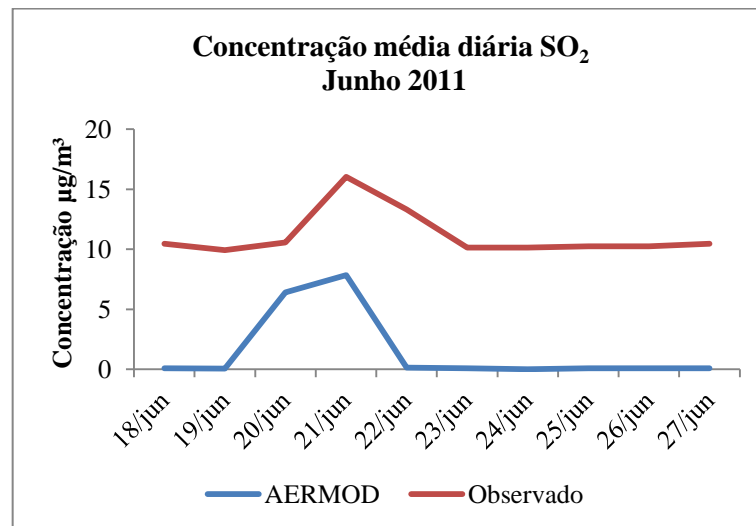


Figura 30: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de junho de 2011.

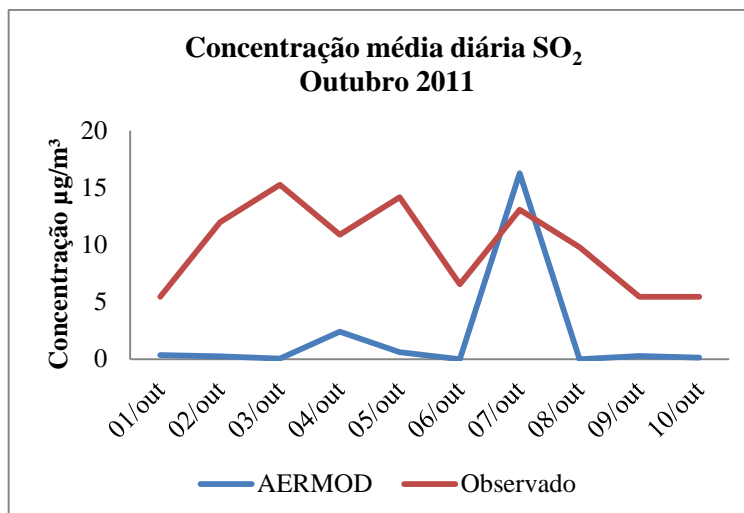


Figura 31: Comportamento dos dados previstos e observados para o período de outubro de 2011.

Os gráficos plotados para a concentração média diária para cada período simulado no ano de 2011 evidenciaram o comportamento dos dados preditos e observados, percebendo-se que os resultados das concentrações estimadas, na maior parte dos dias analisados, permaneceram abaixo dos níveis de concentração obtidos via monitoramento. Observou-se também, que 10,8% dos valores preditos encontravam-se acima dos observados, ocorrido nos dias 8 e 10 de fevereiro, 28 de maio e 07 de outubro.

A análise realizada dos resultados via modelo, demonstrou uma tendência de subestimação dos valores simulados quando comparados aos observados. Este comportamento de subestimação do modelo pode ser verificado também ao plotarmos os valores médios para o período simulado (figura 32) e valores máximos para o período de 24h (figura 33) para o período de 2011.

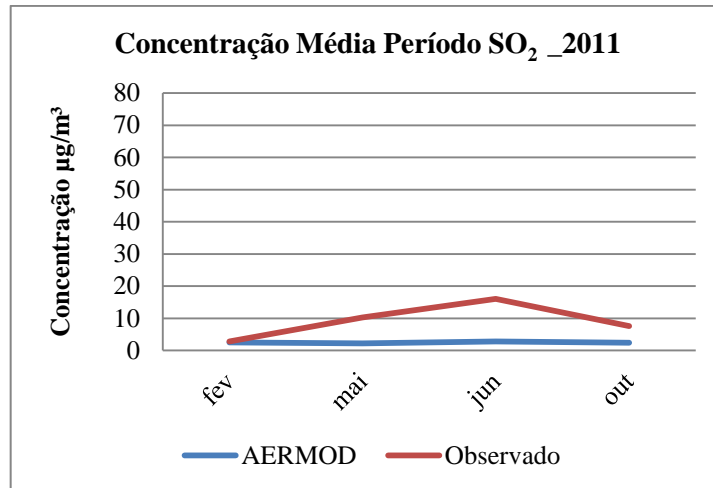


Figura 32: Comportamento das concentrações médias para o período dos dados previstos e observados 2011.

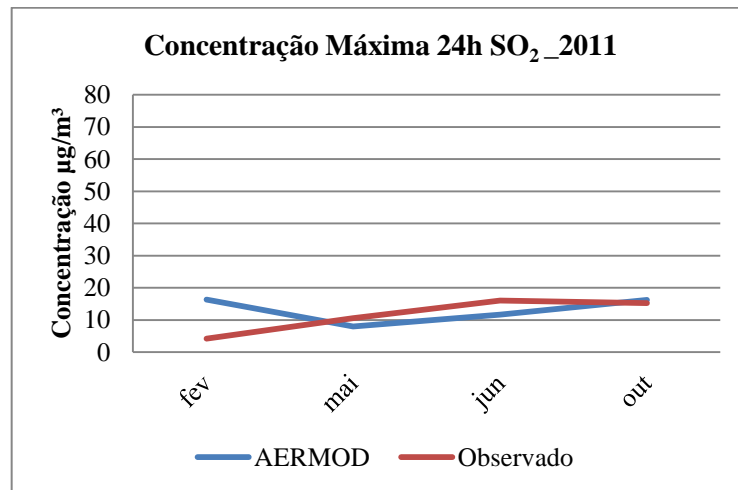


Figura 33: Comportamento das concentrações máximas 24h para os previstos e observados 2011.

Para o ano de 2003 (figura 34) o modelo subestimou cerca de 30% dos resultados das concentrações máximas diárias para cada mês.

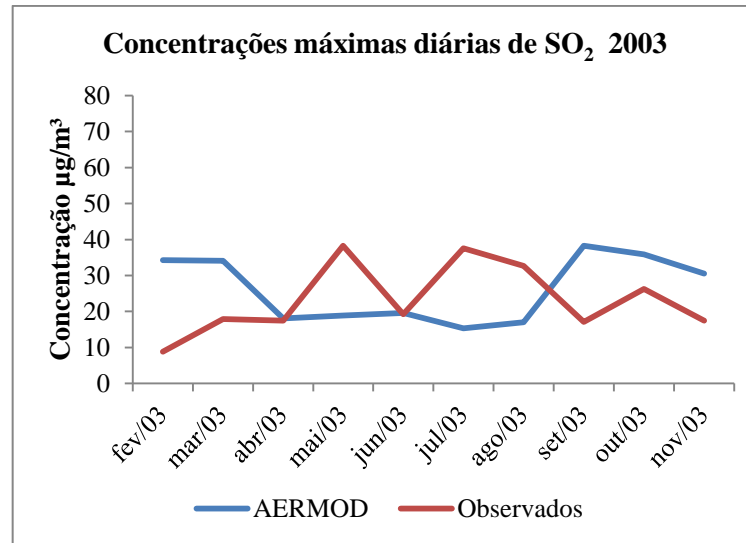


Figura 34: Comportamento das concentrações máximas 24h para os dados previstos e observados 2003.

A partir dos dados de concentrações médias para os cenários de fevereiro, maio, junho e outubro de 2011, cujos valores observados foram respectivamente, 2,79; 10,30; 16,03 e 7,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ evidenciou-se que a maior concentração foi detectada no período do inverno. Comportamento esperado para esse período visto que, a atmosfera se encontra com os padrões de condicionamento mais estáveis não permitindo a dispersão dos poluentes de forma eficaz, como ocorre quando a atmosfera apresenta um condicionamento instável.

6.3 Comparações com os Padrões de Qualidade do ar

No intuito de avaliar a qualidade do ar da região de Candiota, os dados obtidos através da simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos utilizando o modelo AERMOD foram comparados com os padrões nacionais de qualidade do ar fixados na Resolução CONAMA n° 03 de 28/06/90. Os valores limites estipulados pela legislação ambiental são de $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o padrão primário de SO_2 , que define os níveis máximos toleráveis de concentração para um período de amostragem de 24 horas, sendo consideradas metas de curto e médio prazo.

Cada uma das figuras 35 e 36 possibilita a comparação direta das concentrações máximas diárias modeladas com os padrões legislados.

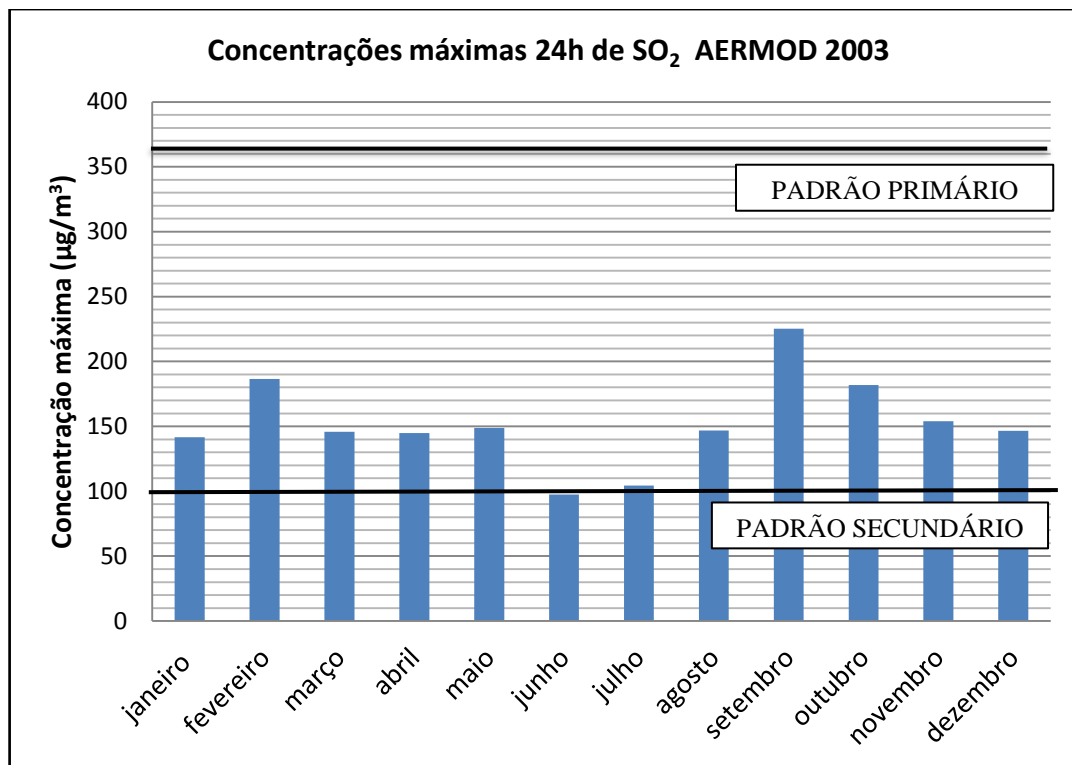


Figura 35: Concentrações máximas diárias modeladas e padrões primário e secundário de qualidade do ar CONAMA para cenário de 2003.

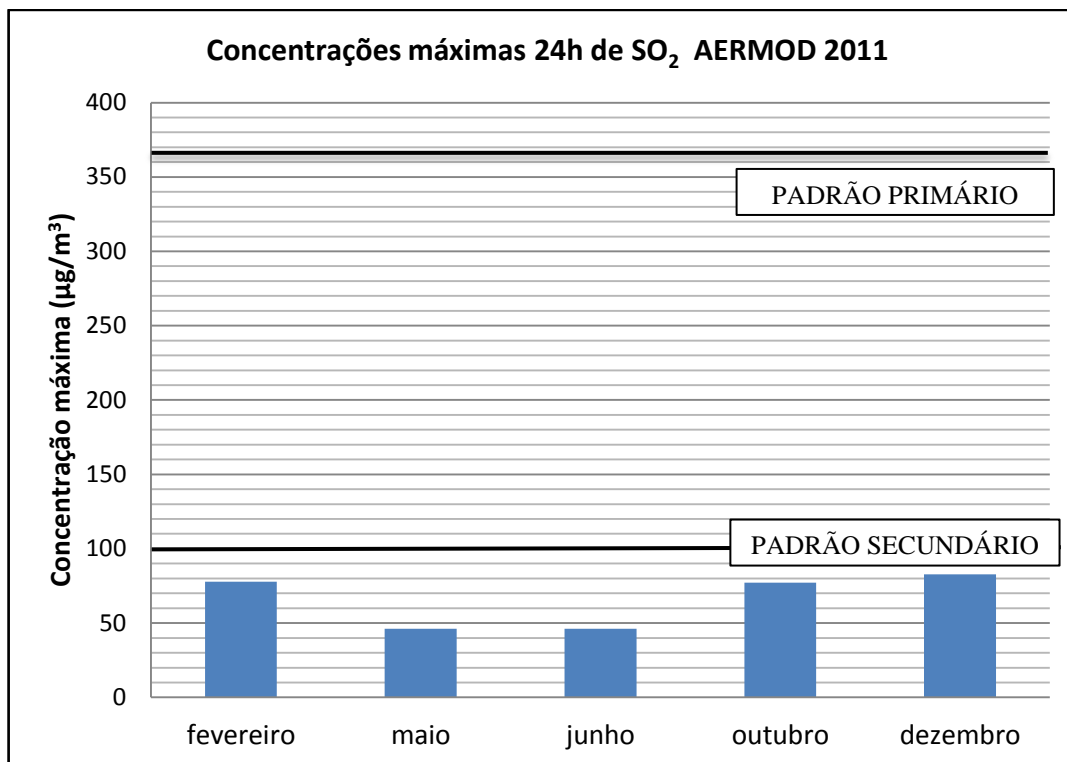


Figura 36: Concentrações máximas diárias modeladas e padrões primário e secundário de qualidade do ar CONAMA para cenário de 2011.

Através dos resultados demonstrados para os períodos estudados, verificou-se que o padrão primário de qualidade do ar para a concentração máxima 24h de SO₂ para os períodos de 2003 e 2011 são, respectivamente, equivalentes a 225,35 e 82,69µg/m³, estando abaixo do padrão legislado.

Constituindo uma meta a ser atingida a longo prazo, é possível também, avaliar o padrão secundário de qualidade do ar. Sua definição abrange as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê um mínimo efeito adverso ao bem estar da população e ao meio ambiente em geral, com o valor legislado de 100 µg/m³.

Constatou-se que para o período estudado em 2011 o padrão secundário não foi ultrapassado o que não ocorreu para o período de 2003 em que apenas no mês de junho, cujo valor simulado foi de 97,44 µg/m³, não ocorrera violação. Estes resultados podem servir de subsídio para que a CGTEE demonstre as melhorias realizadas no processo de queima de carvão e ateste a eficiência da tecnologia empregada na UTPM Candiota III para minimizar a emissão de poluentes.

As figuras 37 a 40 apresentam os mapas das concentrações máximas diárias, para a área de estudo, fornecidos pelo modelo AERMOD. Constatou-se que não ocorreram violações

aos padrões de qualidade do ar, determinados pela Resolução CONAMA 03/90 para os períodos estudados em nenhum dos pontos de grade da simulação. As concentrações máximas diárias para os períodos de fevereiro, maio, junho e outubro foram, respectivamente, 77,85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 46,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 54,66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 77,16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

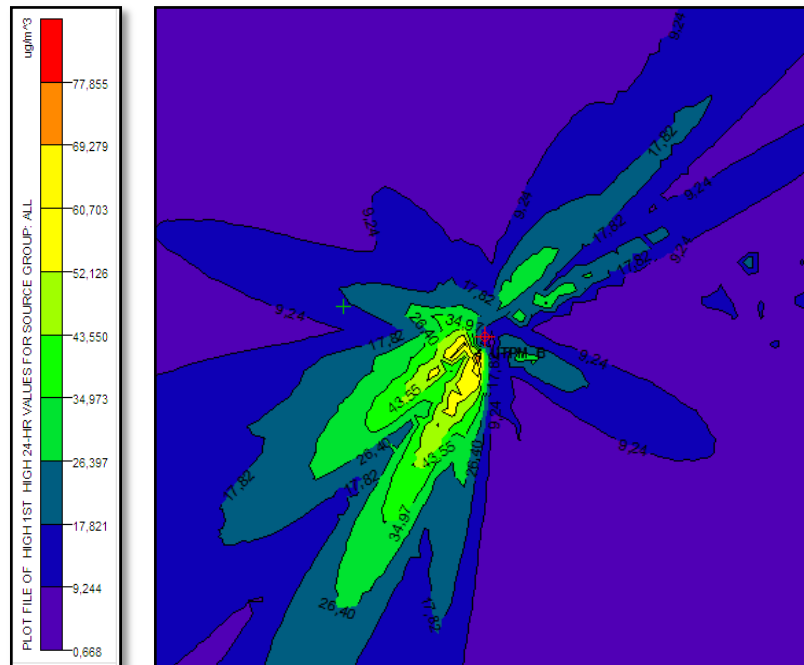


Figura 37: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de fevereiro 2011.

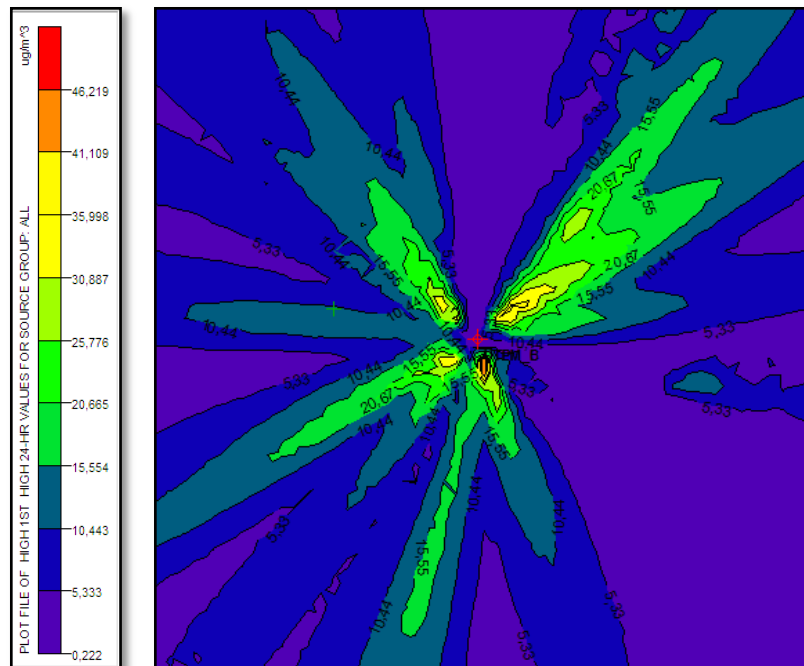


Figura 38: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de maio 2011.

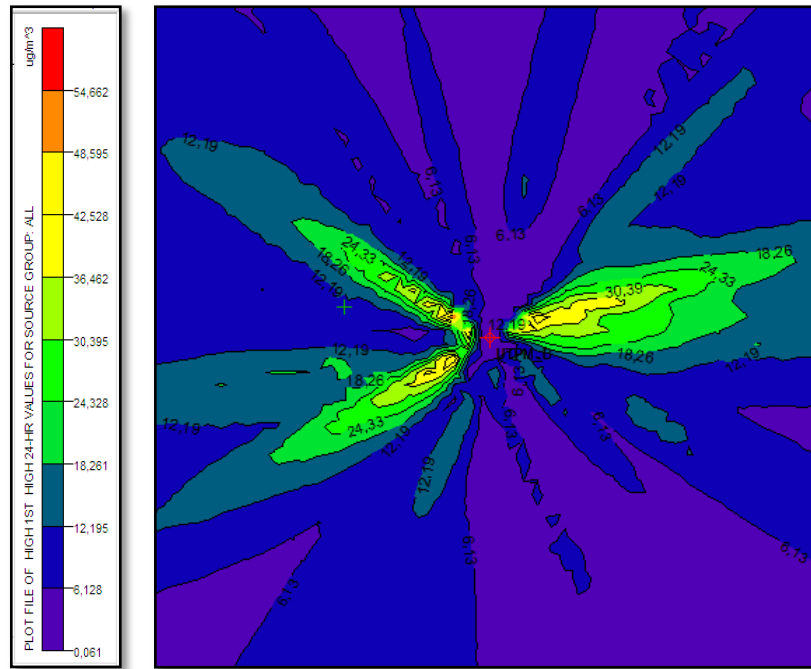


Figura 39: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de junho 2011.

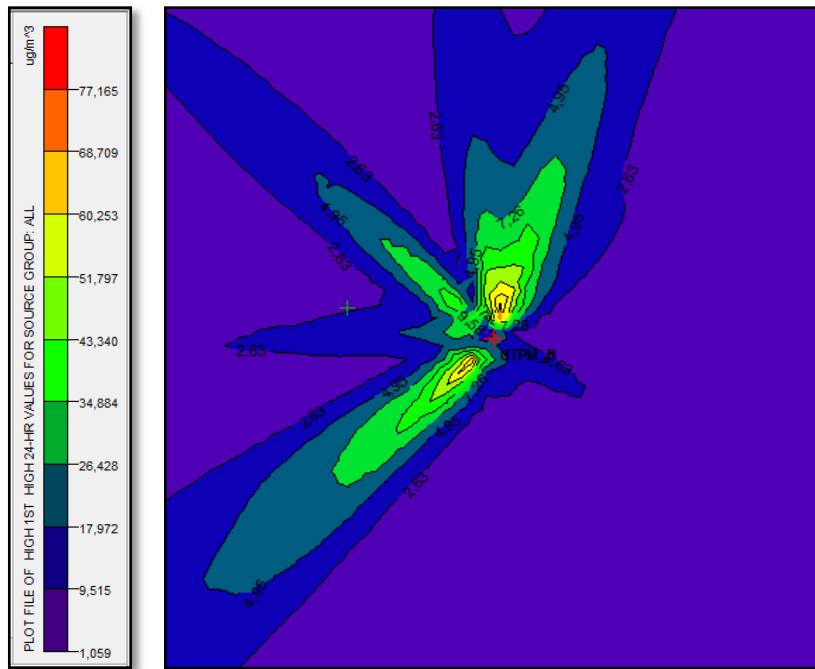


Figura 40: Mapa das concentrações máximas diárias, gerado pelo AERMOD período de outubro 2011.

6.4. Avaliação do modelo a partir dos índices estatísticos

Os resultados obtidos na simulação da dispersão de SO₂, através da modelagem proposta foram comparados com os valores de monitoramento obtidos pelas campanhas experimentais realizadas em Candiota (2003 e 2011), conforme será apresentado a seguir.

Para avaliar o grau de confiabilidade dos resultados de concentrações preditas pelo modelo, foram utilizados os índices estatísticos recomendados na literatura especializada em poluição do ar, onde são definidos e recomendados parâmetros que garantem o grau de confiabilidade do modelo matemático de dispersão.

Estão apresentados na tabela 8, os índices estatísticos calculados para os dados modelados via AERMOD e sua relação com dados observados, para os cenários 2003 e 2011.

Com objetivo de buscar uma melhor interpretação dos dados modelados com aqueles obtidos através do monitoramento, os testes estatísticos foram realizados utilizando-se as concentrações médias diárias, as concentrações máximas 24h e concentrações médias para o período em análise, resultando em sete cenários os quais foram descritos da seguinte forma:

- Cenário 1: Concentrações médias diárias AERMOD x Observada – período fevereiro de 2011,
- Cenário 2: Concentrações médias diárias AERMOD x Observada – período maio de 2011,
- Cenário 3: Concentrações médias diárias AERMOD x Observada – período junho de 2011,
- Cenário 4: Concentrações médias diárias AERMOD x Observada – período outubro de 2011,
- Cenário 5: Concentrações Máximas 24h AERMOD x observada - Período completo de 2011,
- Cenário 6: Concentrações Médias AERMOD x observada - Período completo de 2011,
- Cenário 7: Concentrações Máximas 24h AERMOD x observada - Período completo de 2003.

Tabela 8: Indicadores estatísticos para a análise de concordância entre dados de concentração de SO₂ preditos via AERMOD e observados nos pontos receptores.

	Cenário	Índices estatísticos					
		FAC2	FB	NRMSE	r	EMA	d
1	2011 Concentrações Médias diárias AERMOD x observada Período: fevereiro	0,757	-0,277	0,744	0,955	-0,68	0,8649
2	2011 Concentrações Médias diárias AERMOD x observada Período: maio	0,299	-1,077	0,224	0,532	-4,92	0,8344
3	2011 Concentrações Médias diárias AERMOD x observada Período: junho	0,133	-1,532	0,601	0,649	-9,68	0,5798
4	2011 Concentrações Médias diárias AERMOD x observada Período: outubro	0,208	-1,312	0,462	0,320	-7,78	0,4235
5	2011 Concentrações Máximas 24h AERMOD x observada Período completo	0,768	-0,262	0,037	0,901	-2,58	0,9331
6	2011 Concentrações Médias AERMOD x observada Período completo	0,340	-0,985	0,178	0,774	-3,84	0,8639
7	2003 Concentrações Máximas 24h AERMOD x observada Período completo	1,125	0,118	0,027	-0,623	2,91	0,9024

FAC2: fração das previsões dentro de um fator de dois das observações

FB: Desvio Fracional

NRMSE: raiz do erro médio quadrado normalizado EMQN

r: Correlação entre os dados previstos pelo AERMOD e os dados observados.

EMA: erro médio absoluto

d: índice de concordância de Wilmott

Primeiramente, será feita a análise do índice FB, que sendo um fator adimensional, simétrico e limitado entre o intervalo de -2 e +2, conforme afirma COX; TIKVART (1990), se os valores para esse índice forem iguais a -2 indicam que o modelo está subestimando ao máximo os valores observados, e para situações em que os valores de FB são iguais à +2 indicam que o modelo está superestimando ao máximo os valores observados. Enfim, os valores calculados para FB, determinam se as concentrações médias simuladas superestimam ou subestimam as concentrações médias observadas. Desta forma efetiva-se o que anteriormente havia sido observado (gráficos 28 ao 34) que o modelo subestima os valores observados, visto que os valores encontrados para FB são negativos e encontram-se dentro do

intervalo aceitável. Para o cenário 7, observou-se que o valor calculado para FB foi de 0,118, o que não indica subestimação por se tratar de um valor positivo, mas também não pode ser visto como ideal por ser próximo de zero. Esta ocorrência é explicada pelo fato de que dos 10 meses analisados, o modelo subestimou 50% dos resultados, assim o valor encontrado próximo a zero, não pode ser avaliado isoladamente, pois resultaria em um valor mascarado dando um falso significado para este índice.

A análise da tabela 8 demonstra que o índice de correlação(r) obtido entre os resultados previstos e os dados observados foi satisfatório. Conforme proposto por HOPKINS (2009), apenas um dos coeficientes calculados (cenário 4) pode ser considerado baixo $r = 0,3202$. Os demais obtiveram uma correlação classificada entre moderada e quase perfeita. Cabe ressaltar que a correlação considerada quase perfeita, cenário 1, possui um par de dados discrepantes dos demais para o cenário analisado, desta forma o resultado obtido para a média dos valores deste período, em função destes *outliers* não deve ser considerado para fins de avaliação. De forma geral, uma baixa correlação seria esperada, conforme ARYA (1999), a hipótese de condição estacionária necessária para obtenção dos modelos Gaussianos, implica em uma limitação intrínseca a esses modelos quando realizada a modelagem para análise da qualidade do ar. Para fins regulatórios, que é um dos principais usos da modelagem atmosférica, os coeficientes obtidos para as concentrações máximas, cenários 5,6 e 7, foram respectivamente, 0,9013, 0,7743 e 0,6228, assim concluindo que existe uma boa correlação entre valores máximos preditos e observados.

A fim de se afirmar a cerca da intensidade das correlações, através dos valores numéricos para os coeficientes obtidos, torna-se necessário realizar um teste estatístico de significância. Por esta razão realizou-se o teste- t *Student* para fins de verificação quanto à significância ou não das correlações entre as variáveis. Sendo um teste de hipóteses para o coeficiente de correlação linear, ao calcularmos “ r ” em uma amostra devemos ter presente o fato de que estamos estimando a associação verdadeira entre X_i e X_j ($i \neq j$) que ocorre na população. Assim, conforme Mingoti (2007) se ρ_{ij} representa a correlação teórica entre X_i e X_j , as hipóteses: $H_0: \rho_{ij} = 0$ contra $H_1: \rho_{ij} \neq 0$ podem ser testadas, através do cálculo da estatística t - *Student* (Eq.9):

$$t = R_{ij} \sqrt{\frac{n-2}{1-R_{ij}^2}} \quad (9)$$

Onde R_{ij} é a correlação amostral observada entre X_i e X_j .

Sob a hipótese nula, a estatística t tem uma distribuição t -Student com $(n-2)$ graus de liberdade, denotada por t_{n-2} . Assim, para um nível de significância α fixo, $0 < \alpha < 1$, encontra-se na tabela t -Student o correspondente valor crítico t^c tal que $\text{Prob}[t_{n-2} > t^c] = \alpha/2$. Se o valor observado da estatística t , em valor absoluto, exceder ao valor crítico, a hipótese nula deve ser rejeitada. (MINGOTI, 2007). A tabela 9 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 9: Valores t críticos e observados, níveis de significância e resultados obtidos para o teste t .

Cenário	t - observado	$t^{\text{crítico}}$		$t^{\text{crítico}}$		$t^{\text{crítico}}$		$t^{\text{crítico}}$		$t^{\text{crítico}}$	
		$\alpha = 0,05$		$\alpha = 0,10$		$\alpha = 0,20$		$\alpha = 0,30$		$\alpha = 0,40$	
		n=4	n=10	n=4	n=10	n=4	n=10	n=4	n=10	n=4	n=10
		3,182	2,262	2,353	1,833	1,638	1,383	1,250	1,100	0,978	0,883
1	9,107		X								
2	1,777					X					
3	2,413		X								
4	1,008										X
5	2,937			X							
6	1,729					X					
7	2,253					X					

α = nível de significância

A partir dos dados observados na tabela 9 provenientes do teste de hipóteses para o coeficiente de correlação linear (teste t -Student), considerando-se os sete cenários propostos bem como o nível de significância para que a hipótese nula (H_0) seja rejeitada, em que o valor absoluto de t observado deve ser maior que o valor crítico, conclui-se que a correlação entre as variáveis é estatisticamente significativa para todos os cenários.

Para o cenário 4, o baixo valor do coeficiente ($r = 0,320$) tem sua fraca correlação confirmada. Afirma-se que, com apenas 60% de confiança, exista correlação entre os valores mensurados e observados. Observa-se também, que ocorre diferenciação nos percentuais de confiança para a rejeição de H_0 , nos cenários 5 e 7, nos quais são de interesse para fins regulatórios, com 90 e 80% de confiança afirma-se que existe correlação significante entre os dados estimados e modelados.

ARYA (1999) endossa que levando-se em consideração o erro associado aos modelos Gaussianos, estar contido em uma faixa superior a 50%, sendo consideradas simulações satisfatórias aquelas onde as concentrações previstas estejam numa ordem entre a metade e o dobro da concentração monitorada, obter correlações com intervalos de confiança entre 60 e 95% vem de acordo com o que a literatura propõe para modelos Gaussianos.

A fração dos dados previstos e observados, FAC2, que satisfaz a hipótese da concentração prevista pelo ARMOD ser o dobro ou a metade da concentração observada nos pontos receptores, para um intervalo $0,5 \leq \frac{x_p}{x_o} \leq 2,0$, manteve-se dentro do esperado para os cenários 6 e 7, o que vai de acordo com que a razão de consenso citada por Hanna *et al* (1991), Beychok (1994), Chang *et al* (1999) e Irwin (2000). Demonstrando que para fins regulatórios, onde as máximas concentrações são alvo de interesse, a modelagem é uma ferramenta adequada, levando-se em consideração os argumentos e publicações científicas até o presente momento.

O valor da previsão raramente é igual ao valor real devido principalmente às variações aleatórias que caracterizam a variável que, contudo, não deve diferir muito da média dos valores reais ao longo desses mesmos períodos. Assim de acordo com Dilworth (1992), a previsão do modelo não deve ser tendenciosa, quer isto dizer que, a variável não deve ser sobrestimada ou subestimada. Para isenção do modelo em relação a ser tendencioso, o erro médio deve ser muito próximo de zero. Desta forma os menores erros médios absolutos (EMA) obtidos foram 0,68, 2,58 e 2,91 para os cenários 1, 5 e 7 respectivamente, o que demonstra que as simulações em que se consideram as máximas concentrações e a média do período em estudo são mais próximas dos valores observados experimentalmente. Os valores negativos encontrados para EMA reforçam a tendência de o AERMOD subestimar os valores observados.

A concordância entre os valores estimados e observados, expressa pelo índice (d), de Wilmott *et al* (1985), com variação entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1 melhor a exatidão, demonstrou os melhores resultados para os cenários 5, 7 e 1 onde os índices calculados foram respectivamente 0,9331, 0,9024 e 0,8639, o que se constatou um bom grau de exatidão entre os valores modelados e observados.

O desempenho do modelo, através da análise do índice NRMSE permitiu a comparação termo a termo dos desvios entre os valores preditos e observados. Um valor mais

próximo de zero seria a condição ideal, e para as simulações em que concentrações máximas foram averiguadas, cenários 5,6 e 7 obtiveram-se os menores valores, respectivamente 0,037, 0,178 e 0,027, mais uma vez demonstrando que para fins regulatórios a modelagem atmosférica se adequa estatisticamente aos valores experimentais.

7. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

A região de Candiota nas últimas décadas, em virtude do aumento de demanda por energia elétrica oriunda do carvão mineral, teve um expressivo crescimento industrial, o que ambientalmente é motivo de preocupação. A geração térmica tornou-se um dos principais focos para a expansão do sistema elétrico nacional, em consequência da escassez de energia elétrica vinculada à menor disponibilidade de recursos hídricos.

A utilização do modelo AERMOD para uma avaliação preliminar do impacto causado pela operação da UTPM Candiota III mostrou-se eficiente. Levando-se em consideração todas as restrições incorporadas aos modelos gaussianos, o modelo apresentou uma tendência de subestimar os valores observados, que pode ter ocorrido devido a não representação das emissões de outras fontes externas na avaliação inicial deste modelo. O índice estatístico FB efetiva essa afirmação visto que os valores encontrados para FB são negativos e encontram-se dentro do intervalo aceitável ($-2 < FB < +2$).

A utilização de novas tecnologias aplicadas à fase C da UTPM, Candiota III, indica que ocorreria um aumento da eficiência nos processos de combustão bem como de dessulfurização em virtude de se constatar, através dos resultados obtidos para as concentrações máximas diárias, uma diminuição na emissão de dióxido de enxofre para a atmosfera.

Os resultados das concentrações máximas diárias de dióxido de enxofre para o cenário anterior a operação de Candiota III (2003) foram superiores aos simulados para o período posterior (2011). O padrão primário de qualidade do ar para a concentração máxima 24h de SO₂ nos períodos pré e pós-operação foram equivalentes, respectivamente, a 225,35 e 82,69 µg/m³, não ultrapassando o valor limite estipulado pela legislação ambiental de 365 µg/m³. Ressalta-se ainda que, o padrão secundário de qualidade do ar (100 µg/m³) para o período estudado pós-operação de Candiota III, não foi ultrapassado, o que deixa indícios de uma melhoria na operacionalização da fase C da usina, evidência que não ocorreu para o período de 2003 em que apenas no mês de junho, cujo valor simulado foi de 97,44 µg/m³, não ocorreria violação.

Sendo este o primeiro trabalho utilizando o AERMOD como ferramenta para a modelagem das concentrações de SO₂ na região de Candiota, avaliar o seu desempenho quando comparados os valores preditos com os observados experimentalmente nos pontos receptores, através de índices estatísticos também fez parte da proposta inicial deste estudo.

Utilizado principalmente para fins regulatórios, o AERMOD não é designado para descrever a distribuição da concentração ao longo do tempo e do espaço. Desta forma os resultados obtidos reforçam que com uma confiabilidade de 90 e 80%, para os cenários em que as concentrações máximas e médias 24hs foram simuladas e confrontadas com as observadas nos receptores, existe uma boa correlação entre os resultados obtidos. Conclui-se então, que as concentrações calculadas pelo modelo de dispersão, apresentam uma concordância satisfatória com os dados observados.

Durante este estudo pode-se perceber que os resultados das simulações para os cenários de 2011, concentrações médias diárias, para os períodos de maio, junho e outubro, não reproduziram satisfatoriamente os dados monitorados nesse receptor, justamente nestes cenários foram obtidos os maiores erros e os menores índices de concordância (d). A fim de obtermos uma modelagem mais realística da dispersão de SO₂ na região, os resultados indicam a necessidade de dados meteorológicos mais representativos que contenham um número menor de falhas para que o período de estudo consiga se tornar mais representativo.

De acordo com Perry *et al* (2005), na ausência de erros na formulação do modelo a principal razão para os desvios entre a estimativa do modelo e as observações são os erros nos dados de entrada para inicialização do modelo e as concentrações medidas experimentalmente. O que pode ser observado principalmente para os dados utilizados nos cenários de 2011, onde foi necessário selecionar períodos em que as falhas fossem mínimas ou inexistentes.

Apesar da incerteza associada aos dados de entrada, como dados meteorológicos e a utilização de taxas de emissão médias, os resultados estimados para os pontos receptores concordaram dentro de um fator de dois com os resultados medidos por monitoramento, este resultado é consistente com os exemplos encontrados na literatura.

Para que a modelagem atmosférica utilizando o modelo AERMOD seja uma ferramenta na qual possa ser utilizada remotamente, com alta confiabilidade e uma real

aproximação do cenário em análise, torna-se necessário uma validação prévia deste modelo com dados experimentais nos quais exista um acompanhamento no sítio experimental, visto que ocorrem muitas falhas na operacionalização das estações. Sendo assim uma frequência na calibração dos medidores de concentração poderia minimizar erros e melhorar os índices estatísticos.

7.1. Sugestões para trabalhos futuros

Com um amplo banco de dados meteorológicos e de qualidade do ar, a região de Candiota sendo um cenário de grande interesse industrial, em virtude do aumento de demanda por energia elétrica oriunda do carvão mineral, seria efetivamente um estudo oportuno para a realização de um inventário de emissões, visto que o crescimento industrial acarretará conseqüentemente no aumento populacional. Sendo assim o monitoramento da qualidade do ar, via campanhas experimentais bem como estações de qualidade do ar, que deveriam ser monitoradas e financiadas pelas empresas desta região, poderia ser realizado periodicamente como medida preventiva ou corretiva, evitando assim que a população local seja prejudicada pela emissão dos poluentes emitidos pelo polo industrial bem como buscando uma forma de minimizar essas emissões.

Como proposta de trabalhos futuros, sugerimos a elaboração desse inventário de emissões, que é uma ferramenta que vem sendo utilizada para avaliar o progresso obtido no cumprimento das metas de redução de emissões ou ainda, serve como um instrumento de avaliação da qualidade do ar. Através da utilização do AERMOD, a sugestão é que seja feita a avaliação de um período maior e, ainda um estudo mais detalhista que relacione e avalie os dados meteorológicos bem como dados provenientes de radiossondagens, que serviriam de dados de entrada para o modelo, descrevendo a CLP de uma forma mais realística, aos resultados de concentrações de poluentes obtidos via modelagem. Desta forma os erros seriam minimizados e a representação da dispersão dos poluentes no entorno da UTPM simulada com maior confiabilidade. Sendo assim os dados de saída do AERMOD poderiam ser validados com dados de monitoramento provenientes de torres de fluxo, por exemplo, a fim de se possuir mais uma fonte de informações.

REFERÊNCIAS

- AERMOD: Description of model formulation. EPA-454/R-03-004, September 2004.
- ÁLVARES JR., *et al.* **Emissões Atmosféricas**. Brasília: SENAI/DN, 2002.
- ALVES, R. C. M. **Descrição das circulações locais na região de Candiota-RS e seus efeitos no transporte de poluentes**. Tese de Doutorado, Departamento de Ciências Atmosféricas. IAG-USP, 2000.
- Alves, R. C. M. **Estudo da dispersão de SO₂ emitido pela Usina Termelétrica de Candiota-RS, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ciências Atmosféricas. IAG-USP, 1996.
- AMANN, M. Emission inventories, emission control options and control strategies: an overview of recent developments. **Water, Air and Soil Pollution**. Dordrecht: Kluwer, v.130, p-43-50, 2001.
- ARYA, S. P. **Introduction to Micrometeorology**. Academic Press, San Diego-USA, p.310, 2000.
- ARYA, S.P. **Air Pollution Meteorology and Dispersion**. Oxford University Press, 1999.
- AWMA, Air & Waste Management Association. **Fundamentals of Dispersion Modeling**. Pittsburgh, p.492. November, 2000.
- BARBON, A. e GOMES, J. Simulação das emissões atmosféricas sobre o município de Araucária com uso do modelo AERMOD. **Eng. Sanit. Ambient.**,v.15, n.2,p. 129-140, abr-jun 2010.
- BEYCHOK, M. R., How accurate are dispersion estimates? *Hydrocarbon Processing*, October 1994b.
- BEYCHOK, M.R., **Fundamentals of Stack Gas Dispersion**, published by author, Irvine, California, USA, Third Edition, p.193, 1994a.
- BORGES, V. P. *et al.* Avaliação de modelos de estimativa da radiação solar incidente em Cruz das Almas, Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.1, p.74-80, 2010.
- BRAGA, C. F.; Estudo dos compostos inorgânicos em partículas atmosféricas da região de Candiota-RS utilizando a técnica PIXE. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUCRS, Porto Alegre, 2002.
- BRANCO, S.M. **Poluição do ar**. Editora Moderna, São Paulo, 2004.
- BROOKS, J. R.; Dann, T. F.; Burnett, R. T.; **J. Air Waste Manage.** V. 47, n.2,1997.

CABRAL, O.M. R, Fluxos turbulentos de calor sensível, vapor d'água e CO₂ sobre plantação de cana-de-açúcar (*saccharum sp*) em Sertãozinho/SP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.18, n.1, 61-70, 2003.

Cálculos Geodésicos – aplicação on line consulta em junho de 2012. <http://www6.ufrgs.br/engcart/Teste/inicial.html>

CARVALHO, J.C. **Estudo dos processos de transporte e difusão na camada limite planetária utilizando os modelos RAMS e SPRAY. Aplicação ao caso do experimento TRACT.** Tese de doutorado, Departamento de Ciências Atmosféricas. IAG-USP, 1999.

CAVALCANTI, P.M.P.S. **Modelo de gestão da qualidade do ar – abordagem preventiva e corretiva.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, Rio de Janeiro, 2010.

CBMET 2004. Consulta ao site www.cbmet.com/cbm-files/22-07daa9c7aae410c0acedee15a724bee4.doc. Acesso em 23 de abril de 2011.

CETESB <http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/anexo/inversao.htm>

CGTEE: <http://www.cgtee.gov.br/sitenovo/index.php?secao=37>

CHANG, J. C., et al. **Evaluation of CALPUFF, HPAC and VLSTRACK with dipole Pride 26 Field Data.** Institute of Computational Sciences and Informatics, George Mason University, Fairfax, VA 22030, p. 46, 1999.

CIMORELLI, A.J. et al. AERMIOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization. **Journal of Applied Meteorology**, v. 44, 2005.

COX, W. M.; TIKVART, J. A. A statistical procedure for determining the best performing air quality simulation model. **Atmospheric Environment**, v. 24A, n. 9, p. 2387-2395, 1990.

DAVIS, M.L.; CORNWELL, D.A. **Introduction to Environmental Engineering**. 2.ed. New York: Mc Graw – Hill, p. 822 , 1991.

DERÍSIO, J.C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** São Paulo: Signus, 2007.

DILWORTH, J.B. **Operations management: design, planning, and control for manufacturing and services.** Singapura: McGraw-Hill, 1992.

ECHALAR, F.A. M. **Estudo da estrutura de fontes de aerossóis em Cubatão com o uso de PIXE e modelos receptores.** Dissertação de Mestrado, Instituto de Física, Universidade de São Paulo, 1991.

EPA. **AERMOD: description of model formulation.** U.S. Environmental Protection Agency, North Carolina, 2004.

EPA. **Atmospheric dispersion parameters in Gaussian plume modeling.** Research triangle park, NC. p. 44, March, 1976.

EPA. **Guideline on Air Quality Models (Revised) and Supplement A.**, September. 1987.

EPA. **Revised Draft User's Guide for the AERMOD Terrain Preprocessor (AERMAP).** In: U.S. Environmental Protection Agency, NC, November, 1998b. Disponível online: <http://www.epa.gov/scram001/7thconf/aermod/aermapug.pdf>.

FERREIRA, M. S. **Simulação do Transporte de Poluentes Atmosféricos na Bacia Aérea III da Região Metropolitana do Rio de Janeiro Via o Modelo AERMOD.** Dissertação de Mestrado do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia, COPPE da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

HANNA, S.R. *et al.* Evaluation of the ADMS, AERMOD and ISC3 dispersion models with de Optex, Duke, Forest, Kinkaid, Indianapolis and Lovett Field data sets. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 16, n. 1-6, p. 301-314, 2001.

HANNA, S.R. *et al.* Evaluation of the ADMS, AERMOD and ISC3 dispersion models with de Optex, Duke, Forest, Kinkaid, Indianapolis and Lovett Field data sets. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 16, n. 1-6, p. 301-314, 2001.

HANNA, S.R., *at. al.* **Hazard Response Modeling Uncertainty (A Quantitative Method) Vol.I. User's Guide for Software for Evaluating Hazardous Gas Dispersion Models.** American Petroleum Institute Final Report, 1991.

HANNA, S.R.. Air Quality Evaluation and Uncertainty, **Journal of the Air Pollution Control Association**, v.38, p.406-412, 1998.

HANNA, S.R.; CHANG, J.S., **Modification of the Hybrid Plume Dispersion Model (HPDM) for urban conditions and its evaluation using the Indianapolis data set, Volume III: Analysis of urban boundary layer data.** In: Report for EPRI, Palo Alto, CA, EPRI Project No. RP-02736-1, 1991.

HEWITT, P. G. **Fundamentos de física conceitual.** Tradução Trieste Ricci - Porto Alegre: Bookman p. 440, 2009.

HOLMES, N.S; Morawska, L. A review of dispersion modeling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 5902–5928, março 2006.

HOPKINS, W.G. Correlation coefficient. Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/correl.html>>. Acesso em: julho de 2012.

IRWIN, J.S. **Modeling Air Quality Pollutant Impacts.** In: Air Quality Management in Urban Areas in the light of EU Legislation, Krakow.National Oceanic and atmospheric Administration. Research Triangle Park, NC27711, USA, 2000. <http://www.meteo.bg/EURASAP>.

JÚNIOR, José Francisco de Oliveira, Pimentel Luiz Cláudio Gomes e Landau Luiz. Critérios de estabilidade atmosférica para a região da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto, Angra dos Reis – RJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.25, n.2, 270 - 285, 2010.

KARAM, H.A., *et al.* **Simulação numérica da CLP em Candiota através de um modelo de mesoescala.** Workshop on Air Pollution and Acid Rain: The Candiota Program. Julho, 1996.

KUMAR, A. *et al.* A. Evaluation of the AERMOD dispersion model as a function of atmospheric stability for an urban area. **Environmental Progress**, v.25, n.2, p.141-151, 2006.
LIU, D.H.F.; LIPTAK, B.G. Environmental engineers' handbook. Boca Raton: CRC Press LLC. 1999.

Lyra, D.G.P. **Modelo integrado de gestão da qualidade do ar da Região Metropolitana de Salvador.** Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, 2008.

MENEZES, P.S.F., **Validação do modelo matemático ISCST3 de dispersão atmosférica a partir das emissões de dióxido de enxofre de uma refinaria.** Dissertação de mestrado profissional em gerenciamento e tecnologia ambiental no processo produtivo. Universidade Federal da Bahia, 2006.

MIGLIAVACCA, D. M. **Estudo da Precipitação Atmosférica na Região de Candiota, RS.** Dissertação de Mestrado em Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, PUCRS, Porto Alegre, 2001.

MIGLIAVACCA, D. M. *et al.*; Study of chemical elements in atmospheric precipitation in South Brazil. **Atmospheric Environment** v. 38, p. 1641–1656. 2004.

MINGOTI, S.A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada.** Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.

MORAES *et al.* **Meteorologia e Poluição Atmosférica: Teoria, Experimentos e Simulação.** Santa Maria: FACOS-UFSM, 2010.

MORAES, M.R. **Ferramenta para a previsão de vento e dispersão de poluentes na microescala atmosférica.** Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

MOREIRA *et al.* Meteorologia e poluição atmosférica. **Ambiente & Sociedade.** Campinas v. XI, n. 1. p. 1-13. Jan - jun. 2008.

MOREIRA, D., TIRABASSI, T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: Um instrumento técnico para a gestão ambiental. **Ambiente & Sociedade**, Vol. VII nº. 2, jul- dez, 2004.

MOREIRA, G.A.A. **A modelagem Numérica da Camada Limite Atmosférica com Validação Experimental.** Dissertação de mestrado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

NIWA (National Institute of Water and Atmospheric Research). **Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling.** Aurora Pacific Limited and Earth Tech Incorporated for the Ministry for the Environment. Published in June 2004 by the Ministry for the Environment Manatū Mō Te Taiao .This document is available on the Ministry for the Environment's website: www.mfe.govt.nz.

OLIVEIRA, M.B.L; *et al.* Avaliação Sazonal dos Componentes do Balanço de Energia no Pantanal Sul Mato-grossense. XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia. Anais... Fortaleza.

PAINE, R.F. *et al.* **Model Evaluation results for AERMOD**. Draft Document. December 17, 1998.

PAIVA, S.C.; CAVALCANTI, E.P. **Balanço de energia à superfície: estudo observacional e de simulação com o BRAMS em um campo irrigado na caatinga – parte 1: fluxos de calor latente e calor sensível**. XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia. Anais... Belém. CBMET 2010. Consulta ao site www.cbmet2010.com/anais/artigos/464_59461.pdf. Acesso em 20 de abril de 2011.

PASQUILL, F. Atmospheric dispersion of pollution. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, Oxford, v.97, n.414, p.369-395, 1971.

PASQUILL, F. **Atmospheric Dispersion Parameters in Gaussian Plume Modeling. Part II. Possible Requirements for Change in the Turner Workbook Values**. USEPA-EPA-600/4-76-030b, RTP.NC 27711, p.159, 1976.

PASQUILL, F. The Estimation of the Dispersion of Windborne Material. **Meteorological Magazine**, v. 90, p. 33-49, 1961.

PASQUILL.; SMITH, F.B. **Atmospheric Diffusion**. 3. ed. New York: Halsted Press, 1983.

PAZ, S.R. *et al.* Utilização de modelagem numérica para o estudo da dispersão de poluentes emitidos pela usina termoeletrica Presidente Médice. **Química Nova**, vol. 30, n.7, 2007.

PERRY,S.G, *et al.* AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part II: Model Performance against 17 Field Study databases. **Journal of Applied Meteorology**, v.44, 2005.

PIRES, M, *et al.* **Emissões oriundas da combustão do carvão. Meio ambiente e carvão**. Fundação Estadual de proteção ambiental (FEPAM). Cadernos de Planejamento e Gestão Ambiental, nº 2. Porto Alegre. 253-274p, 2002.

QUEROL, X, *et al.*; **Atmos. Environ.** V.35, p.845, 2001.

RICHTER, L.A. *et al.* **Thermal power plants and environmental control**. Moscow: Mir Publishers, 1984.

RODRIGUES, P. E., *et al.* **Testes com Esquema de Parametrização de Radiação do Modelo BRAMS**. XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia. Anais... Pará. CBMET 2010. Consulta ao site www.cbmet2010.com/anais/artigos/534_50370.pdf. Acesso em 23 de abril de 2011.

ROISENBERG *et al.* Caracterização e evolução geoquímica das águas subterrâneas da mina de Candiota (RS), Brasil. **Revista Brasileira de Geociências**. 38(4), dezembro, 2008.

SANTOS R.S. *et al.* Avaliação da relação seca/produtividade agrícola em cenário de mudanças climáticas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.26 , n.2, 313 - 321, 2011.

SEINFELD, J. H., PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change**. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2006.

SEINFELD, J.H. **Atmospheric chemistry and physics of air pollution**. New York: John Willey & Sons, 1986.

SELLERS, W.D. **Physical climatology**. The University of Chicago Press. Chicago, published 1965, 272p. impression 1972.

SIECESC Sindicato da Indústria de Extração de carvão do estado de Santa Catarina. <http://www.satc.edu.br/siecesc/historico.asp> (acesso outubro 2011)

SILVA, C.R. *et al.* Radiação solar estimada com base na temperatura do ar para três regiões de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.3, p.281–288, 2012.

SOARES, M. S., *et al.* **Avaliação do Desempenho dos Modelos Regulatórios de Qualidade do Ar AERMOD e CALPUFF para a Bacia Aérea III – RJ**. VI Brazilian Micrometeorology Workshop, Santa Maria, RS, Brasil, 18-20 novembro 2009.

STULL, R. B. **Static Stability – An Update**. **Bulletin American Meteorological Society**, v. 72, p.1521-1529, 1991.

SUTTON, O.G., **Micrometeorology**. McGraw-Hill, New York, 333pp, 1953.

TEIXEIRA, E. C.; et al. **Estudos ambientais em Candiota: carvão e seus impactos**. Porto Alegre: FINEP/PDACT/CIAMB/FAPERGS/FEPAM, 2004. Cadernos de planejamento e gestão ambiental, n°4.

TEIXEIRA, E.C., *et al.* **Impacto ambiental do uso e processamento do carvão mineral na região do Baixo Jacuí, RS**. Relatório Projeto PADCT/CIAMB, 1998.

TURNER, D.B., **Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: An Introduction to Dispersion Modeling**. 2nd edition - Consultant, Chapel Hill, North Carolina, USA, 1994.

VAREJÃO, S., M. A. **Meteorologia e Climatologia**. Recife: versão digital 1, 2005. Acesso em fev 2012.

VAREJÃO, S., M. **Meteorologia e Climatologia**. Recife: versão digital 2, 2006. Acesso em fev2012.http://www.agritempo.gov.br/publish/publicacoes/livros/METEOROLOGIA_E_CLIMATOLOGIA_VD2_Mar_2006.pdf.

VELLOSO, M. F. A., *et al.* **Avaliação dos Modelos de Qualidade do Ar AERMOD e ISC para a Região de Nova Iguaçu, RJ**. V Brazilian Micrometeorology Workshop, Santa Maria, RS, Brasil, 12-14 dezembro 2007. ISSN 0100-8307.

VELLOSO, M.F.A. **Avaliação de modelos gaussianos para fins regulatórios – um estudo para a bacia aérea III da região metropolitana do Rio de Janeiro**. Dissertação de mestrado, Engenharia Mecânica Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ, 2007.

VENKATRAM, A., et al. Modeling dispersion at distances of meters from urban sources. **Atmospheric Environment** v.38, n 28,p. 4633–4641, 2004.

WILLMOTT, C.J., *et al.* Statistics for the evaluation and comparison of models. **Journal of Geophysical Research**, Washington, D.C., v.90, n.C5, p.8995-9005, 1985.

ZANNETTI, P. **Air Pollution Modeling**. Van Nostrand, Reinhold. 1990.