

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

JOELMA RIBEIRO DE MELO

**ESTUDO COMPUTACIONAL DO IMPACTO AMBIENTAL DE EMISSÕES DO
PROCESSO KRAFT NA QUALIDADE DO AR**

Maringá
Paraná - Brasil
Fevereiro de 2014

JOELMA RIBEIRO DE MELO

**ESTUDO COMPUTACIONAL DO IMPACTO AMBIENTAL DE EMISSÕES DO
PROCESSO KRAFT NA QUALIDADE DO AR**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Maringá, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química, área de Desenvolvimento de Processos.

Orientador: Prof. Dr. Marcelino Luiz Gimenes.

Coorientador: Prof. Dr. Ed Pinheiro Lima.

Maringá
Paraná - Brasil
Fevereiro de 2014

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

M528e Melo, Joelma Ribeiro de
Estudo computacional do impacto ambiental de emissões do processo Kraft na qualidade do ar / Joelma Ribeiro de Melo. -- Maringá, 2014.
125 f. : il., color., figs., quadros., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Marcelino Luiz Gimenes
Co-orientador: Prof. Dr. Ed Pinheiro Lima.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2014.

1. Emissões industriais. 2. Processo Kraft. 3. Aermod. I. Gimenes, Marcelino Luiz, orient. II. Lima, Ed Pinheiro, coorient. III. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Ciências Engenharia Química. IV. Título.

CDD 21.ed. 660.634

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

Esta é a versão final da Dissertação de Mestrado apresentada por Joelma Ribeiro de Melo perante a Comissão Julgadora do Curso de Mestrado em Engenharia Química em 13 de fevereiro de 2014.

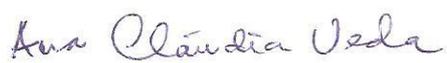
COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. Marcelino Luiz Gimenes
Orientador / Presidente



Prof. Dr. Ed Pinheiro Lima
Coorientador



Profª Drª Ana Cláudia Ueda
Membro



Prof. Dr. Osvaldo Vieira
Membro

AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida, sabedoria e força no desenvolvimento desta pesquisa.

Prof. Dr Marcelino Luiz Gimenes pela confiança, orientação e amizade.

Ao Prof. Dr Ed Pinheiro Lima pela amizade, orientação e suporte no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao meu pai (in memorian) Noé Ribeiro de Melo, que ensinou-me a batalhar e persistir pelos meus ideais, mas principalmente pelo exemplo que foi e sempre será em minha vida. A minha mãe Angela da Silva Martins pelo amor e incentivo.

Aos meus irmãos Silmara, Noeli e Agnaldo pelo companheirismo e força.

Aos amigos de longa data e aos que conheci durante o mestrado pelo apoio e amizade. Afinal, bons amigos são a família que nos permitiram escolher.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, na forma de bolsa de estudos.

A Klabin pela oportunidade de realizar esta pesquisa de mestrado em especial ao Prof. Eng. Osvaldo Vieira, ao Eng. Henrique Luvison Gomes da Silva e ao Eng. Elder Dettenborn, pela parceria no desenvolvimento deste trabalho.

Ao instituto Tecnológico Simepar pelos dados fornecidos para esta pesquisa.

A Universidade Estadual de Maringá e ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Química pela oportunidade de realizar este trabalho e poder obter o título de Mestre em Engenharia Química.

Estudo computacional do impacto ambiental de emissões do processo Kraft na qualidade do ar

RESUMO

A produção de celulose Kraft está associada à emissão de poluentes que podem causar danos ao ambiente, ao patrimônio e a saúde humana. A qualidade do ar é diretamente influenciada pela distribuição e intensidade da emissão de poluentes; e a verificação do nível da concentração dos poluentes na atmosfera deve ser realizada por monitoramento do poluente. No entanto, a maioria das cidades brasileiras não apresenta redes de monitoramento da qualidade do ar. Na ausência de monitoramento e indisponibilidade de dados de medidas da concentração dos poluentes é possível estimar a concentração do poluente com modelos matemáticos, por meio da simulação do transporte dos poluentes na atmosfera. O objetivo foi determinar a concentração dos poluentes atmosféricos, utilizando o modelo de dispersão atmosférica AERMOD para a simulação da dispersão dos poluentes material particulado (MP), compostos reduzidos de enxofre (TRS), óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO), emitidos a partir de oito fontes fixas do processo Kraft de produção de celulose. A metodologia aplicada para a execução da simulação consiste em: delimitação e caracterização da área de estudo; caracterização física e operacional das fontes emissoras; obtenção de características topográficas da região; e parâmetros meteorológicos que caracterizam as condições climáticas da região, gerados pelo modelo meteorológico MM5. As simulações mostram que o centro da cidade localizado na região sudoeste da região de estudo, com predominância de fluxos de ventos, foi atingido pela pluma do poluente. Entretanto as áreas mais impactadas estão a noroeste e sudeste das fontes, para a maioria dos casos. As maiores médias anuais de concentrações situaram-se nas proximidades da indústria, na região sudeste, em relação às fontes emissoras. Para médias horária e diária, as maiores concentrações ocorrem próximas às fontes emissoras e em cotas topográficas elevadas em relação à fonte de emissão. As concentrações máximas estimadas pelo modelo com médias horárias, diárias e anuais foram respectivamente: $55,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $12,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $2,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o MP; $2,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $0,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o TRS; $3,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $0,47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o SO_x ; $189,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $34,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $5,83 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o NO_x ; e $30,44 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $13,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (8 horas), $5,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $0,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para o CO. As concentrações máximas estimadas pelo modelo para os poluentes mantiveram-se inferiores às concentrações estabelecidas pela Resolução Conama nº 003/1990 e padrões da USEPA, particularmente para o poluente TRS. As concentrações observadas para partículas totais em suspensão (PTS) e partículas de até $10 \mu\text{m}$ (MP_{10}) foram representadas razoavelmente bem, verificando-se uma subestimação dos valores previstos aos observados na estação de monitoramento. Dessa forma, o modelo pode ser utilizado de maneira qualitativa indicando locais adequados de medidas da concentração de poluentes em uma rede de monitoramento da qualidade do ar. Verificou-se, com base na literatura, que as máximas concentrações estimadas pelo modelo para os poluentes na região de estudo estão abaixo de um valor significativo que pudesse causar algum efeito a saúde da população.

Palavras-chave: Emissões industriais. Processo Kraft. AERMOD.

Computational study of the environmental impact of emissions from the Kraft process in air quality

ABSTRACT

The Kraft pulp production is associated with the emission of harmful air pollutants that can have impact in the environment, on property and on human health. The air quality is directly influenced by the distribution and intensity of emissions and verifying the levels of pollutants in the atmosphere can be performed by monitoring the pollutants. However most Brazilian cities do not present air quality monitoring networks and those that have air quality monitoring are the state's capitals. In the absence of pollutants monitoring and unavailability of data of pollutants concentrations, it is possible to estimate them by means of mathematical models which simulate the transport of pollutants into the atmosphere. The aim of this study was to quantify and evaluate air pollutants dispersion, using Aermot atmospheric model, by simulating the dispersion of pollutants: particular matter (PM), total reduced sulphur (TRS), sulphur oxides (SO_x), nitrogen oxides (NO_x) and carbon monoxide (CO), emitted from eight stationary sources of the Kraft process for pulp production. The methodology applied for the simulation experiments consists of: delineation and characterization of the study area; operational and physical characterization of emission sources; obtaining topographical features of the region. Meteorological parameters that characterize the climate conditions of the region, also necessary for simulations, were obtained by meteorological model MM5. The simulations showed the city center located in southwest of the study region, having predominant wind flows, was affected by the pollutant plume. However the most impacted areas were at the northwest and the southeast of the emission sources for the majority of cases. The highest annual averages concentrations were nearby industry, at the southeast region, in relation to the emission sources. For hourly and daily averages concentrations, the highest values occur near the emission sources in locals where the topographic coordinates were elevated. Peak concentrations estimated by the model for hourly, daily and annual averages were respectively: 55.69 µg/m³, 12.74 µg/m³ and 2.06 µg/m³ for PM; 2.59 µg/m³, 0.27 µg/m³ and 0.06 µg/m³ for TRS; 3.45 µg/m³, 0.47 µg/m³ and 0.09 µg/m³ for SO_x; 189.36 µg/m³, 34.88 µg/m³ and 5.83 µg/m³ for NO_x; and 30.44 µg/m³, 13.26 µg/m³ (8 h), 5.63 µg/m³ and 0.96 µg/m³ for CO. Maximum concentrations estimated by the model for the pollutants were below the concentrations limits established by Conama Resolution 003/1990 and by USEPA standards for TRS pollutant. The observed concentrations of total suspended particulate matter (TSP) and particular matter (PM₁₀) were represented fairly well, verifying a slightly underestimation of predicted values in comparison to those observed in air monitoring station. Therefore, the dispersion model can be used in a qualitative manner to indicate adequate local to measure the concentration of pollutants in an air quality monitoring network. It was found from literature that the maximum concentrations estimated for pollutants in the study area are below a significant value that could have harmful effect on human health.

Keywords: Industrial emissions. Kraft Process. Aermot.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Cadeia de produção de celulose e papel.....	6
Figura 2 – Fluxograma da produção Kraft de celulose e papel.	9
Figura 3 - Sistema de recuperação química do processo Kraft de produção de celulose.10	10
Figura 4 - Emissões no processo Kraft de produção de celulose.	13
Figura 5 - Faixa de tamanhos de aerossóis típicos encontrados na atmosfera.	16
Figura 6 - Estrutura da atmosfera	38
Figura 7 - Divisão da Troposfera e localização da Camada Limite Atmosférica.....	40
Figura 8 - Diagrama esquemático da evolução típica da camada limite ao longo de um ciclo diurno.	41
Figura 9 - Perfis de concentração do modelo Gaussiano.....	58
Figura 10 – Distribuição da pluma na camada limite convectiva.....	64
Figura 11 – Processamento de dados meteorológicos pelo Aermet.	67
Figura 12 – Fluxograma da modelagem Aermod utilizado na simulação.	71
Figura 13 – Delimitação da área utilizada na simulação.	73
Figura 14 – Divisão da área de interesse para a fonte emissora (C) segundo o Método de Auer.	75
Figura 15 – Distribuição das fontes fixas emissoras.	77
Figura 16 – Distribuição dos receptores.	78
Figura 17 – Modelo digital do terreno.....	79
Figura 18 – Rosa dos ventos: (a) gerada a partir de dados do Simepar; (b) gerada a partir de dados do MM5.	81
Figura 19 – Rosa dos ventos gerada para a série de dados para o período do ano de 2012: (a) direção do vento; e (b) fluxo de vento.....	84
Figura 20 – Distribuição de frequências das velocidades do vento.....	85
Figura 21 – Localização da estação de monitoramento.....	89
Figura 22 – Mapa de concentração com média máxima diária de material particulado (MP).....	92
Figura 23 – Mapa de concentração com média máxima anual de material particulado (MP).....	93
Figura 24 – Mapa de concentração com média máxima horária (1 h) de compostos reduzidos de enxofre (TRS).....	95
Figura 25 – Mapa de concentração com média máxima diária (24 h) de compostos reduzidos de enxofre (TRS).....	95
Figura 26 – Mapa de concentração com média máxima diária (24 h) de óxidos de enxofre (SO _x) como dióxido de enxofre (SO ₂).....	97
Figura 27 – Mapa de concentração com média máxima anual de óxidos de enxofre (SO _x) como dióxido de enxofre (SO ₂).....	98
Figura 28 – Mapa de concentração com média máxima horária de óxidos de nitrogênio (NO _x) convertido para dióxido de nitrogênio (NO ₂).	99
Figura 29 – Mapa de concentração com média máxima anual de óxidos de nitrogênio (NO _x) convertido para dióxido de nitrogênio (NO ₂).	100
Figura 30 – Mapa de concentração com média máxima de 8 horas do monóxido de carbono (CO).	102
Figura 31 – Mapa de concentração com média máxima diária (24 h) do monóxido de carbono (CO).	102

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1 – Dados da malha de receptores.	77
Tabela 2 – Comparação dos dados mensais de temperatura atmosférica.....	82
Tabela 3 – Parametrização da superfície	83
Tabela 4 – Comportamento médio mensal da meteorologia – Modelo MM5.....	86
Tabela 5 – Concentrações máximas simuladas para a emissão do material particulado.	91
Tabela 6 – Concentrações máximas simuladas para a emissão dos compostos reduzidos de enxofre.	94
Tabela 7 – Concentrações máximas simuladas para a emissão dos óxidos de enxofre considerando os valores padrões de dióxido de enxofre.....	96
Tabela 8 – Concentrações máximas simuladas para a emissão dos óxidos de nitrogênio convertida para concentração de dióxido de nitrogênio.	99
Tabela 9 – Concentrações máximas simuladas para a emissão do monóxido de carbono.....	101
Tabela 10 – Comparação entre concentrações médias mensais simuladas e observadas.....	103
Tabela 11 – Efeitos dos poluentes sobre a saúde.....	106
Quadro 1 – Processo de oxidação e redução do enxofre	19
Quadro 2 – Padrões primários e secundários de qualidade do ar (Resolução Conama nº 003/1990).....	30
Quadro 3 – Valores de concentrações estipulados pela OMS	31
Quadro 4 – Padrões internacionais de qualidade do ar para o TRS	32
Quadro 5 – Níveis críticos de qualidade do ar.....	33
Quadro 6 – Índice de Qualidade do Ar – IQA.....	34
Quadro 7 – Limites de emissão para equipamentos do processo de fabricação de celulose.	34
Quadro 8 – Limites de emissão para processos de combustão de derivados de madeira.	35
Quadro 9 – Parâmetros de emissões atmosféricas de fábricas modernas da indústria de celulose.	35
Quadro 10 – Relação entre o comprimento e Monin-Obukhov e a estabilidade atmosférica.....	50
Quadro 11 – Parâmetros meteorológicos organizados pelo Aermet.	68
Quadro 12 – Tipo de uso do solo segundo Auer (1978).....	74
Quadro 13 – Parâmetros físicos e operacionais das fontes emissoras.....	76
Quadro 14 – Média anual da taxa de emissão dos poluentes atmosféricos (g/s).....	76
Quadro 15 – Parâmetros monitorados na estação pertencente à empresa.	90

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Objetivos.....	3
1.2 Justificativa	4
1.3 Contribuição da pesquisa.....	4
1.4. Organização da dissertação	5
2 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM INDÚSTRIAS KRAFT DE CELULOSE E PAPEL	6
2.1 O processo Kraft de produção de celulose	8
2.2 Emissões atmosféricas de fábricas Kraft de celulose e papel	11
2.2.1 Material particulado (MP)	14
2.2.2 Óxidos de enxofre (SO _x).....	19
2.2.3 Compostos reduzidos de enxofre (TRS).....	21
2.2.4 Óxidos de nitrogênio (NO _x).....	24
2.2.5 Monóxido de carbono (CO).....	27
2.3 Legislações ambientais – Proteção da Qualidade do ar	28
2.3.1 Padrões de qualidade do ar	29
2.3.2 Limites de emissão	34
3 DISPERSÃO ATMOSFÉRICA.....	36
3.1 Atmosfera, composição e características	36
3.1.1 Camada limite atmosférica	40
3.2 Parâmetros meteorológicos.....	42
3.2.1 Direção e velocidade do vento	42
3.2.2 Pressão atmosférica	44
3.2.3 Topografia	45
3.2.4 Turbulência.....	46
3.2.5 Estabilidade atmosférica.....	47
3.2.5.1 Comprimento de Monin-Obukhov	49
3.2.6 Altura da camada limite atmosférica	50
3.2.7 Modelo meteorológico.....	52
3.3 Modelagem da dispersão atmosférica de poluentes.....	56
3.3.1 Modelagem Aermod	62
3.3.1.2 Processador de dados meteorológicos - Aermet.....	67
3.3.1.3 Processador de dados topográficos - Aermap.....	69
4 SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL	70
4.1 Sistema de modelagem	70
4.2 Cenário da simulação	71
4.2.1 Caracterização da área de estudo.....	72
4.2.2 Coeficiente de dispersão para fontes fixas	73
4.2.3 Caracterização das fontes emissoras.....	75
4.2.4 Caracterização da malha de receptores.....	77
4.2.5 Topografia da região.....	78
4.3 Dados meteorológicos	80
4.3.1 Representatividade dos dados meteorológicos	81
4.3.2 Condições meteorológicas utilizadas na modelagem Aermod.....	83

4.4 Qualidade do ar	86
4.4.1 Estimação da concentração.....	86
4.4.1.1 Concentração de fundo e efeito da presença de outras estruturas sobre a dispersão de poluentes	87
4.4.1.2 Concentração de óxidos de nitrogênio (NO _x) e enxofre (SO _x).....	88
4.4.2 Avaliação do modelo de dispersão atmosférica Aermod	89
4.4.3 Qualidade do ar efeitos à saúde	90
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	91
5.1 Simulação com a modelagem Aermod.....	91
5.1.1 Material particulado (MP)	91
5.1.2 Compostos reduzidos de enxofre (TRS).....	94
5.1.3 Óxidos de enxofre (SO _x).....	96
5.1.4 Óxidos de nitrogênio (NO _x).....	98
5.1.5 Monóxido de carbono (CO).....	101
5.2 Avaliação dos dados simulados pelo modelo Aermod.....	103
5.3 Relação da poluição e efeitos à saúde	105
6 RESULTADOS E SUGESTÕES	107
6.1 Conclusões	107
6.2 Sugestões.....	109
REFERÊNCIAS	110

1 INTRODUÇÃO

As indústrias representam um papel importante na alteração da qualidade do ar, por contribuir com a redução da capacidade de regeneração da atmosfera à medida que as emissões de poluentes crescem com a industrialização (SCHIRMER e RUDNIAK, 2009).

A produção de celulose e papel está associada ao lançamento de poluentes atmosféricos que podem causar danos ao ambiente, ao patrimônio e à saúde (SOUZA, 2008). Os poluentes atmosféricos são resíduos que causam um impacto ambiental negativo. Dessa maneira, a poluição atmosférica está diretamente relacionada à concentração dos poluentes presentes no ar (DE NEVERS, 2000; BRAGA *et al.*, 2005).

Os poluentes atmosféricos em determinadas concentrações, quando combinados com as condições dispersivas locais, podem afetar uma variedade de receptores, como população, flora, fauna e o meio ambiente em geral. Em relação aos danos à saúde da população, tem-se que a exposição aos poluentes pode causar efeitos nocivos ao sistema respiratório e cardiovascular, afetando a qualidade de vida.

A qualidade do ar segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2012a) é diretamente influenciada pela distribuição e pela intensidade das emissões de poluentes atmosféricos. Os níveis de poluição são definidos a partir da quantificação das substâncias poluentes presentes no ar.

A verificação dos níveis de poluentes na atmosfera deve ser realizada por monitoramento do poluente. No entanto, a maioria das cidades brasileiras não apresenta redes de monitoramento da qualidade do ar e, quando existem redes de monitoramento, estas se apresentam concentradas nas capitais de Estado. No caso do Estado do Paraná, a rede de monitoramento localiza-se na região metropolitana de Curitiba (IAP, 2013).

Como o estudo e a compreensão do processo de dispersão dos poluentes no ar são importantes para avaliação do impacto ambiental provocado pelas fontes poluidoras junto às comunidades receptoras, na ausência de monitoramento e indisponibilidade de dados de medidas de poluentes, de acordo com a legislação brasileira, relatada no artigo 75 da Resolução Sema nº54/2006 (BRASIL, 2006a), é possível estimá-los por modelos matemáticos, que simulam o transporte dos poluentes na atmosfera.

A utilização de modelos matemáticos de dispersão atmosférica, quando bem aplicada, é suficientemente capaz de ligar a causa da poluição com o efeito, além de controlar em tempo real e/ou analisar a qualidade do ar (MOREIRA e TIRABASSI, 2004).

Uma resposta de boa qualidade fornecida pelo modelo permite analisar a contribuição das diversas fontes para a poluição geral e, então, endereçar corretamente eventuais ações de limitação das emissões. A utilização de modelos matemáticos permite a previsão ou simulação dos campos de concentração em conexão com políticas de limitação da liberação de poluentes em concordância com planos de melhoria da qualidade de vida da população. A introdução da modelagem matemática produz um salto de qualidade na gestão da poluição atmosférica (MOREIRA, TIRABASSI e MORAES, 2008).

Os modelos matemáticos de dispersão de poluentes também possibilitam estabelecer uma relação entre níveis de emissão dos poluentes na fonte, com as concentrações nos receptores, bem como efetuar previsões de impactos ambientais e determinação de pontos críticos de poluição (MELO e MITKIEWICZ, 2002). Dentre os modelos de dispersão, os modelos Gaussianos, segundo SCHIRMER *et al.* (2009), são os de uso mais frequente nos estudos de impacto de fontes de poluição do ar.

O modelo de dispersão atmosférica Aermód é um modelo recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) para fins regulatórios. É um modelo em estado estacionário (TURNER, 1994), aplicável para áreas urbanas e rurais, para terreno plano ou complexo e fontes múltiplas (incluindo fontes pontuais, área, linha e volume); sendo capaz de caracterizar a camada limite atmosférica, construindo perfis verticais de variáveis meteorológicas com base em medições e extrapolações de medições usando relações de similaridade (USEPA, 2004b). O sistema de modelagem Aermód consiste de dois pré-processadores, Aermet e Aermap, e o modelo de dispersão atmosférica.

No Brasil, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2008), a carência de informações sobre a emissão de poluentes por atividades industriais é um dos principais problemas enfrentados no desenvolvimento de estudos sobre poluição industrial. Isso incentiva o desenvolvimento de estudos de natureza pontual, que nem sempre possibilitam uma visão global da poluição no país. O monitoramento das emissões industriais, que poderia minimizar esse problema, tem limitações como: alto custo na medição das emissões diretamente na fonte; grande diversidade de poluentes a serem medidos; complexidade de algumas medições; etc. Além disso, não há, até o momento, um levantamento, em âmbito nacional, das indústrias potencialmente poluidoras que forneça dados sobre a localização e a quantidade de poluentes gerados por essas indústrias. Por outro lado, experiências nacionais e internacionais têm comprovado que metodologias de estimativa de emissão de poluentes industriais são ferramentas úteis nos casos em que há impedimentos

à realização do monitoramento das emissões ou quando os dados de poluição são inexistentes ou escassos.

Desta forma, a pesquisa consiste em um estudo da dispersão e quantificação dos poluentes atmosféricos emitidos por fontes fixas do sistema de recuperação química de uma indústria de papel e celulose Kraft, situada na região sudeste do Estado do Paraná, tomada como estudo de caso. A cidade onde a indústria está localizada não apresenta, como a maioria das cidades brasileiras, uma rede de monitoramento para os principais poluentes indicadores da qualidade do ar. No entanto, a indústria possui uma estação de monitoramento para partículas totais em suspensão (PTS) e partículas inaláveis de até 10 micrometros (MP_{10}), localizada no perímetro urbano da cidade.

Com base no problema apresentado, será realizado um estudo com o intuito de estimar e quantificar a concentração e dispersão dos poluentes material particulado (MP), compostos reduzidos de enxofre (TRS), óxido de enxofre (SO_x), óxido de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO), utilizando o modelo de dispersão atmosférica Aermod como ferramenta de avaliação do impacto ambiental na qualidade do ar sobre a região receptora. Também será, verificada, por meio de análise comparativa: a concentração mensal de material particulado (PTS e MP_{10}) com os dados observados pela estação de monitoramento; e, uma relação entre a poluição emitida pela indústria com uma concentração do poluente que apresenta algum efeito a saúde da população exposta à poluição emitida pela indústria.

1.1 Objetivos

O objetivo da pesquisa consiste em avaliar o impacto ambiental provocado pela dispersão dos poluentes atmosféricos junto à comunidade receptora, emitidos por fontes fixas do processo Kraft de produção de celulose, por meio de simulação computacional, usando como ferramenta o modelo de dispersão atmosférica Aermod.

Como objetivos específicos, tem-se:

- Estimar as concentrações máximas dos poluentes material particulado (MP), compostos reduzidos de enxofre (TRS), óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO), emitidos por fontes fixas específicas do processo Kraft de produção de celulose;
- Verificar o atendimento aos padrões de qualidade do ar da Resolução Conama nº 003/1990 e padrões da USEPA, para o poluente TRS;

- Determinar o comportamento da dispersão da pluma contaminante;
- Identificar e avaliar as regiões impactadas pela pluma de poluentes;
- Avaliar o desempenho do modelo em estimar as concentrações sobre a região de estudo; e
- Analisar a qualidade do ar referente aos possíveis efeitos à saúde da população exposta a poluição emitida pela indústria.

1.2 Justificativa

Este estudo justifica-se pelo fato de que a maioria das cidades brasileiras não apresenta rede de monitoramento da qualidade do ar e, as que possuem, muitas vezes apresentam número de pontos de medidas limitado.

A indústria papelreira, objeto do estudo, está entre as 10 maiores plantas integradas de celulose e papel do mundo, apresentando importante potencial poluidor. Com base no estudo é possível estimar a qualidade do ar da região receptora, que não apresenta um estudo de dispersão dos poluentes provenientes de fontes fixas. E, por meio da simulação, é possível avaliar as regiões impactadas, estimar a concentração dos poluentes dispersos na atmosfera e indicar possíveis pontos de medida em uma rede de monitoramento da qualidade do ar.

1.3 Contribuição da pesquisa

A pesquisa fornece um estudo quantitativo sobre o impacto ambiental na qualidade do ar a partir de fontes fixas emissoras de uma indústria papelreira no Estado do Paraná, tomada como estudo de caso.

É apresentada uma metodologia que pode ser aplicada em cidades que não possuem rede de monitoramento da qualidade do ar ou como um complemento para às que já possuem as redes. A estimativa do potencial poluidor da indústria destina-se a produzir informações sobre a emissão de poluentes em áreas onde os dados não estão disponíveis.

A possibilidade de realização de projetos de gestão de qualidade do ar, a partir da localização de pontos onde seria útil para a implantação de redes de monitoramento. Como resultado, traz uma ação que pode beneficiar tanto a comunidade próxima à empresa, passando a usufruir de um ambiente mais agradável, quanto a empresa, no que tange a validade da eficiência dos seus processos de controle de emissões atmosféricas.

A importância da responsabilidade ambiental nas empresas exige práticas de gestão ambiental, que favoreçam o meio ambiente. Dessa forma, as empresas, e em particular as indústrias, terão melhores condições de competir e sobreviver no atual cenário de negócios, já que uma empresa ambientalmente proativa apresenta vantagens e ganhos, seja em relação a menor utilização de energia nos processos produtivos e matérias primas devido a minimização de perdas, como pela melhoria da imagem frente a opinião pública e órgãos governamentais.

1.4. Organização da dissertação

O presente trabalho está organizado em cinco capítulos, além da introdução. Inicialmente, no capítulo 2, é apresentada uma revisão teórica sobre a poluição atmosférica das indústrias Kraft de celulose e papel, com as principais emissões e fontes fixas geradoras dos poluentes. Uma descrição sucinta do processo de produção de celulose Kraft, com as principais emissões. Após a identificação das fontes de impacto, ainda se apresentam, sucintamente descritas, os sistemas de tratamento e controle de emissão dos poluentes, comumente utilizados pela indústria de papel e celulose. Em seguida é apresentada uma breve revisão da legislação ambiental quanto aos padrões de emissão para os principais poluentes emitidos pelas indústrias de celulose Kraft. No capítulo 3, o fenômeno da dispersão dos poluentes é apresentado, relatando os conceitos básicos de camada limite atmosférica e estabilidade atmosférica.

O capítulo 4 apresenta uma descrição da metodologia utilizada apresentando o sistema de modelagem, a caracterização do cenário de simulação e a metodologia de avaliação dos resultados obtidos referente à qualidade do ar na região de estudo, em que serão estimadas as concentrações dos poluentes.

No capítulo 5, são apresentados e discutidos os resultados obtidos no trabalho em relação à estimativa da qualidade do ar sobre a região. A análise dos resultados está dividida em três seções, as quais contém: os resultados das simulações para a avaliação do impacto ambiental; desempenho do modelo em prever as concentrações sobre a região de estudo; e a análise dos dados referentes aos efeitos à saúde.

Por fim, são apresentadas as considerações finais sobre o estudo e sugestões para pesquisas futuras.

2 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM INDÚSTRIAS KRAFT DE CELULOSE E PAPEL

A indústria de papel e celulose é uma indústria tradicional, que possui uma cadeia produtiva bastante complexa e de grande importância para a economia brasileira (FIEP, 2012; BRACELPA, 2013).

Segundo a Associação Brasileira de Celulose e Papel (BRACELPA) (2013), o Brasil é o maior produtor de celulose de fibra curta, sendo que em 2012, o país foi o 4º maior produtor de celulose e o 9º maior produtor de papel no mundo. Ainda segundo BRACELPA (2013), o crescimento médio anual da produção de celulose no Brasil está em torno de 7,1% e de papel 5,5%. Estes dados revelam que a produção de celulose e de papel para o ano de 2012 foi de 14 milhões de toneladas e 10,3 milhões de toneladas, respectivamente.

A produção de papel e celulose envolve vários processos, com diversos estágios e produtos que estão associados à emissão de várias substâncias para a atmosfera. De modo geral, a cadeia de produção de celulose e papel é composta pelos segmentos florestal (produção de madeira), produção de celulose e produção de papéis (FIEP, 2012), conforme ilustra a Figura 1.

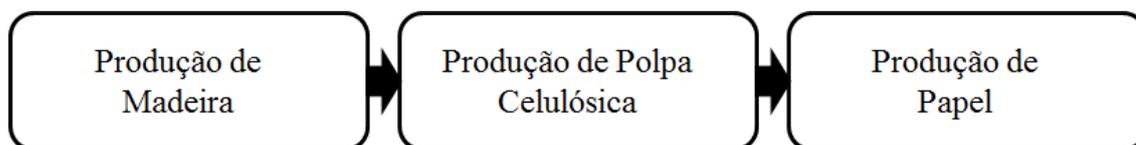


Figura 1 – Cadeia de produção de celulose e papel
Fonte: Adaptado de Fiep (2012).

Atividades de produção de bens e serviços sempre promovem algum impacto sobre o meio ambiente, seja ele negativo ou positivo. No entanto, é na produção de bens que estes impactos se tornam nítidos e estão normalmente associados a algum aspecto negativo, tal como a poluição do ar causada pela emissão de poluentes.

O processo produtivo da indústria de celulose e papel envolve o consumo de recursos, processamento e geração de produtos e subprodutos, que estão associados a alguns problemas ambientais, tal como a poluição do ar (SANTOS *et al.*, 2001).

A produção de polpa celulósica (polpeamento ou polpação) é a principal fonte de impactos ambientais na indústria de celulose e papel (USEPA, 2002). Os impactos ambientais variam conforme o processo utilizado na produção de celulose. O processo varia conforme as características desejadas para o produto final e o método empregado para a obtenção da celulose. O polpeamento pode empregar métodos de ação mecânica ou química, e ainda

alguns processos mistos. De forma abrangente, podem ser divididos em: processos mecânicos ou termo-mecânicos; processos mistos, tais como o químico-mecânico e o termo químico-mecânico; e os processos químicos, que geram as polpas mais puras, sendo os mais utilizados no País (SOUZA, 2008).

De acordo com Grossi (2002 *apud* MELO *et al.*, 2011), aproximadamente 91% das polpas celulósicas produzidas são pelos processos químicos e semiquímicos. Destes, o processo de produção de celulose Kraft ocupa lugar de destaque com cerca de 80% do total de pasta celulósica produzida no mundo (MAHMOOD *et al.*, 2013).

No processo de produção da celulose Kraft, o cozimento dos cavacos da madeira é baseado em uma solução aquosa de hidróxido de sódio (NaOH) e sulfeto de sódio (Na₂S), chamado de licor branco. O sistema de recuperação química é o responsável pela viabilidade econômica e ambiental das indústrias de celulose Kraft. O que torna o processo viável é a possibilidade de recuperação dos reagentes químicos usados no cozimento da madeira (SOUZA, 2008; CONAMA, 2010).

Segundo estudo de Jawjit *et al.* (2007), atividades importantes na indústria de polpação Kraft conduzem a problemas ambientais devido ao uso de combustíveis, de água e de produtos químicos no processo de produção.

As emissões gasosas têm sido um dos aspectos mais relevantes nas indústrias e, estão entre os principais impactos ambientais causados pelas indústrias de celulose e papel (PIOTTO, 2003). Estudos sobre a identificação e quantificação do impacto, além de estratégias de redução, para uma melhor compreensão das questões ambientais relacionadas ao setor, têm sido desenvolvidos e muitos têm dado atenção a poluentes específicos. Bordado e Gomes (2002) apresentam métodos para caracterizar e quantificar emissões atmosféricas em fábricas de celulose e papel em Portugal com foco na emissão de TRS (*Total Reduced Sulphur*). Jawjit *et al.* (2006 e 2007) identificaram o sistema de polpação e evaporação, as caldeiras de recuperação e de biomassa, além do forno de cal, como fontes de poluição na indústria Kraft responsáveis pela emissão dos poluentes NO_x, SO₂, monóxido de carbono (CO), particulados e TRS.

Com relação ao controle da poluição atmosférica, muitos estudos estão focados na emissão de TRS e outros poluentes formados em caldeiras de recuperação química. Na literatura, podem ser encontradas tecnologias convencionais de mitigação dos poluentes, tal como lavadores, filtros bag, ciclones e precipitadores eletrostáticos, assim como técnicas aplicadas a modificações no processo para prevenir a formação dos poluentes ou reduzir a sua

emissão no ar (TRAN e VAKKILAINNEN, 2000; KIISKILA, 1990; IPPC, 2001, DE NEVERS, 2000; JAWJIT *et al.*, 2006; CONAMA, 2010). Bordado e Gomes (2002) apresentam estratégias de mitigação para emissões de TRS e o custo destas operações, tais como: modificações do processo, de baixo custo; a instalação sistemas de coleta e tratamento dos gases nas principais fontes, tal como lavadores de gás, de custo moderado; e, a instalação de colunas de destilação, torres de processo (*stripper*) e unidades de incineração, de custo mais elevado entre as alternativas estudadas. De maneira semelhante, Jawjit *et al.* (2008) apresentam opções de tratamento para o controle de emissões de vários poluentes, subprocesso e fonte poluidora.

As emissões atmosféricas potenciais da produção de polpa Kraft, tanto se considerando a questão dos produtos de combustão, quanto à das emissões fugitivas, são extremamente significativas, pois podem incluir materiais particulados (MP), dióxido de enxofre (SO₂), compostos reduzidos de enxofre (TRS) e outras substâncias químicas perigosas que podem acarretar riscos severos à saúde dos empregados e ao entorno imediato (SOUZA, 2008).

A seguir apresenta-se uma breve descrição do processo de polpação Kraft, da unidade de recuperação química e, mais especificamente, das fontes fixas poluidoras e poluentes gerados, objeto de estudo dessa dissertação.

2.1 O processo Kraft de produção de celulose

O processo de fabricação da celulose objetiva dissolver a lignina da madeira com a finalidade de liberar as fibras com o mínimo de degradação dos carboidratos presentes nas paredes das células, a celulose e a hemicelulose.

No processo Kraft, as fibras são separadas durante o cozimento dos cavacos de madeira por meio da dissolução da lignina e de parte das hemiceluloses no licor de cozimento - que contém hidróxido (NaOH) e sulfeto de sódio (Na₂S) como agentes químicos ativos, em uma solução aquosa denominada licor branco. Este processo é bastante utilizado em produção de papéis cuja característica desejada seja a resistência. O termo Kraft diz respeito à boa resistência do papel assim produzido. A polpa produzida é principalmente destinada à produção de embalagens de papelão e papéis de alta resistência, além disso, a maior parte da polpa produzida é utilizada na fabricação de papéis de impressão, muito utilizados no país (SOUZA, 2008).

O precipitado CaCO_3 (lama de cal) da reação de caustificação é lavado e enviado ao forno de cal, onde é aquecido a altas temperaturas, para regenerar a cal (CaO), pela calcinação no forno de cal, sendo reutilizada na etapa de caustificação. O CaO retorna ao processo em um circuito fechado. O processo de calcinação é endotérmico, e requer alta temperatura e uso de combustível auxiliar. A unidade de geração de energia utiliza resíduos florestais para a geração de energia em caldeiras de biomassa (JAWJIT *et al.*, 2007).

De acordo com Souza (2008), as eventuais perdas de reagentes do processo, via efluentes líquidos, sólidos e gasosos são repostas por adição de álcali ao sistema, sob a forma de NaOH , Na_2SO_4 , CaO (cal virgem) ou CaCO_3 .

O objetivo dos vários subprocessos no processo Kraft é minimizar, tão eficientemente quanto possível, as perdas químicas e conseqüentemente reduzir a necessidade de *make up* de químicos para a preparação do licor branco. Além disso, os vapores de alta pressão provenientes das caldeiras de recuperação e de biomassa que utilizarão como combustível, preferencialmente licor preto (biomassa líquida) e resíduos florestais (biomassa sólida), respectivamente, serão enviados aos turbogeradores e sairão vapores de média e de baixa pressão para serem usados no processo. O sistema de cogeração constituído por turbogeradores têm a finalidade de transformar a energia térmica do vapor de alta pressão em energia mecânica para acionar os geradores de energia elétrica (FALEIROS, 2009; FIBRIA, 2011).

2.2 Emissões atmosféricas de fábricas Kraft de celulose e papel

Segundo Foelkel (2011), desde a invenção do processo Kraft, quando pela primeira vez compostos de enxofre foram introduzidos junto à soda cáustica para a digestão da madeira, é que a indústria de celulose alcalina passou a ter que gerenciar os problemas referentes à emissão de poluentes, incluindo o forte e desagradável odor.

O controle das emissões atmosféricas é o principal desafio da indústria de papel e celulose. As emissões atmosféricas de indústrias Kraft formam complexos e incluem particulados e compostos voláteis odorosos. Entretanto, esse não é o único problema de emissões atmosféricas. O processo produtivo faz uso de um amplo leque de produtos químicos e aditivos, com potencial de danos à saúde e ao ambiente (SOUZA, 2008).

Os compostos reduzidos e oxidados são os principais poluentes de fábricas Kraft. Estes compostos estão associados aos processos de combustão para recuperação do licor preto

(caldeira de recuperação), para calcinação da lama de cal (forno de cal) ou para geração de energia térmica (caldeira de biomassa) (USEPA, 2002). No entanto, apesar da grande maioria dos poluentes atmosféricos serem formados e emitidos nos processos de combustão, existem outras fontes de emissões atmosféricas potenciais extremamente significativas, sendo importantes fontes de odor nas fábricas de celulose, e são ditas emissões fugitivas (SOUZA, 2008; DE NEVERS, 2000).

De acordo com Foelkel (2011), o odor pode ser liberado de licores, polpas de celulose, lodos da estação de tratamento de efluentes, filtrados, efluentes, aterros industriais, etc. Estes gases contaminam o ar atmosférico nas proximidades de onde são liberados, e em função disso, os odores são perceptíveis tanto nas proximidades da fábrica como a algumas dezenas de quilômetros dela (em função do deslocamento da pluma de gases dos equipamentos de combustão).

As principais fontes de emissão de poluentes atmosféricos dentro do processo de produção da polpa de uma fábrica de celulose Kraft referente ao sistema de recuperação química são (IPPC, 2001):

- Caldeira de recuperação química;
- Caldeiras de biomassa;
- Forno de cal;
- Tanque de dissolução de fundidos ou *smelt*;
- Sistema de evaporação e condensados;
- Digestor;
- Lavagem e depuração da polpa;
- Tanques de licores preto e verde;
- Apagadores de cal e caustificadores;

A formação dos poluentes está intimamente associada aos processos de queima de algum combustível que contenha nitrogênio, carbono, enxofre, etc. A qualidade do combustível é crítica para os níveis de emissão dos poluentes. Como todo processo de combustão depende do teor do oxigênio comburente, a falta ou o excesso do ar de combustão é capaz de modificar a quantidade e a composição dos gases residuais de exaustão, aumentando ou reduzindo as proporções de gases oxidados ou reduzidos nos poluentes aéreos. Em geral, os gases de exaustão da combustão constituem uma mistura de gases contendo

nitrogênio, oxigênio, vapor d'água, compostos reduzidos e oxidados, além de material particulado (FOELKEL, 2011).

No processo de produção de celulose Kraft, quatro sistemas são responsáveis pelas emissões dentro do processo: a unidade de produção de polpa, a partir das atividades como uso de branqueamento e água; a unidade de geração de energia, a partir da combustão de biomassa; a unidade de recuperação química, a partir da recuperação de produtos químicos; e a unidade de tratamento de águas residuais, a partir do tratamento biológico. Cada atividade gera poluentes que causam algum impacto ambiental. A Figura 4 apresenta uma visão esquemática dos subprocessos de produção de celulose Kraft e os poluentes, que são incluídos na análise.

As emissões atmosféricas, segundo Souza (2008), normalmente estão sendo controladas por meio da utilização de precipitadores eletrostáticos, lavadores de gases, filtros do tipo *Bag*, ciclones e outros equipamentos semelhantes. Já para o controle de emissões fugitivas, tem sido empregado o tratamento de gases não condensáveis, que consiste em se enclausurar as fontes geradoras destes gases de forma a captá-las e direcioná-las para um sistema de tratamento, constituído, por exemplo, de sistemas de lavagem ou de incineração.

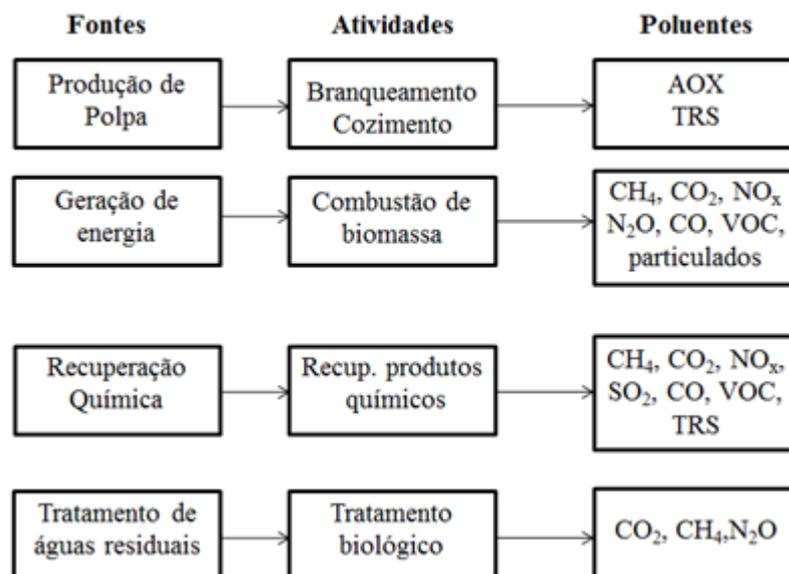


Figura 4 - Emissões no processo Kraft de produção de celulose.

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

Um dos principais desafios ambientais é o controle das emissões atmosféricas do ciclo de recuperação. As principais preocupações têm sido particulados, compostos reduzidos de enxofre (TRS), dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono

(CO) (TRAN e VAKKILAINEN, 2000). Tais emissões, a partir das caldeiras de recuperação, caldeiras de força, tanques de dissolução de fundidos e fornos de cal, constituem-se nas principais fontes de poluição da indústria de celulose (CESTEB, 2006).

Neste trabalho não serão abordados gases de efeito estufa emitidos do processo Kraft tal como o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), compostos orgânicos voláteis não metânicos (NMVOC), etc (JAWJIT *et al.*, 2007).

Uma breve discussão sobre os principais poluentes emitidos a partir de fontes características dentro do processo Kraft e o controle destas emissões é apresentado a seguir.

2.2.1 Material particulado (MP)

O material particulado (MP) é uma mistura complexa e heterogênea de partículas com diferentes propriedades físicas e químicas. Sofre mudanças com o tempo e espaço, como consequência da química da atmosfera e condições climáticas, além de interações complexas existentes entre o material particulado e outros poluentes. As partículas podem ser de tamanhos variados, apresentando diferentes graus de toxicidade com efeito sobre a saúde dos seres humanos (GODISH, 2004).

Uma das discussões mais relevantes sobre a poluição particulada é como as partículas são introduzidas na atmosfera (KELLY e FUSSEL, 2012). As partículas são aglomerados de várias moléculas e, dependendo de sua origem, são denominados de aerossóis primários ou secundários. A classificação do MP quanto a sua origem pode ser em partículas primárias, quando lançadas diretamente na atmosfera, e secundárias, quando são formadas na atmosfera através de reações físico-químicas entre as partículas primárias e componentes naturais da atmosfera, que produzem substâncias de baixa volatilidade, que ao condensar tornam-se material particulado (SEINFELD, 2004).

O material particulado é produzido, principalmente, nos processos de combustão, a partir da emissão direta e também a partir dos gases precursores emitidos como SO₂, NO_x e compostos orgânicos voláteis que reagem na atmosfera. A grande maioria dos aerossóis particulados é composta tipicamente de nitrato, sulfato, amônio, material carbonáceo e metais (CESTESB, 2012b). O particulado presente na atmosfera abrange uma grande diversidade de compostos químicos, tal como material orgânico, compostos de nitrogênio e enxofre, metais e radionuclídeos (substâncias radioativas). Assim, as partículas podem ser tanto de origem orgânica quanto inorgânica.

A distinção do tamanho das partículas, se finas ou grossas, não se dá apenas em função da sua dimensão, mas também em termos de: fontes de emissão, processos de formação, composição química, tempos de residência na atmosfera, distância de transporte e outros parâmetros (USEPA, 2012).

Partículas finas são emitidas diretamente a partir de processos de combustão. Estas também podem ser formadas, secundariamente, a partir de gases precursores, tais como dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, ou compostos orgânicos, produzindo emissões que contribuem com a formação de partículas finas. Partículas grossas são geradas por processos mecânicos, como a erosão eólica, quebra de ondas do mar e operações que envolvam moagem de sólidos (USEPA, 2012).

O tempo de residência, das partículas finas na atmosfera varia de dias a semanas e podem ser transportadas de centenas a milhares de quilômetros, enquanto as partículas mais grosseiras normalmente tendem a sedimentar no solo em questões de minutos a horas e, em dezenas de quilômetros das fontes emissoras (USEPA, 2012).

O MP pode ser caracterizado na forma de partículas que abrangem várias ordens de magnitude de tamanho. A Figura 5 mostra aerossóis típicos encontrados na atmosfera.

A mistura de partículas na atmosfera é dinâmica. A formação do material particulado no ar ocorre por diferentes maneiras, sendo de fundamental importância a distinção entre a fração ou tamanho das partículas, para toda discussão que envolva desde as propriedades físico-químicas até o efeito que podem causar aos seres vivos, pois é, a partir destas relações, que se pode desenvolver o correto estabelecimento de padrões da qualidade do ar (USEPA, 2004a).

Godoy *et al.* (2009) citam que, em decorrência da fonte e do processo de formação, o material particulado varia tanto na composição quanto na distribuição de tamanho. A classificação do material particulado é regida principalmente, pelo diâmetro das partículas que o constituem (GODISH, 2004). As partículas vêm em escalas de diferentes tamanhos, tais como partículas inaláveis grossas ($MP_{10-2,5\mu m}$), partículas finas ($MP_{\leq 2,5\mu m}$) e partículas ultrafinas ($MP_{\leq 0,1\mu m}$) (USEPA, 2012). O material particulado total, MP, é a soma de material particulado fino e grosso. O tamanho das partículas, a concentração e composição química são as propriedades de maior interesse.

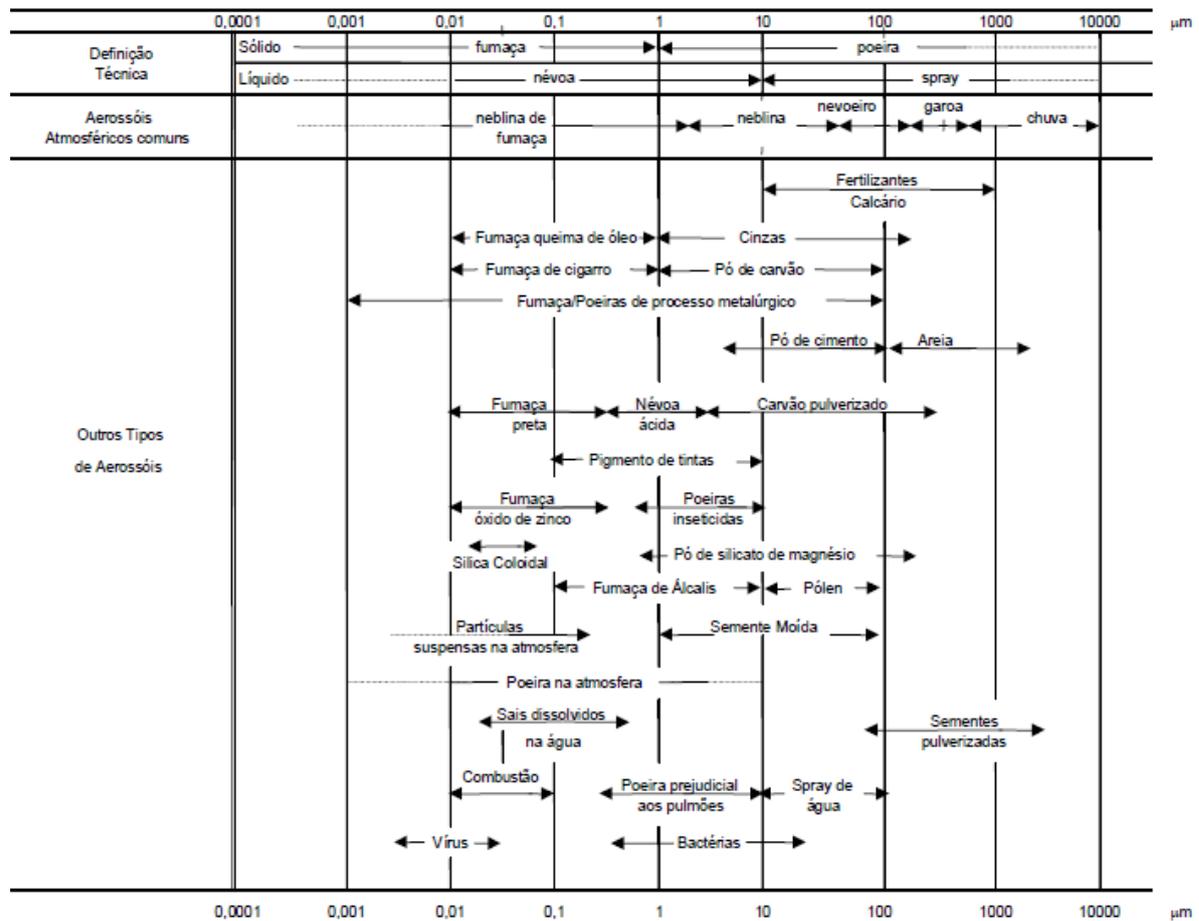


Figura 5 - Faixa de tamanhos de aerossóis típicos encontrados na atmosfera.
Fonte: MALM (1999).

Existem diversas classificações de tamanho para o material particulado. A USEPA cita o modo, a dosimetria e o diâmetro de corte como as mais utilizadas (USEPA, 2004a).

A classificação por modo é baseada nas distribuições de tamanho de partículas e em mecanismos de formação. São considerados três modos de distribuição: *nuclei*, *accumulation* e *coarse*. Os modos *nuclei* e *accumulation* contém partículas de diâmetro inferior a 2,5 µm e estão associados aos mecanismos de formação de partículas a partir de componentes gasosos (conversão do gás em partícula), ocorrendo essencialmente por meio de três processos: condensação, nucleação e coagulação. O processo inicial envolve a condensação de gases e vapores ou a combinação com pequenos núcleos (nucleação), normalmente chamados núcleos de condensação. No processo de nucleação, os gases interagem para formar aerossóis maiores, que podem crescer ainda mais pelo processo de coagulação, no qual as partículas, ao se solidarem no ar, tendem a aderir umas às outras, devido às forças atrativas de superfície, formando partículas cada vez maiores. O processo de nucleação, assim, consiste na coagulação de moléculas que aumentam de dimensão até que atinjam o raio crítico, tornando-

se estáveis e dando origem às partículas finas (BOUBEL *et al.*, 1994; MALM, 1999). O modo *coarse* apresenta partículas com diâmetro maior que 2,5 µm formadas por processos mecânicos que produzem as partículas grossas (USEPA, 2004a).

A classificação segundo a dosimetria é baseada em termos do tamanho de partículas que conseguem penetrar nos vários canais do sistema respiratório humano. Esta convenção classifica as partículas como: material particulado inalável (IPM), material particulado torácico (TPM) ou material particulado respirável (RPM). As partículas inaláveis são aquelas que entram pelo trato respiratório, nas fossas nasais. As torácicas passam pela laringe e podem chegar ao pulmão. E as partículas respiráveis são as que efetivamente atingem esse órgão, na região de troca de ar (USEPA, 2004a).

Outra forma de classificação de partículas é pela eficiência de sua coleta em equipamentos de monitoramento e controle atmosférico. A amostragem por tamanho seletivo refere-se a partículas abaixo ou dentro de uma faixa de tamanho aerodinâmico específico. As frações de tamanho são especificadas com um diâmetro de corte de 50%. A partir desta seleção, as partículas podem ser classificadas em (USEPA, 2004a): partículas totais em suspensão (PTS), partículas inaláveis de até 10 micrometros (MP₁₀) e partículas inaláveis de até 2,5 micrometros (MP_{2,5}). Estes são os tipos de material particulado comumente monitorados. A amostragem de partículas totais em suspensão, PTS, pode ser pelo método do amostrador de grandes volumes – Hi-vol (NBR9745) (ABNT, 1997). O tamanho das partículas pode variar entre 25 e 50 µm. Os MP₁₀ são as partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 10 µm coletadas em amostradores de grande volume (Hi-vol MP₁₀), adotando-se a norma NBR 13.412, que consiste em acoplar ao amostrador de grande volume um separador inercial de partículas (ABNT, 1995). O MP_{2,5}, são partículas com diâmetro abaixo de 2,5 µm e podem ser coletadas em amostradores de grande volume (Hi-vol MP₁₀), variando apenas o volume de ar amostrado e não em tamanho da partícula. A velocidade do ar é crítica para manutenção do ponto de corte de 2,5 µm.

No processo Kraft (sulfato) de fabricação de celulose, um dos impactos ambientais mais relevantes é a emissão de particulados (BORDADO e GOMES, 2002). A combustão de resíduos florestais e a queima de combustível gera particulados constituídos de matéria inorgânica, incluindo metais e carbono não queimado (YOO *et al.*, 2002).

De acordo com Foelkel (2011), existem diversos tipos de materiais particulados que são lançados nas fumaças de fábricas de celulose, a citar: partículas químicas de carbonato de cálcio e de cal virgem, sulfato de sódio e carbonato de sódio; fuligem orgânica ou

carvãozinho; cinzas minerais da queima da casca ou de madeira, cinzas da queima de carvão mineral; complexos aglomerados dessas partículas com gotículas de água ácida (umidade ácida das fumaças).

As principais fontes fixas de emissão de particulados do processo são: caldeira de recuperação química, forno de cal, tanque de dissolução, caldeira de biomassa e incinerador, as três primeiras são específicas do sistema de recuperação química (BORDADO e GOMES, 2002).

Os particulados emitidos a partir da caldeira de recuperação química e tanque de dissolução são principalmente constituídos de sais de sódio, e o forno de cal produz emissões de particulados com sais de cálcio (BORG, TEDER e WARNQVEST, 1974).

O particulado emitido por incineradores e caldeiras de biomassa pode ser classificado em ultrafino com faixas de tamanho submícron e do tipo grosseiro, como a fuligem, conhecido por ser formado mecanicamente (YOO *et al.*, 2002). Na caldeira de biomassa, devido à utilização de resíduos florestais como combustível, os materiais sólidos que são lançados pela chaminé de maneira eventual com os gases são partículas de sílica e sais minerais que compõem a casca da madeira (FALEIROS, 2009).

Além disso, existem outros materiais particulados no processo, como, por exemplo, o pó de madeira (serragem), poeira do solo e das ruas (trânsito de veículos) ou a poeira química devido aos depósitos a céu aberto de resíduos sólidos (lama de cal, dregs e grits, etc.) (FOELKEL, 2011). Em geral, as emissões resultam principalmente de cinzas e outros sólidos carregados por vapores do processo (BORG, TEDER e WARNQVEST, 1974).

Os precipitadores eletrostáticos são os melhores equipamentos de controle e abatimento de particulados utilizados na indústria de celulose e papel, nas fontes estacionárias de combustão (FOELKEL, 2011).

Segundo Tran e Vakkilainnen (2000), para o controle da emissão de particulados, as caldeiras de recuperação química são equipadas com precipitadores eletrostáticos operando com alta eficiência (>99,5%). Os tanques de dissolução são equipados com lavadores para o controle de emissões particuladas e os fornos de cal são equipados tanto com lavadores como precipitadores, além da vantagem de alguns lavadores também controlarem a emissão de SO₂. Caldeiras de biomassa são normalmente equipadas com precipitadores eletrostáticos para remoção de partículas maiores e mais pesadas.

As caldeiras de recuperação só dispõem de precipitadores eletrostáticos para fazer o abatimento do tipo final-de-tubo das emissões de particulados. Os outros poluentes são

controlados através da ecoeficiência, ou seja, impedindo que sejam gerados, ou destruindo-os nas fontes onde são formados (FOELKEL, 2011).

2.2.2 Óxidos de enxofre (SO_x)

Óxidos de enxofre (SO_x) são compostos poluentes provenientes tanto de fontes antropogênicas quanto de fontes naturais. A determinação de compostos de enxofre no ambiente tem tido crescente importância, devido à preocupação, com a qualidade ambiental, do papel desses compostos em relação aos problemas de odor e efeitos adversos à saúde (MARTINS e ANDRADE, 2002; CRUZ e CAMPOS, 2008).

Os compostos de enxofre existem na forma oxidada e reduzida. O Quadro 1 apresenta os principais produtos da oxidação e redução do enxofre. Os compostos mais importantes contendo enxofre, presentes na atmosfera, compreendem espécies tais como: dióxido de enxofre (SO₂), sulfatos (SO₄⁻²) e os também chamados compostos reduzidos de enxofre, como o sulfeto de hidrogênio (H₂S), sulfeto de carbonila (COS), dissulfeto de carbono (CS₂), sulfeto de metila (CH₃SH), sulfeto de dimetila (CH₃SCH₃, DMS) e dissulfeto de dimetila (CH₃SSCH₃, DMDS) (MARTINS e ANDRADE, 2002).

Quadro 1 – Processo de oxidação e redução do enxofre

Redução	Forma elementar	Oxidação (1ª etapa)	Oxidação (2ª etapa)	Reação com água	Reação com NH ₄ ⁺ ou outros cátions
H ₂ S ←	← S →	→ SO ₂	→ SO ₃	→ H ₂ SO ₄	partículas de sulfato

Fonte: Adaptado de De Nevers (2000).

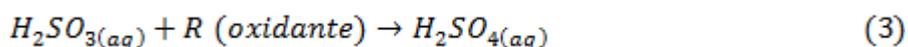
A principal fonte de emissão para atmosfera é a combustão de materiais que contenham enxofre na sua composição. O processo de combustão do combustível que contém enxofre origina, via oxidação com o oxigênio (O₂), o gás SO₂, que é emitido com outros gases de exaustão (CARDOSO e FRANCO, 2002). A reação pode ser representada pela seguinte equação geral (DE NEVERS, 2000):



O SO_{2(g)} é um gás incolor, de forte odor e tem boa solubilidade em água, em comparação com outros gases presentes na atmosfera. Uma vez emitido, pode reagir com vários oxidantes presentes na atmosfera e formar sulfato particulado, na forma de gotas de

ácido sulfúrico (H_2SO_4) ou na forma de partículas neutralizadas tais como sulfato de amônio. O processo de oxidação do SO_2 , além de resultar na formação de sulfato particulado, contribui significativamente para a produção de acidez, comprometendo a qualidade das condições ambientais (MARTINS e ANDRADE, 2002).

O gás SO_2 pode ser incorporado às gotículas de água que formam as nuvens, formando o ácido sulfuroso (H_2SO_3). Substâncias (R) presentes na atmosfera podem também ser incorporadas às gotículas de água das nuvens e oxidar ou servir como catalisador para a reação de oxidação do H_2SO_3 a H_2SO_4 , conforme equações químicas descritas a seguir. A água oxigenada (H_2O_2) é um dos principais oxidantes que existe na atmosfera e participa da formação do ácido sulfúrico. Este processo é um dos caminhos para a formação da chuva ácida, resultado final do processo que ocorre quando gotículas das nuvens se juntam e formam gotas pesadas o suficiente para cair como chuva (CARDOSO e FRANCO, 2002).



Uma pequena quantidade de SO_2 produzido na combustão pode ser oxidada para a formação de trióxido de enxofre (SO_3), dependendo das condições de temperatura e excesso de ar (DE NEVERS, 2000). Nas partes mais frias dos equipamentos industriais, ou após o efluente gasoso ter sido emitido para a atmosfera, a umidade dos gases, ou do ar atmosférico reage com o SO_3 produzindo o H_2SO_4 .

A formação do aerossol de sulfato é outro fenômeno associado à transformação de SO_2 na atmosfera, seja na forma de gotas de H_2SO_4 ou partículas de sais. Os sulfatos incorporados aos aerossóis estão associados à acidificação de rios e lagos, redução da visibilidade e corrosão de materiais (CETESB, 2012b).

De acordo com Foelkel (2011), o dióxido de enxofre é originado no processo Kraft de duas fontes principais: composição do combustível e da oxidação de compostos reduzidos de enxofre. No caso do licor preto Kraft, quanto maior for sua sulfidez, ou a relação molar entre S e Na_2 , maior será a probabilidade de se terem maiores concentrações de SO_x nos gases de exaustão. As emissões do poluente SO_x em fábricas de celulose Kraft ocorre nos gases da caldeira de recuperação, caldeira de força, forno de cal e incineradores.

A caldeira de recuperação Kraft tem a capacidade de reter parte do SO_x formado, incorporando-o no fundente que posteriormente é recuperado como insumo químico.

Contudo, isso só é possível quando as reações entre o SO_x e o Na_2O ocorrerem na parte inferior da fornalha da caldeira de recuperação, onde a atmosfera é pobre em oxigênio (USEPA, 1996). As caldeiras de força nas fábricas brasileiras de celulose e papel queimam desde resíduos lenhosos até gás natural. Quando alimentadas por biomassa combustível (casca e de cavacos de madeira) emitem pouco SO_x , pois o teor de enxofre nesse combustível é baixo (FOELKEL, 2011).

Nos fornos de cal, as emissões de dióxido de enxofre têm origem a partir do teor de enxofre do combustível e gases odorosos que ocasionalmente são queimados e oxidados nos fornos (KIISKILA, 1990).

A emissão de SO_2 pode ser reduzida pela utilização de lavadores de gás ou precipitadores eletrostáticos, além do controle de condições operacionais específicas (FRANCEY, TRAN e JONES, 2009; KIISKILA, 1990; IPPC, 2001).

2.2.3 Compostos reduzidos de enxofre (TRS)

A ausência de oxigênio em um determinado processo que contenha enxofre favorece a combinação do enxofre monoatômico com o hidrogênio, formando os compostos reduzidos de enxofre (WIMBERRY, 1985).

As emissões atmosféricas de indústrias Kraft incluem particulados e compostos voláteis odorosos. No entanto, a quantidade emitida é baixa o suficiente para que, na concentração final a que se diluem, sejam inócuos à saúde, mas ainda desagradáveis ao olfato humano (MOURA, 1999).

Os compostos mal odorosos, emitidos em vários pontos do processo, derivam principalmente do sulfeto de sódio (Na_2S). A utilização de produtos à base de enxofre, gera reações secundárias com alguns compostos orgânicos presentes na madeira, dando origem a particulados e materiais gasosos com odor característico, os organossulfurados (MOURA, 1999).

O termo *Total Reduced Sulphur* (TRS), ou enxofre reduzido total (ERT), ou ainda compostos reduzidos de enxofre (CRE), são termos comumente usados para definir os principais compostos voláteis sob a forma reduzida (WIMBERRY, 1985; SOUZA, 2008; CRUZ e CAMPOS, 2008).

O TRS é definido como a soma das concentrações dos compostos reduzidos sulfeto de hidrogênio (H_2S), sulfeto de metila ou metil mercaptana (CH_3SH), sulfeto de dimetila ou

dimetil sulfeto ($(\text{CH}_3)_2\text{S}$) e dissulfeto de dimetila ou dimetil dissulfeto ($(\text{CH}_3)_2\text{S}_2$), presentes em um ponto de emissão, conforme equação 4, formando as substâncias componentes do odor da indústria Kraft, apresentados como equivalentes do sulfeto de hidrogênio (H_2S) e expressos como partes por milhão (ppm) de H_2S (MOURA, 1999). Outros compostos voláteis que também podem ocorrer nas emissões gasosas são o sulfeto de carbonila (COS) e o dissulfeto de carbono (CS_2) (CRUZ e CAMPOS, 2008). Os compostos podem estar associados aos vapores de água e condensados dos gases de exaustão, sendo a umidade dos gases de exaustão um fator que acentua o problema de odor, pois penetra nas narinas e se condensa as mucosas, deixando os componentes de cheiro (MOURA, 1999).

$$[\text{TRS}] = \text{H}_2\text{S} + \text{CH}_3\text{SH} + (\text{CH}_3)_2\text{S} + (\text{CH}_3)_2\text{S}_2 \quad (4)$$

em que,

TRS - *Total reduced sulphur*, em ppm, equivalente a H_2S .

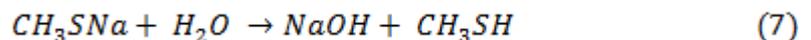
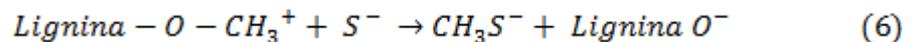
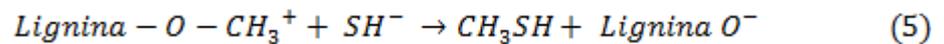
Os fatores que influenciam a formação de compostos odorosos são: a matéria-prima e as condições de cozimento. A formação de compostos odorosos depende da sulfidez do licor de cozimento, do tempo de cozimento, da temperatura de cozimento e do pH. O cozimento sulfato de folhosas, forma maior quantidade de compostos odoríferos do que o cozimento sulfato de coníferas. Isto ocorre porque nas ligninas de folhosas predominam grupos siringuil, enquanto nas de coníferas, os grupos guaiacil (siringuil e guaiacil são grupos metoxila componentes do polímero lignina) (MOURA, 1999).

O poluente H_2S é muito sensível e fácil de ser formado, mas difícil de ser capturado. A sua formação não depende da constituição da lignina, mas das condições físico-químicas com que a madeira e licores são processados. As mercaptanas dependem da constituição da lignina, pois se não houver presença de grupos metoxilas sua formação será mínima (FOELKEL, 2011).

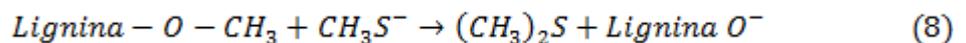
O H_2S representa o principal responsável pelo odor nas emissões gasosas no processo Kraft. Confere mau cheiro às áreas próximas à sua fonte de emissão, sendo perceptível ao nariz humano em concentrações muito baixas, a partir de $0,7 \text{ } (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ (CRUZ e CAMPOS, 2008). É um gás incolor com odor desagradável, tóxico, mesmo em pequenas quantidades (WIMBERRY, 1985). A presença de H_2S na atmosfera fere as leis ambientais que proíbem quaisquer emissões de odores.

A metil mercaptana (CH_3SH) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) se encontram no estado gasoso a temperatura ambiente, e somente estes compostos podem se dissociar em soluções aquosas formando íons hidrossulfetos (HS^-) e sulfetos (S^-). Assim como o H_2S , a metil mercaptana é um ácido fraco e se ioniza parcialmente em soluções aquosas, formando íons metilmercaptana (CH_3S^-). Os ânions HS^- e CH_3S^- são facilmente oxidados pelo ar e a reação é acelerada pela presença de fenóis da madeira (MOURA, 1999).

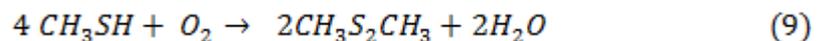
A CH_3SH é extremamente mal cheiroso e está presente, em baixas concentrações, dissolvido no licor preto. É formado a partir das reações de ataque dos íons hidrossulfetos (HS^-) e dos íons sulfetos (S^-) aos grupos metoxilas da lignina, conforme equação 5 e 6. Quando dissolvido na forma de sal de sódio, ou seja, metil mercapteto de sódio, reage com a água para formar o gás, segundo a equação 7 (USEPA, 1979).



O $(\text{CH}_3)_2\text{S}$ é um líquido neutro e em estado puro, não tem odor desagradável. Destila mais rapidamente do licor preto que o sulfeto de hidrogênio ou sulfeto de metila. É formado por meio da reação do íon metilmercaptana com outro grupo metoxila da lignina, como pode ser visto na equação 8 (USEPA, 1979).



O $(\text{CH}_3)_2\text{S}_2$ é um líquido neutro com odor desagradável, formado pela oxidação da CH_3SH , na presença de oxigênio e em meio alcalino, segundo equação 9 (USEPA, 1979).



Em geral, toda a vez que licores e condensados tiverem exposição ao ar e o pH estiver favorável, o H_2S rapidamente se libera para a atmosfera, e por este motivo é um dos TRS que merece maior atenção (FOELKEL, 2011).

A emissão dos compostos reduzidos de enxofre na indústria Kraft, segundo USEPA (1979) pode advir de gases de caldeira de recuperação química, forno de cal, incineradores,

tanque de dissolução de material fundido da caldeira de recuperação (*smelt*), lavadores, depuradores, etc. Ainda segundo Foelkel (2011), a sua formação pode ocorrer ao longo das etapas do processo de produção de celulose Kraft.

A redução do odor na indústria Kraft é significativamente afetada por dois fatores (SARKANEN *et al.*, 1970): primeiramente, os odores não são emitidos a partir de uma única fonte, mas são gerados em vários locais da unidade produtiva; e em segundo lugar, os limites para o odor de sulfeto de hidrogênio e sulfeto de metila são da ordem de partes por bilhão (ppb), o que torna uma tarefa difícil, porém não impossível, a manutenção das concentrações do ar ambiente, nas redondezas de indústrias Kraft, abaixo destes valores, durante todo o tempo.

O controle da emissão de gases contendo TRS pode ser por diversas formas. Segundo Moura (1999) normalmente coletam-se separadamente os gases de pequeno volume e alta concentração dos digestores e evaporadores, e encaminha-os para serem incinerados no forno de cal ou em alguma unidade de incineração separada. Os gases de grande volume e baixa concentração das áreas de tanque de dissolução ou lavadores são encaminhados para incineração no forno de cal, caldeira de biomassa e às vezes para caldeira de recuperação química.

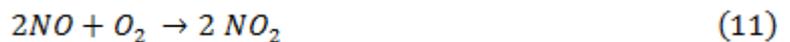
De acordo com Bordado e Gomes (2002), lavadores de gases, incineradores e a instalação de alguns elementos de instrumentação e controle adicionais, podem ser utilizados no abatimento das emissões de TRS.

2.2.4 Óxidos de nitrogênio (NO_x)

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) são uma família de compostos nitrogenados poluentes do ar. Vários compostos são denotados por NO_x, com variados estados de oxidação (EPA, 1999). No que se refere à poluição atmosférica, o principal interesse está relacionado a dois óxidos mais comuns, o óxido nítrico (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO₂).

Nas formas oxidadas como NO e NO₂, os compostos de nitrogênio são considerados poluentes primários e precursores de poluentes secundários (O₃, HNO₃, H₂O₂, etc) produzidos na atmosfera pela interação entre dois ou mais poluentes primários, por uma série de complexas reações, alternando-se nos diferentes estágios de oxidação, com os constituintes atmosféricos naturais, com ou sem fotoativação (CÓNSUL *et al.*, 2004).

Entre os NO_x emitidos nos gases de combustão, o NO e o NO_2 são os que apresentam relevância quanto à poluição ambiental e, destes, mais de 95% das emissões estão sob a forma de NO (CÓNSUL *et al.*, 2004). Na combustão, forma-se primeiro o NO. A reação seguinte é a formação do NO_2 , que só irá ocorrer se houver suficiente oxigênio nos gases e se ocorrer abaixamento da temperatura (FOELKEL, 2011). Das concentrações de NO_2 formadas na zona de combustão, boa parte é convertida de NO_2 para NO, quando este é consumido pela reação com hidrogênio e, eventualmente, em chamas pobres em combustível, pela reação com oxigênio. Assim, a quantidade de NO_2 nos gases emitidos é menor do que 5% do total, considerando que o restante do NO_x apresenta-se na forma de NO (JANSSEN *et al.*, 1998). As reações de formação de NO e NO_2 na chama são (DE NEVERS, 2000):



Nos processos de combustão, a formação dos NO_x , pode ser considerada por três mecanismos, nos quais se dá a formação do NO: térmico, imediato e o combustível. A formação de NO ocorre a partir de reações intermediárias envolvendo partículas altamente energéticas chamadas de radicais livres, tais como oxigênio, nitrogênio, radicais hidroxila, hidrogênio e hidrocarbonetos que perderam hidrogênio, como o CH_3 ou CH_2 . Estes materiais são reativos, energéticos e podem existir em altas concentrações somente a altas temperaturas (DE NEVERS, 2000). Em geral, os mecanismos de formação do NO_x diferem e dependem da temperatura da chama, teor de nitrogênio do combustível e parâmetros da fornalha (coeficiente de excesso de ar) (PRIMO *et al.*, 2005).

Os mecanismos de formação do poluente são importantes, uma vez que os compostos formados reagem na atmosfera e podem ser ligados a efeitos adversos no sistema respiratório e na quantidade de NO_x emitido para o ar ambiente (DE NEVERS, 2000; USEPA, 2013; USEPA, 1999). Segundo Lora (2002), ao avaliar as modificações necessárias no processo para se alcançar menores emissões de NO_x deve-se considerar o mecanismo dominante de formação do poluente.

Os gases provenientes dos processos de combustão apresentam baixíssimas concentrações de NO_2 em comparação com os valores elevados de NO. No entanto, ao entrar em contato com o oxigênio do ar reagem rapidamente para formar o NO_2 . Desta forma, para a base de todas as emissões de NO_x , assume-se que todo o NO é convertido em NO_2 . As taxas

de emissão são calculadas considerando os dois compostos como sendo NO_2 . Por este motivo, vê-se este escrito “ NO_x expresso como NO_2 ” (DE NEVERS, 2000). As reações de conversão de NO em NO_2 no ar ambiente são (PRIMO *et al.*, 2005):



De acordo com Primo *et al.* (2005), a taxa de oxidação do NO na atmosfera depende da cinética química, isto é, da velocidade de reação e da física do processo. A cinética química e a física dependem das condições meteorológicas, como a velocidade do vento e a radiação solar, além da concentração de reagentes. A oxidação do NO pelo oxigênio molecular é lenta e não resulta em alta concentração de NO_2 nas plumas das chaminés. Entretanto, altas concentrações podem ocorrer durante episódios prolongados de poluição urbana.

Durante o dia ainda pode ocorrer fotodissociação do NO_2 pela absorção da radiação ultravioleta para formação de NO e O_3 , dada pela reação (DE NEVERS, 2000):

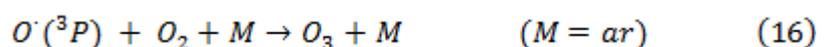


em que

$h\nu$ representa um fóton de luz de comprimento de onda adequado

Primo *et al.* (2005), citam que desta forma, a concentração de NO_x encontrada em um núcleo urbano ou em um ponto qualquer, não corresponde totalmente ao NO_2 , pois deve-se levar em conta que também há formação de NO a partir do NO_2 .

O dióxido de nitrogênio na presença de hidrocarbonetos e luz ultravioleta constitui a principal fonte de ozônio troposférico e aerossóis de nitrato (WHO, 2005). Na troposfera, a presença de ozônio em concentrações elevadas é prejudicial devido a seu alto poder oxidante, levando à formação de radicais nitrato que reagem rapidamente com a luz solar. O ozônio é formado fotoquimicamente pela fotólise do NO_2 que reage rapidamente com NO, como mostram as reações resultantes do fotoequilíbrio entre NO, NO_2 e O_3 (CÓNSUL *et al.*, 2004):





O conhecimento da concentração de O_3 permite estimar a concentração de NO_2 no nível do solo, a partir da concentração de NO_x decorrente da emissão das chaminés (PRIMO et al., 2005).

Nas fábricas de celulose Kraft, o NO_x é formado principalmente nas caldeiras de recuperação, força e no forno de cal, como também pode ser formado em incineradores (FOELKEL, 2011; KIISKILA, 1990; TRAN e VAKKILAINNEN, 2000).

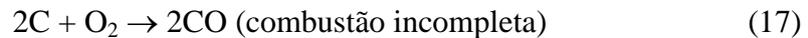
Existem dois métodos possíveis de controle dos óxidos de nitrogênio. As emissões de NO_x podem ser controladas por meio da modificação do processo de combustão para prevenir a formação de NO_x – método pré-combustão (preventivo), ou pelo tratamento do gás de combustão para remoção física ou química de NO_x – método pós-combustão (corretivo) (DE NEVERS, 2000). Isto pode ser obtido através de diversas técnicas, tais como: uso de combustíveis de baixo teor de nitrogênio; redução do excesso de ar; recirculação interna ou externa dos gases de combustão; diminuição da temperatura de pré-aquecimento do ar; uso de aditivos nos processos de combustão e injeção de água ou vapor na chama, pela redução no diâmetro das gotas dos combustíveis líquidos.

Para o controle das emissões de óxidos de nitrogênio também pode ser com o uso de um redutor catalítico, por meio de métodos de injeção de amônia e sulfito de sódio promovendo redução de NO_x até N_2 (JAWJIT *et al.*, 2006). No entanto, as condições precisam ser extremamente controladas para ocorrer sucesso técnico e ambiental (FOELKEL, 2011).

2.2.5 Monóxido de carbono (CO)

Nos processos de combustão, independente do combustível utilizado, o produto final será o CO_2 (dióxido de carbono) e vapor de água. O CO_2 é um gás incolor e inodoro, considerado não tóxico quando comparado com outros poluentes, até mesmo por ser constituinte natural da atmosfera. Contudo, se durante a combustão, o oxigênio disponível não for suficiente, não ocorrerá à queima completa, o que acontece neste caso na maioria das vezes, segundo De Nevers (2000), é a formação de CO (monóxido de carbono), um dos mais tóxicos poluentes.

Os processos resultantes da queima incompleta dos combustíveis geram monóxido de carbono, conforme Equação (17).



O CO é pouco solúvel em água e tem uma densidade ligeiramente menor do que o ar. Os mais altos níveis de CO no ar ocorrem normalmente nos meses mais frios do ano, quando as condições de inversão são mais frequentes, ficando o poluente próximo ao solo (USEPA, 2010).

O poluente pode ser emitido pelas chaminés junto com os gases de exaustão, quando a temperatura de combustão ou o tempo de residência na câmara de combustão são inferiores aos requeridos, ou mesmo se existir uma falta de ar (BAUMBACH, 1996).

No processo Kraft de celulose, as principais fonte de emissão de CO são a caldeira de biomassa, caldeira de recuperação química e forno de cal (JAWJIT *et al.*, 2006).

O controle do poluente pode requerer mudanças nas condições operacionais dos equipamentos ou fontes emissoras. De Nevers (2000) indica um aumento no excesso de ar e uma boa mistura ar-combustível como medida de controle da emissão de CO. Segundo Jawjit *et al.* (2006), o controle pode ser a partir da aplicação de técnicas alternativas que previnem a emissão de poluentes, como, por exemplo, a utilização de combustíveis alternativos, como o gás natural. O aumento da concentração de sólidos no licor preto também reduz o fator de emissão do CO da caldeira de recuperação.

2.3 Legislações ambientais – Proteção da Qualidade do ar

No Brasil, a proteção da qualidade do ar encontra respaldo legal tanto na Constituição Federal de 1988 como na legislação ordinária, tendo como corolário a Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, que delimita os objetivos, princípios e instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) (BRASIL, 1981).

O Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama) foi criado pela PNMA, dando origem a estrutura institucional sob a qual se dá o ordenamento da atuação dos órgãos e entidades ambientais da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, a responsabilidade pela proteção e melhoria da qualidade ambiental. Ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) foi atribuído competências consultivas e deliberativa.

A Portaria Normativa n° 348, de 14 de março de 1990, possibilitou que o IBAMA estabelecesse os padrões nacionais de qualidade do ar e os respectivos métodos de referência,

ampliando o número de parâmetros anteriormente regulamentados através da Portaria GM nº 0231, de 27 de abril de 1976. Os padrões estabelecidos por meio dessa portaria foram submetidos ao CONAMA em 28 de junho de 1990 e transformados na Resolução Conama nº 003, de 28 de junho de 1990 (BRASIL, 1990).

As disposições da PNMA têm sido continuamente normatizadas por meio de Resoluções do Conama, sendo a Resolução nº 003/1990, a que define os padrões de qualidade do ar e critérios mínimos para o monitoramento (MMA, 2009); e a Resolução nº 382, de 26 de dezembro de 2006 (BRASIL, 2006b), que estabelece limites de emissão para os poluentes e fontes estacionárias específicas, delineando regras mínimas sobre o monitoramento dessas emissões, sendo complementado pela Resolução nº 436, de 22 de dezembro de 2011 (BRASIL, 2011).

A legislação estadual tem competência legislativa concorrente em matéria ambiental, estabelecida pela Constituição Federal de 1988. Devido à competência concorrente, cabe à União a definição de normas federais básicas e gerais, podendo os estados complementarem-nas conforme suas especificidades, e, no caso de inexistência de norma geral federal, cabem aos estados competência legislativa plena para regular o uso e a proteção de determinado recurso ambiental (MMA, 2009).

No Estado de São Paulo, desde 08 de outubro de 2013, os padrões de qualidade do ar seguem o Decreto Estadual nº 59.113, de 23 de abril de 2013 (BRASIL, 2013), e não mais os padrões federais, estabelecidos na Resolução Conama nº 03/1990.

A Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná (SEMA) confirma os padrões nacionais de qualidade do ar da Resolução Conama nº 003/1990 através da Resolução SEMA nº 054/2006 como os padrões paranaenses de qualidade do ar, além de estabelecer os padrões de emissão para fontes industriais com vista a melhoria na qualidade do ar (BRASIL, 2006a).

2.3.1 Padrões de qualidade do ar

A concentração dos poluentes e, conseqüentemente, a qualidade do ar, é produto da interação de um complexo conjunto de fatores que dependem do nível e do tipo das atividades industriais (magnitude das emissões), da densidade populacional, da topografia e das condições meteorológicas da região, favoráveis ou não à dispersão dos poluentes (BRAGA *et al.*, 2005).

Os níveis de poluição são definidos a partir da quantificação das substâncias poluentes presentes no ar, limitada a um restrito número de poluentes, definidos como indicadores da qualidade do ar em função da maior frequência de ocorrência e aos efeitos adversos que causam ao meio ambiente. A determinação sistemática da qualidade do ar restringe-se a um grupo de poluentes consagrados universalmente como indicadores da qualidade do ar e são eles: monóxido de carbono, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, material particulado e ozônio (CETESB, 2012a).

Os padrões de qualidade do ar (PQAr), segundo publicação da Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2005, variam de acordo com vários fatores, dentre eles, fatores políticos e sociais que, por sua vez, dependem, entre outras coisas, do nível de desenvolvimento e da capacidade nacional de gerenciar a qualidade do ar. As diretrizes recomendadas pela OMS reconhecem que, ao formularem políticas de qualidade do ar, os governos devem considerar cuidadosamente suas circunstâncias locais antes de adotarem os valores propostos como padrões nacionais (MMA, 2013).

O Quadro 2 mostra os padrões de qualidade do ar fixados na Resolução Conama nº 003/1990. Os padrões de qualidade do ar podem ser divididos em primários e secundários. Os padrões primários de qualidade do ar referem-se às concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população, e os padrões secundários, concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral (BRASIL, 1990).

Quadro 2 – Padrões primários e secundários de qualidade do ar (Resolução Conama nº 003/1990).

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão primário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas totais em suspensão	1 ano ¹	80	60
	24 horas	240	150*
Fumaça	1 ano ²	60	40
	24 horas	150*	100*
Partículas inaláveis (MP ₁₀)	1 ano ²	50	50
	24 horas	150*	150*
Dióxido de enxofre	1 ano ²	80	40
	24 horas	365*	100*
Monóxido de carbono	8 horas	10.000*	10.000*
	1 hora	40.000*	40.000*
Dióxido de nitrogênio	1 ano ²	100	100
	1 hora	320	190
Ozônio	1 hora	160	160

* Concentração que não deve ser excedida mais de uma vez por ano. ¹Média geométrica anual; ²média aritmética anual.
Fonte: (BRASIL, 1990).

Para todos os poluentes há um padrão de curto (horas) e longo prazo, exceto para o Ozônio. Os padrões de curto tempo consideram os efeitos irritantes e agudos dos poluentes, são efeitos reversíveis, enquanto que os de longo prazo consideram os efeitos acumuladores e crônicos, não reversíveis (IAP, 2012).

O objetivo do estabelecimento dos padrões é criar uma base para uma política de prevenção da degradação da qualidade do ar. A aplicação diferenciada de padrões primários e secundários requer que o território nacional seja dividido em classes I, II e III conforme o uso pretendido como prevê a Resolução Conama n° 003/1990. A mesma resolução prevê ainda que, enquanto não for estabelecida a classificação das áreas, os padrões aplicáveis serão os primários.

Os padrões secundários devem ser aplicados às áreas de preservação. Não se aplicam, em curto prazo, a áreas de desenvolvimento, onde devem ser aplicados os padrões primários (CETESB, 2012a).

Segundo relatório com padrões de aplicação mundial para a qualidade do ar, novos limites para poluição do ar foram fixados pela Organização Mundial de Saúde (OMS), impondo um alerta ao Brasil (WHO, 2005). A Organização Mundial da Saúde (OMS) estipula limites para os poluentes atmosféricos e tempos de exposição, como mostra o Quadro 3.

Quadro 3 – Valores de concentrações estipulados pela OMS

Poluente	Exposição média	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
MP _{2,5}	Anual	10
	24 horas	25
MP ₁₀	Anual	20
	24 horas	50
Dióxido de enxofre	24 horas	20
	10 minutos	500
Monóxido de carbono	8 horas	10000
	1 hora	30000
Dióxido de nitrogênio	Anual	40
	1 hora	200
Ozônio	8 horas	100

Fonte: WHO (2005).

Uma comparação entre os valores apresentados pela Resolução CONAMA n° 03/1990, apresentados no Quadro 2, com os valores estipulados pela OMS, ilustrados no Quadro 3, verifica-se que, para alguns poluentes, existe uma maior restrição para os valores estipulados pela OMS em relação à Resolução CONAMA n° 03/1990.

De acordo com os índices indicados pela OMS, a média diária recomendada para partículas inaláveis (MP₁₀) foi reduzida de 150 para 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (média de 24 horas). Com

referência aos demais parâmetros, o teor de ozônio baixou de 160 para 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (média de 1 hora máxima) e o dióxido de enxofre teve a média reduzida de 100 para 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (média de 24 horas). O mesmo ocorre para CO (1 hora) e NO₂ (anual e 1 hora padrão primário). A OMS leva em consideração a concentração de MP_{2,5}, enquanto que a resolução CONAMA nº 03/1990 avalia a concentração de partículas totais em suspensão. Padrões mais rigorosos de qualidade do ar são justificados pela relação entre poluição atmosférica e danos à saúde, por isso a OMS apresenta limites mais restritivos (IAP, 2012).

Alguns processos são passíveis de emitir compostos reduzidos de enxofre para a atmosfera, estes compostos são caracterizados por produzir odor desagradável, semelhante ao de ovo podre ou repolho, mesmo em baixas concentrações, as concentrações de Enxofre Reduzido Total (ERT ou TRS) são responsáveis por esta característica. Não existe na legislação nacional padrão de qualidade do ar para este poluente, porém sabe-se que os compostos de enxofre reduzido, dependendo das concentrações, podem causar efeitos à saúde e incômodos a população (CESTB, 2012a).

Para os poluentes em que não existem padrões de qualidade do ar na legislação ambiental vigente, deverão ser utilizados como referência, valores encontrados na literatura internacional. A Agência de Proteção Ambiental Americana relata que a máxima concentração estimada do TRS no ambiente depende do sistema de controle de emissão utilizado. Para o caso dos valores simulados da concentração de TRS, estes foram comparados a valores gerais que se referem a unidades que empregam boas práticas e melhor tecnologia disponível para o controle de suas emissões segundo dados da USEPA (1979), conforme mostra o Quadro 4.

Quadro 4 – Padrões internacionais de qualidade do ar para o TRS

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão primário e secundário ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
TRS	1 hora	30
	24 horas	7

Fonte: USEPA (1979).

A verificação do atendimento aos padrões de qualidade do ar ocorre por meio do monitoramento dos poluentes na atmosfera, porém a maioria das cidades brasileiras não apresenta redes de monitoramento da qualidade do ar e, as que possuem, apresentam-se concentradas em capitais de Estado, sendo que no Estado do Paraná a rede de monitoramento localiza-se na região metropolitana de Curitiba (IAP, 2013).

Na ausência de monitoramento e indisponibilidade de dados de medida dos poluentes, os padrões de qualidade do ar, podem ser verificados por meio de modelos matemáticos de dispersão atmosférica, desde que aprovados previamente pelo Instituto Ambiental do Paraná, conforme relata o Artigo 75 da Resolução Sema nº 054/2006 (BRASIL, 2006a).

A Resolução Sema nº 054/2006 estabelece também níveis de qualidade do ar para episódios críticos de poluição do ar, determinados pela ocorrência de elevadas concentrações de um ou mais poluentes na atmosfera, resultantes da ocorrência de condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos poluentes. Os níveis de qualidade do ar (atenção, alerta e emergência), definidos pelas concentrações e médias são apresentados no Quadro 5.

Para facilitar a divulgação da informação sobre a qualidade do ar e padronizar as concentrações dos poluentes em uma única escala, foram criados os Índices de Qualidade do Ar (IAP, 2012). O índice é calculado por uma função linear segmentada, onde os pontos de inflexão são os padrões de qualidade do ar e os níveis de atenção, alerta e emergência. Para cada concentração do poluente ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), a função atribui um valor para o índice e, desta função, resulta um número adimensional referido a uma escala com base nos padrões de qualidade do ar. Por definição, para o padrão primário foi atribuído o valor 100, para o nível de atenção 200, para o nível de alerta 300 e para o de emergência 400. O índice ainda é utilizado para classificar a qualidade do ar em seis categorias de Boa até Crítica. A relação entre os Índices e a classificação da qualidade do ar atribuídos para cada concentração e poluente estão ilustrados no Quadro 6.

Quadro 5 – Níveis críticos de qualidade do ar

Poluente	Tempo de amostragem	Nível de atenção ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nível de alerta ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nível de emergência ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Partículas totais em suspensão (PTS)	24 horas	375	625	875
Fumaça	24 horas	250	420	500
Partículas inaláveis (PI)	24 horas	250	420	500
Dióxido de enxofre (SO_2)	24 horas	800	1600	2100
Monóxido de carbono (CO)	8 horas	17.000 ¹	34.000 ²	46.000 ³
Ozônio (O_3)	1 hora	400	800	1000
Dióxido de nitrogênio (NO_2)	1 hora	1130	2260	3000

Corresponde a uma concentração volumétrica de: ¹15ppm; ²30 ppm; e ³40 ppm.
Fonte: Brasil (2006a), IAP (2012).

Quadro 6 – Índice de Qualidade do Ar – IQA

Classificação	Índice	PTS 24 h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Fumaça 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM ₁₀ 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SO ₂ 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	O ₃ 1 h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	CO 8 h (ppm)	NO ₂ 1h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Boa	0-50	0-80	0-60	0-50	0-80	0-80	0-4,5	0-100
Regular	>50-100	>80 e ≤240	>60-≤150	>50-≤150	>80-≤365	>80-≤160	>4,5- ≤9	>100-≤320
Inadequada	>100-200	>240- ≤375	>150- ≤250	>150- ≤250	>365-≤800	>160- ≤400	>9-≤15	>320- ≤1130
Má	>200-300	>375- ≤625	>250- ≤420	>250- ≤420	>800- ≤1600	>400- ≤800	>15- ≤30	>1130- ≤2260
Péssima	>300-400	>625- ≤875	>420- ≤500	>420- ≤500	>1600- ≤2100	>800- ≤1000	>30- ≤40	>2260- ≤3000
Crítica	>400	>875	>500	>500	>2100	>1000	>40	>3000

Fonte: IAP (2012).

2.3.2 Limites de emissão

Os padrões de qualidade do ar deverão ser respeitados mediante a estratégia de controle fixada pelos padrões de emissão (IAP, 2012).

A resolução CONAMA nº 382 de 2006, estabelece os limites máximos de emissão para poluentes atmosféricos provenientes de fontes fixas, em nível nacional, e foi complementada pela Resolução nº 436/2011. Nesta resolução os limites máximos de emissão são definidos por poluentes e por tipologia de fontes.

A Resolução nº 054/2006, também estabelece padrões de emissão atmosférica para atividades específicas. Os limites de emissão para poluentes atmosféricos provenientes de processos de fabricação de celulose e para processos de combustão utilizando derivados da madeira como combustível, são apresentados nos Quadros 7 e 8.

A agência reguladora *Integrated Pollution Prevention and Control Bureau – IPPC*, fez estimativas dos padrões de emissão a unidades da indústria de celulose, para fábricas modernas, sob condições de funcionamento otimizadas (emprego de boas práticas e melhor tecnologia disponível), conforme mostra o Quadro 8.

Quadro 7 – Limites de emissão para equipamentos do processo de fabricação de celulose.

Equipamento	MP		NO _x (expresso como NO ₂)		SO _x (expresso como SO ₂)		TRS (expresso como SO ₂)		CO	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Caldeira de Recuperação	240 ^a e 150 ^b	150 ^c e 240 ^d	470 ^{a,b}	N.A.	100 ^{a,b}	250	15 ^{a,b}	15 ^c e 30 ^d	N.A.	2.000
Tanque de dissolução	0,5	500	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	0,08	80	N.A.	N.A.
Forno de cal	180	177	470	N.A.	N.A.	N.A.	30	30	N.A.	1.200

Equipamento	MP		NO _x (expresso como NO ₂)		SO _x (expresso como SO ₂)		TRS (expresso como SO ₂)		CO	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Digestor, blow tank, lavador brown stock, evaporador de efeito múltiplo, stripper de condensado	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	30	N.A.	N.A.

1- Brasil (2011), os resultados são expressos na unidade mg/Nm³, em base seca e corrigidos a 8% de oxigênio, com exceção dos limites para o tanque de dissolução, na unidade de kg/tSS. (a) ≤2000 e (b) >2000 tSS/d de capacidade nominal. 2- Brasil (2006a), os resultados são expressos na unidade mg/Nm³, em base seca e corrigidos a 8% de oxigênio, com exceção dos limites para o tanque de dissolução. (c) 400 tSS/d e (d) 240 mg/Nm³; N.A. – Não aplicável.

Quadro 8 – Limites de emissão para processos de combustão de derivados de madeira.

Potência térmica nominal (MW)	MP*		NO _x * (expresso como NO ₂)		SO _x * (expresso como SO ₂)		CO*	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Menor que 10	730	560	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	6.000, 3.000 e 2.500
Entre 10 e 50	520	400	650	500	N.A.	N.A.	N.A.	2.000
Maior que 50	300	200 e 100	650	500	N.A.	N.A.	N.A.	1.000 e 500

1- Brasil (2011), os resultados são expressos em base seca e corrigidos a 8% de oxigênio. 2- Brasil (2006a), os resultados são expressos em base seca e corrigidos a 11% de oxigênio, para caldeiras.

N.A. – Não aplicável.

* Unidade de mg/Nm³.

Quadro 9 – Parâmetros de emissões atmosféricas de fábricas modernas da indústria de celulose.

Equipamento	MP*	NO _x *	SO ₂ *	TRS
Caldeira de Recuperação	0,1 – 1,8	0,6 – 1,8	0,2 – 0,5	<0,03
Tanque de dissolução	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Forno de cal	0,01 – 0,1	0,2 – 0,3	0,002 – 0,003	<0,05
Caldeira de biomassa	20 - 40 ^e	0,3 – 0,7 ^f	N.A.	N.A.
Total	0,2 – 0,5	1,0 – 1,5	0,2 – 0,4	0,1 – 0,2

* Emissão em quilos por tonelada de produto seca ao ar. ^e Os resultados são expressos na unidade mg/Nm³, em base seca e corrigidos a 11% de oxigênio. ^f Emissão em quilos por tonelada de casca queimada.

N.A. – Não aplicável. Fonte: IPPC (2001).

3 DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

As condições meteorológicas locais têm papel fundamental na concentração e dispersão de poluentes na atmosfera. O conhecimento do comportamento da mesma torna-se imprescindível para a compreensão, avaliação e previsão de dispersões atmosféricas.

Neste tópico serão apresentados os fundamentos teóricos que descrevem os principais fenômenos que regem a atmosfera e sua relação com a dispersão de poluentes. Uma descrição dos principais modelos matemáticos atualmente utilizados para a modelagem destes fenômenos também é apresentada, com ênfase especial ao modelo de pluma Gaussiana, o modelo AERMOD.

3.1 Atmosfera, composição e características

A atmosfera terrestre é uma camada gasosa que envolve o planeta e inicia-se junto à crosta, que é a parte sólida da Terra, onde sua massa específica é máxima e vai se tornando cada vez menor à medida que vai se afastando do solo (DE NEVERS, 2000). É constituída de partículas sólidas, massa líquida e elementos gasosos (BRAGA *et al.*, 2005).

Os principais componentes da atmosfera são o nitrogênio diatômico (N_2) com 78,11%, o oxigênio diatômico (O_2) com 20,95%, o argônio (Ar) com 0,934% e o gás carbônico (CO_2) com cerca de 0,04%. Em porcentagens menores, outros gases também estão presentes na atmosfera, tal como o neônio (Ne), hélio (He), metano (CH_4), entre outros gases; vapor de água e material orgânico e inorgânico também constituem o ar atmosférico (BRAGA *et al.*, 2005).

Além da massa específica do ar diminuir em função da altitude, a composição gasosa não é a mesma em toda a sua extensão. Ao considerar a composição química, a atmosfera divide-se em: homosfera, estendendo-se da superfície da Terra até 80 km; e a heterosfera, estendendo-se de 80 a 480 km. Embora a massa específica da atmosfera diminua com o aumento da altitude na homosfera, a mistura de gases é praticamente uniforme e inerte. Na heterosfera, os gases estão estratificados, formando diversas camadas com composição diferente e os elementos se distribuem conforme o peso atômico: os mais pesados embaixo e os mais leves em cima. Devido à força gravitacional e a compressibilidade dos gases, a maior parte da massa atmosférica está comprimida ao longo da superfície do planeta. Quanto mais próxima do solo, mais concentrados são os gases que formam a atmosfera, em uma distribuição praticamente uniforme. Com o aumento da altitude, tem-se, preferencialmente,

uma mistura de nitrogênio e oxigênio, que se dispõem separadamente, formando camadas de composições químicas diferentes (AHRENS, 2009; CHRISTOPHERSON, 2012).

As propriedades físicas também se modificam ao longo da atmosfera. A pressão atmosférica depende diretamente da concentração dos gases, pois é função do número de partículas que se chocam, diminuindo com a altitude. O ar é um mal condutor de calor. A variação de temperatura é resultado de interações entre moléculas e energia, que ocorrem de maneira diferenciada com a altitude. O maior fator na determinação da temperatura é a quantidade de radiação solar que atinge a superfície terrestre (AHRENS, 2009).

Com base nos perfis das diferentes propriedades físicas e químicas da atmosfera são estabelecidas regiões bem definidas, estratificadas em camadas, facilitando o estudo dos fenômenos que acontecem na atmosfera. A distribuição vertical de temperatura, pressão, densidade e composição da atmosfera constituem a estrutura da atmosfera. Estas propriedades variam com as estações do ano (sazonal) e localização em latitude e longitude, dia e noite. A estrutura da atmosfera pode ser descrita de diversas formas. A classificação de acordo com o perfil de variação de temperatura é a mais adequada (BRAGA *et al.*, 2005).

A Figura 6 apresenta a estrutura vertical de temperatura e a distribuição de pressão. Os nomes dados às várias camadas, definidas com base no gradiente térmico em função da altitude e as fronteiras entre essas camadas também são mostrados.

O perfil vertical de pressão e massa específica diminui primeiramente rápido com a altitude, em seguida vagarosamente. A alteração da massa específica do ar é devido aos fluxos de calor latente e calor sensível, pois tais fluxos provocam a expansão do ar e modificam a sua massa específica, o que, conseqüentemente, altera a massa específica dos gases atmosféricos. Contudo, esse efeito é mais influente nos gases presentes na atmosfera em quantidades mais reduzidas (RODRIGUES e PITA, 2003).

De acordo com Ahrens (2009), a temperatura do ar, tem um comportamento complexo. O perfil de temperatura que caracteriza a atmosfera é resultado da estratificação dos gases que se encontram presentes em cada camada, da incidência de radiação solar no nosso planeta e da dispersão dessa radiação de volta para o espaço (BRAGA *et al.*, 2005).

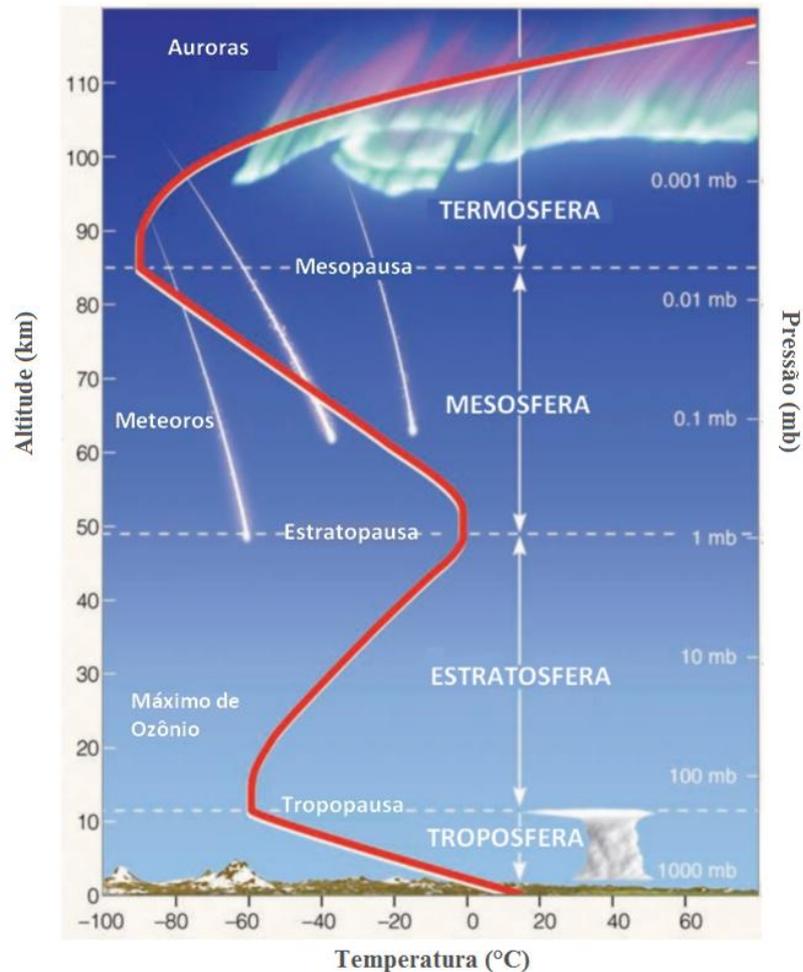


Figura 6 - Estrutura da atmosfera
 Fonte: Adaptado para o português de Ahrens (2009).

A temperatura do ar normalmente diminui a partir da superfície da terra até uma altitude em cerca de 10 km. Esta redução na temperatura do ar com o aumento da altura é devido principalmente ao fato de que a luz solar aquece a superfície da terra, e a superfície, por sua vez, aquece o ar acima dela. A taxa à qual a temperatura do ar diminui com a altitude, é chamada de taxa de lapso ou gradiente térmico vertical médio (AHRENS, 2009). A estratosfera é considerada uma camada estável. A estratosfera é estratificada. Há uma mistura relativamente pequena entre as camadas de ar. Por esta razão, poluentes injetados na estratosfera permanecem no ar por muito mais tempo do que permaneceriam na troposfera (DE NEVERS, 2000).

Do ponto de vista ambiental, a maioria dos fenômenos de nosso interesse, ocorre na baixa atmosfera na camada denominada troposfera (SEINFELD e PANDIS, 2006).

A troposfera é a camada que estende-se até uma altitude variando entre 10 a 12 km, mas pode variar em espessura conforme a latitude e estações do ano, atingindo uma altura de

aproximadamente 16,5 km no Equador, e 8,5 km nos polos. Em geral, a troposfera é alta no verão e baixa no inverno em todas as altitudes (BRAGA *et al.*, 2005; AHRENS, 2009).

A temperatura do ar normalmente diminui com a altitude. Na tropopausa, camada que separa a troposfera da estratosfera, a taxa de lapso é zero. Em média, a temperatura do ar permanece constante com a altitude, e é referida como uma zona isotérmica. Esta linha de transição é caracterizada pela mudança na tendência de variação da temperatura com a altitude. A parte inferior desta zona marca o fim da troposfera e o início de outra camada, da estratosfera. Os movimentos atmosféricos verticais e horizontais são intensos e a temperatura cai rapidamente com a altitude, por isso diz-se que a região possui um gradiente térmico negativo. Na ausência de inversões e não considerando a umidade do ar, o gradiente térmico, em média, é de 6,5°C por quilômetro durante o dia. A troposfera apresenta aproximadamente 75% da massa total da atmosfera e o ar atmosférico, em sua composição original - N₂ (78,11%), O₂ (20,95%), Ar (0,934%) e CO₂ (0,04%), encontra-se em sua maioria (90%) (BRAGA *et al.*, 2005; AHRENS, 2009).

A região da troposfera é fundamental do ponto de vista climático, pois é responsável pelos processos climáticos que regem a vida na Terra e onde ocorre a maioria dos fenômenos relacionados com a poluição do ar (BRAGA *et al.*, 2005).

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), é na troposfera que se observa um fenômeno denominado inversão térmica. Sob condições de inversão térmica, a superfície terrestre atua com um sumidouro de calor e neste caso, a direção do fluxo de calor é da atmosfera para o solo, devido à diferença de temperatura, onde o solo possui uma temperatura menor em relação à camada de ar com a qual está em contato. E, neste caso a temperatura do ar aumenta com a altitude.

A camada limite atmosférica (CLA) é a parte mais baixa da troposfera e desempenha um papel importante por conter o ar que respiramos, afetando o ambiente atmosférico e os seres humanos. A poluição do ar geralmente é emitida a partir da superfície, e, por este motivo, a concentração dos poluentes atmosféricos é significativamente alta e fortemente limitada na CLA do que outras camadas da atmosfera, sendo fundamental no estudo e avaliação dos poluentes no ar (STRAWBRIDGE e SNYDER, 2004).

A Troposfera pode ser dividida em duas partes: Camada Limite Atmosférica (CLA), com características turbulentas e a Atmosfera Livre (AL), que é dominada por processos associados a sistemas de larga escala. A esquematização da Troposfera pode ser verificada na

Figura 7.

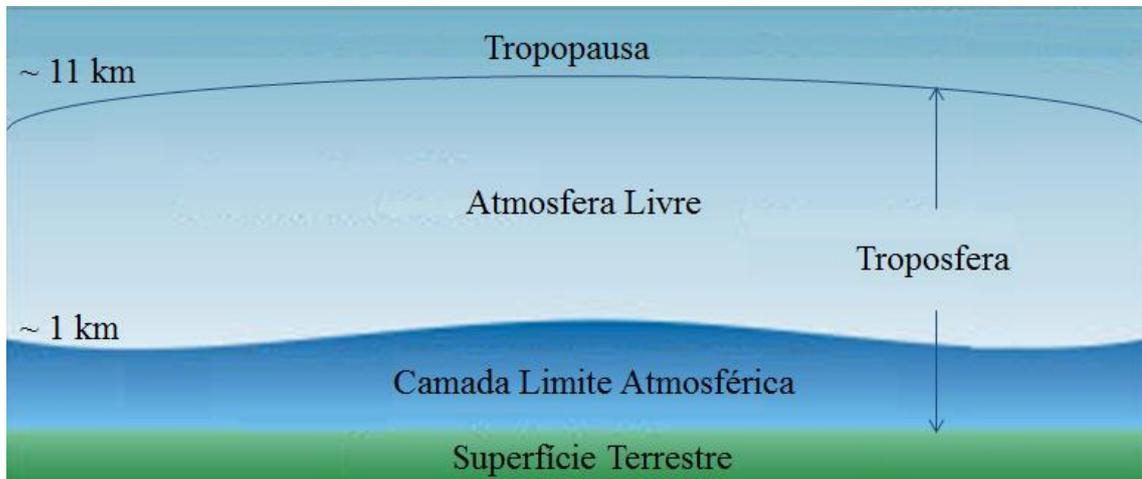


Figura 7 - Divisão da Troposfera e localização da Camada Limite Atmosférica.
 Fonte: Adaptado de Stull (1988).

3.1.1 Camada limite atmosférica

A região da atmosfera que regula as trocas verticais e horizontais e a dispersão de poluentes é chamada de camada de mistura ou camada limite atmosférica (CLA). É a camada onde todos os poluentes primários provenientes da poluição estão localizados e é a parte da troposfera que sofre influência direta da superfície terrestre (ZELAYA-ÁNGEL *et al.*, 2010).

A camada limite atmosférica é definida como a região da atmosfera que é afetada pela superfície, sofrendo transformações em uma escala de tempo inferior a 1 hora, em que os poluentes lançados sofrem as primeiras transformações fotoquímicas e são transportados pelo vento. A camada limite apresenta valores mais elevados de altura nas regiões urbanas que nas rurais. Os contrastes entre as camadas urbana-rural podem ter importantes implicações na qualidade do ar local, limitando a dispersão dos poluentes lançados na atmosfera e influenciando no comportamento da pluma lançada pela chaminé (BRAGA, TEIXEIRA e ALVES, 2004).

A CLA é a parte inferior da atmosfera caracterizada por processos térmicos e de turbulência mecânica, devido interações da superfície com a atmosfera. Pode também modificar os fluxos de superfície com a influência da temperatura e da umidade nos ambientes. É importante por transportar quantidade de movimento e energia da superfície para uma altitude de 1 a 2 km, onde pode ser ligada à circulação geral da atmosfera (SOUSA, ROCHA e COHEN, 2006).

As propriedades dos fluxos médios de quantidade de movimento, calor e vapor de água, gases e material particulado são transportados verticalmente por meio de turbulência na camada limite atmosférica. Estas trocas são importantes no fornecimento de energia e vapor de água para a atmosfera que, juntamente com as nuvens, determinam as condições do tempo e os padrões do clima (STULL, 1988).

A origem da CLA está ligada aos processos turbulentos responsáveis pelas trocas de energia, quantidade de movimento e massa entre a superfície e a atmosfera. Os fluxos verticais turbulentos de calor latente e sensível determinam, em grande parte, a estrutura vertical média da temperatura e da umidade na CLA, enquanto o transporte vertical turbulento de quantidade de movimento horizontal condiciona a estrutura dinâmica (STULL, 1988).

A estrutura da CLA sobre o continente é influenciada pelo ciclo diário de aquecimento e resfriamento do solo, sendo diferenciada no ciclo diurno e noturno (STRAWBRIDGE e SNYDER, 2004). A Figura 8 apresenta a estrutura da CLA durante o ciclo diário.

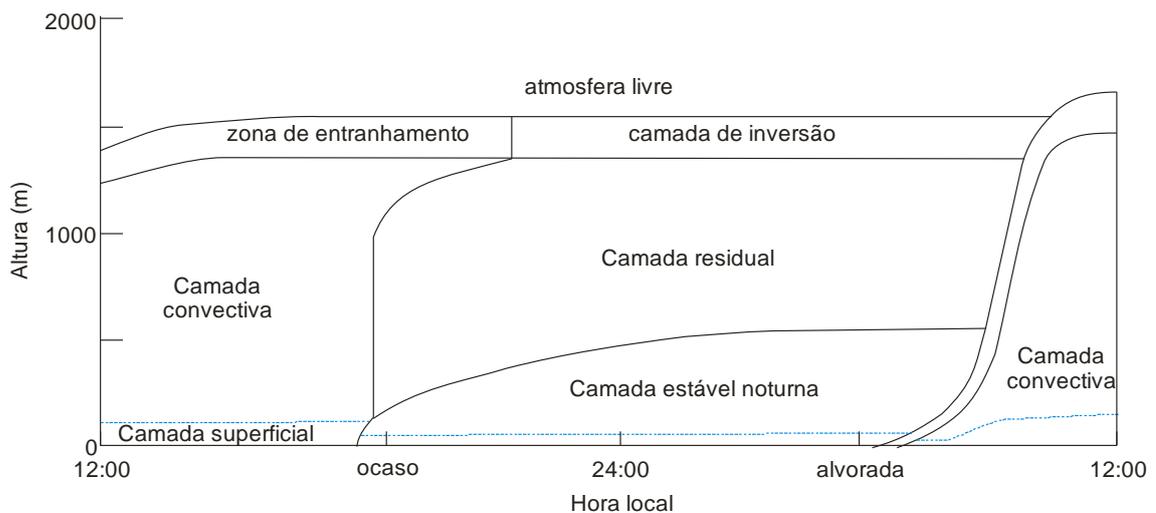


Figura 8 - Diagrama esquemático da evolução típica da camada limite ao longo de um ciclo diurno.
Fonte: Adaptado de Stull (1988).

Durante o período diurno, a turbulência na CLA é mantida pela produção térmica e pela produção mecânica de energia cinética turbulenta (ECT) e pode ser dividida em três camadas: camada limite superficial (CLS), com altura de dezenas de metros e onde ocorre a geração de turbulência mecânica e térmica, e os gradientes verticais das propriedades médias são intensos; camada de mistura ou convectiva (CM), com espessura de até 2000 m e onde os gradientes verticais das propriedades médias são pequenos e camada de transição (CT) ou zona de entranhamento, com espessura variável entre 50 e 200 m e onde a turbulência é

intermitente e os gradientes verticais das propriedades médias são intensos (NIEUWSTADT e DUYNKERKE, 1996).

À noite a turbulência é mantida pela produção mecânica de ECT e dissipada pela destruição térmica de ECT associada à presença de uma estratificação estável induzida pelo resfriamento radioativo da superfície. A Camada Limite Estável Noturna (CLN) ocorre em resposta ao resfriamento da superfície devido à emissão de radiação de onda longa para o espaço, sendo caracterizada pela presença de uma camada de inversão térmica próxima à superfície. Na CLN, o empuxo negativo age para suprimir a turbulência, diminuindo sua altitude; além disso, movimentos atmosféricos (tais como ondas de gravidade) podem coexistir com a turbulência, tornando sua estrutura mais complexa e; finalmente, há o papel preponderante dos efeitos radiativos (emissão de ondas longas) no desenvolvimento de uma camada de inversão, que pode existir em condições de calma e, portanto, na ausência de turbulência (SANTOS *et al.*, 2007).

3.2 Parâmetros meteorológicos

A concentração de poluentes está fortemente relacionada às condições meteorológicas que governam o transporte e a dispersão dos poluentes no ar.

Os fatores meteorológicos que podem influenciar no sentido de provocar fortes valores de contaminação são: movimentos verticais (e.x. estabilidade atmosférica, altura da camada de mistura, umidade), movimentos horizontais (componente horizontal dos ventos) e turbulência atmosférica (DE NEVERS, 2000).

De acordo com Piironen (1994), os parâmetros meteorológicos utilizados nos estudos de modelagem da dispersão atmosférica são: a direção e velocidade do vento, a estabilidade atmosférica, a altura da camada de mistura e a topografia. Estes parâmetros atuam na camada limite atmosférica e são fundamentais para a aplicação dos modelos matemáticos de dispersão atmosférica. A seguir é apresentada uma descrição destes parâmetros meteorológicos.

3.2.1 Direção e velocidade do vento

O conceito de vento se refere ao fenômeno meteorológico formado pelo movimento do ar na superfície da Terra. É o elemento básico na circulação geral de massas de ar da atmosfera devido aos gradientes de pressão, temperatura e energia que a atmosfera é

submetida. O aquecimento diferenciado entre continente e oceano promove fluxos de energia diferentes para a atmosfera, causando gradientes de pressão em determinados níveis acima da superfície, os quais impulsionam o movimento das massas de ar. Este movimento gera divergência e convergência em diferentes pontos, o que faz com que se estabeleça uma célula de circulação (AHRENS, 2009).

A importância do vento está diretamente relacionada com os processos de dispersão turbulenta que interferem no espalhamento da poluição do ar, sendo o vento, do ponto de vista físico, uma grandeza vetorial caracterizada pelo sentido, intensidade e direção (TURNER, 1994). No entanto, tratando-se da movimentação de poluentes, é conveniente considerar o vento somente como a componente horizontal da velocidade (BOUBEL *et al.*, 1994).

Entende-se como direção do vento o sentido de onde ele está soprando e a velocidade determina o tempo de deslocamento de uma parcela de ar entre a fonte e o receptor. A concentração de poluentes na pluma dispersa é inversamente proporcional à velocidade do vento. A direção em que o vento sopra preferencialmente é chamada de direção predominante (TURNER, 1994).

A força de Coriolis e as forças dos gradientes de pressão determinam a direção e velocidade dos ventos. As forças dos gradientes de pressão causam a movimentação do ar e o vento a soprar. A força de Coriolis atua direcionando o sentido angular do vento, somente influenciando a direção do vento e nunca a sua velocidade. Quando os ventos ganham velocidade, a força de Coriolis faz com que os ventos convirjam para a direita, no Hemisfério Norte e para a esquerda no Hemisfério Sul (AHRENS, 2009).

O vento é um fator determinante para a geração de instabilidade atmosférica. De acordo com Boubel *et al.* (1994), pequenas variações na direção do vento podem ocasionar grandes erros nas estimativas das distribuições e perfis de concentração. A intensidade do vento também influencia a dispersão dos poluentes. Maiores velocidades favorecem a geração de turbulência mecanicamente induzida, porém implicam em maior advecção (movimento dos ventos), predominando sobre a geração de empuxo. Esta turbulência mecanicamente induzida resulta no “arraste” do poluente, gerando dispersões mais acentuadas na direção horizontal do escoamento, porém com pequeno espalhamento transversal da pluma.

A entrada de massas de ar que fazem com que os ventos mudem suas direções e velocidades proporcionam um aumento na dispersão dos poluentes (BRAGA, TEIXEIRA e ALVES, 2004). Do ponto de vista físico, um fenômeno fundamental e importante para o transporte de poluentes na atmosfera é a movimentação do ar, na forma de advecção e de

difusão turbulenta. Na advecção, o movimento médio do ar carrega os poluentes junto com o vento médio, enquanto a difusão turbulenta espalha os poluentes no espaço de maneira tridimensional (BRAGA *et al.*, 2005).

3.2.2 Pressão atmosférica

A pressão atmosférica se refere ao peso de uma coluna de ar sobre a superfície terrestre, ou qualquer objeto imerso na atmosfera. A pressão atmosférica sofre influência de variações no tempo (horas, dias e semanas), estacionais (estações do ano), com a altitude e latitude (AHRENS, 2009).

O perfil da atmosfera ilustrado na Figura 6 mostra como a pressão varia com a altitude. A variação da pressão com a altitude é inversamente proporcional, pois as parcelas de ar situadas a altitudes maiores encontram menor pressão (AHRENS, 2009). A variação é suave, de modo que a estrutura da atmosfera em função da pressão é aparentemente ausente. Na atmosfera, esta variação nem sempre é tão óbvia como é com a estratificação das camadas rochosas no interior da crosta terrestre, mas ainda é importante. No entanto, o perfil de variação de temperatura é, geralmente, considerado o indicador estrutural da atmosfera mais importante (BRIMBLECOMBE, 1996).

A pressão, temperatura e massa específica do ar, estão inter-relacionadas. Se uma dessas variáveis muda, as outras duas também mudam. Na atmosfera, o ar acima de uma região de alta pressão é mais denso que o ar acima de uma região de baixa pressão. Em outras palavras, o ar torna-se menos denso quando a temperatura aumenta, e mais denso quando a temperatura diminui (ex., um corpo material quando aquecido dilata-se e, conseqüentemente, torna-se menos denso) (AHRENS, 2009; JARDIM, 2011).

De acordo com Oliveira (2012), a influência da pressão atmosférica na dispersão dos poluentes pode ser avaliada ao considerar o gradiente de pressão e a pressão atmosférica local.

Para Jardim (2011), o gradiente de pressão atmosférica entre duas regiões tem relação direta com a circulação do ar e, conseqüentemente, com a dispersão dos poluentes. O volume de uma parcela de ar aquecida é mais leve (ou menos denso, baixa pressão) do que o mesmo volume de uma parcela de ar mais fria (mais densa, alta pressão). Segundo o autor, as áreas urbanas, mais quentes do que seus arredores rurais e florestais, apresentam valores mais baixos de pressão atmosférica. Assim, um campo de alta pressão estaria sobre as áreas mais frias (entorno rural e áreas florestais) e um campo de baixa pressão sobre as áreas mais

quentes (áreas urbanas centrais), induzindo ao estabelecimento da circulação do ar. A dinâmica dos mecanismos de circulação do ar (ventos) está diretamente ligada às variações de pressão do ar (JARDIM, 2011).

A relação entre pressão atmosférica local e dispersão dos poluentes acontece quando massas de ar de alta pressão, compostas frequentemente por ar frio e pesado, aprisionam os poluentes, enquanto que, massas de ar de baixa pressão, mais quentes e mais leves, contribuem para a dispersão vertical dos poluentes (OLIVEIRA, 2012).

3.2.3 Topografia

A topografia é um fator que tem influência sobre a concentração e dispersão do poluente. Apesar de não ser um parâmetro meteorológico, devido à sua influência direta no processo de dispersão dos poluentes, esta propriedade é tratada no item de parâmetros meteorológicos.

As características físicas da superfície da Terra são conhecidas como as características do terreno ou topografia. Características topográficas não só influenciam a forma como a terra e o ar circulam e são aquecidos, mas eles também afetam a direção dos fluxos.

Características topográficas afetam a atmosfera em duas formas: termicamente (por aquecimento) e geometricamente (mecânica). A turbulência térmica é causada pelo aquecimento diferencial. Diferentes objetos emitem calor em taxas diferentes. A turbulência mecânica é causada pelo vento que flui ao longo de diferentes tamanhos e formas de objetos. A topografia afeta desta forma os fluxos de calor e ventos (USEPA, 2005a).

A topografia de uma região pode influenciar a circulação de massas de ar. As montanhas e vales podem modificar a dispersão de poluentes. Em áreas costeiras, a noite, as massas de ar não se deslocam da mesma forma como durante o dia. Durante o dia, a brisa marítima transporta os poluentes para a costa, mas à noite, este fenômeno se inverte já que o solo se esfria mais rápido do que o mar. A poluição é então transportada para o mar. Nos vales, as massas de ar não se deslocam na mesma direção durante o dia e a noite. O aquecimento do ar, durante o dia, ocorre nas encostas e se cria uma corrente que sobe o vale. Os poluentes, assim, se dispersam mais facilmente. Já durante a noite, este fenômeno se inverte: o ar frio desce a montanha e se acumula no fundo do vale. A poluição emitida durante o dia é então retornada para o vale à noite (ARIA, 2013).

Segundo Magalhães (2003), as diferentes formas criadas pelo relevo apresentam pontos dominantes e zonas encaixadas entre vertentes, condicionando a acessibilidade e alterando, em termos espaciais e funcionais, o comportamento dos processos ecológicos, do escoamento hídrico, da natureza da vegetação e da sensibilidade do ecossistema presente. O relevo interfere em alguns casos, no clima, quando de acordo com Freitas (2013), impede a passagem de massas de ar que poderiam determinar as condições climáticas de uma região. De acordo com Abboud *et al.* (2004), o relevo altera profundamente a estrutura do escoamento e a dispersão de poluentes na região. A topografia é capaz de influenciar no campo de vento e na interceptação de plumas de poluição.

A complexidade do terreno é importante para a definição de parâmetros na modelagem matemática de poluentes, pois a mesma ocasiona grandes mudanças na direção/velocidade do vento e nos fluxos turbulentos. Os terrenos planos são aqueles sem nenhum tipo de elevação na vertical, ou com elevações que não influenciam significativamente o escoamento ao seu redor. Já os terrenos complexos apresentam elevações verticais significativas a ponto de influenciar o escoamento atmosférico ao seu redor, gerando recirculações (USEPA, 2005a). A presença de relevo pode gerar caminhos preferenciais para o escoamento do ar, caminhos esses que conduzem os poluentes liberados (BRAGA *et al.*, 2005).

Segundo Carvalho *et al.* (2000), as principais situações que podem aumentar as concentrações de poluentes em terreno complexo são: encontro da pluma com montanhas, acúmulo de poluentes em vales e arrasto dos poluentes para centros urbanos devido ao fenômeno da canalização do vento pelos vales, fenômenos já explicados quando tratada a influência do vento.

3.2.4 Turbulência

A turbulência no transporte e dispersão dos poluentes no ar corresponde ao movimento irregular do vento (BOUBEL *et al.*, 1994). Os movimentos turbulentos são caracterizados por flutuações instantâneas de velocidade, temperatura e outros escalares. Como consequência destas flutuações, o estado turbulento em um fluido contribui significativamente no transporte de quantidade de movimento, calor e massa na maioria dos escoamentos de interesse prático e, por isso, têm uma influência determinante nas distribuições destas propriedades no campo de escoamento (SOUZA *et al.*, 2011).

Os escoamentos turbulentos são sempre dissipativos e o mecanismo da turbulência necessita de uma alimentação contínua de energia para suprir as perdas viscosas de modo que, se nenhuma energia for fornecida ao escoamento, a turbulência decai rapidamente (TENNEKES e LUMLEY, 1972 *apud* SOUZA *et al.*, 2011). Os escoamentos turbulentos são sempre rotacionais, pois a vorticidade desempenha um papel fundamental na análise da turbulência (EIGER, 1989 *apud* SOUZA *et al.*, 2011). O movimento turbulento é definido como uma superposição de vórtices de diferentes tamanhos que interagem entre si, trocando energia, quantidade de movimento e outras propriedades. Uma das características dos escoamentos turbulentos é a presença simultânea de uma grande quantidade de vórtices numa vasta gama de escalas temporais e espaciais (SOUZA *et al.*, 2011).

A turbulência pode ser gerada mecanicamente, devido à rugosidade da superfície, ou termicamente, pelo aquecimento e resfriamento do ar próximo à superfície (TURNER, 1994). A velocidade do escoamento gera turbulência atmosférica devido à tensão cisalhante gerada pelo escoamento sobre o solo terrestre. Os gradientes de temperatura geram as forças de empuxo. Portanto, os gradientes de temperatura e a velocidade média de escoamento são responsáveis por suprir a energia para manter o movimento turbulento.

Este fato mostra que devido ao comportamento diferenciado do poluente na atmosfera, a classificação da turbulência atmosférica deve relacionar tanto a turbulência mecanicamente induzida, como a gerada por forças de empuxo.

3.2.5 Estabilidade atmosférica

Uma das características mais importantes da atmosfera é sua estabilidade, isto é, a influência sobre a capacidade da atmosfera de dispersar os contaminantes que são emitidos (BRAGA, TEIXEIRA e ALVES, 2004).

Na caracterização da turbulência, quando esta é dominada por tensão de cisalhamento, o principal parâmetro é a velocidade de atrito, que depende da velocidade do vento e da rugosidade da superfície. Quando dominada pelas forças de empuxo, a condição de estabilidade atmosférica (grau de turbulência) é determinada pelo perfil de temperatura, que depende da radiação solar absorvida pelo ar e do fluxo de calor da superfície terrestre, quando esta é aquecida pelo sol (PFLUCK, 2010).

Define-se uma atmosfera estável como aquela que não apresenta altas variações de mistura ou movimentos verticais intensos. Para que haja mistura a uma escala significativa,

necessita-se das seguintes condições: gradiente de temperatura; e turbulência mecânica devido à ação do vento (BRAGA, TEIXEIRA e ALVES, 2004).

Os valores do gradiente vertical de temperatura, apesar de serem bons indicadores da estabilidade estática da atmosfera, não incorporam os efeitos mecânicos da turbulência. Assim, outros parâmetros são usados para descrever a relação entre as magnitudes das forças relacionadas aos efeitos do empuxo térmico e da turbulência mecânica.

A relação entre estas duas fontes de turbulência pode ser dada pelo número de Richardson (Ri_f). Considerando um perfil logarítmico de velocidade na atmosfera neutra e os fluxos turbulentos constantes, tem-se:

$$Ri_f = \frac{\kappa g z H}{\rho c_p T_0 u_*^3} \quad (18)$$

em que

κ é a constante de von Kármán;

z é a coordenada vertical;

H é o fluxo de calor na superfície;

u_* é a velocidade de atrito;

T_0 é a temperatura na superfície;

ρ é a massa específica do ar;

c_p é o calor específico a pressão constante do ar; e

g é aceleração da gravidade.

Neste caso, o escoamento será instável se $Ri_f < 0$, neutro se $Ri_f = 0$ e estável se $Ri_f > 0$. Se $Ri_f > 1$, existe o domínio dos efeitos da estratificação da atmosfera sobre a geração de turbulência por cisalhamento, havendo uma tendência de forte redução dos níveis de turbulência (tendência ao escoamento laminar).

No entanto, na descrição de estabilidade atmosférica, é interessante ter-se um parâmetro que indique a condição na camada limite atmosférica como um todo, independentemente de z . Isto é fornecido por um parâmetro estabelecido por Monin e Obukhov (1954), usado para avaliar o grau da estabilidade atmosférica, representando

fisicamente a altura na qual a turbulência mecânica se iguala à térmica (MOREIRA, TIRABASSI e MORAES, 2008).

O desenvolvimento de modelos que descrevem a difusão dos poluentes que utilizam como entrada dados meteorológicos no solo que podem avaliar diretamente a turbulência atmosférica, pelo valor do comprimento de Monin-Obukhov e da velocidade de atrito, são modelos caracterizados por um maior conteúdo científico (MOREIRA, TIRABASSI e MORAES, 2008).

3.2.5.1 Comprimento de Monin-Obukhov

No interior da camada limite atmosférica (CLA), muitas características se mostram consistentes e repetidas, o que possibilita o desenvolvimento de relações empíricas entre as variáveis que caracterizam o estado da CLA (MOREIRA, TIRABASSI e MORAES, 2008). As características de turbulência e o perfil das variáveis médias no escoamento têm a sua distribuição explicada pela Teoria da Similaridade de Monin e Obukhov.

A teoria de similaridade foi aplicada por Monin e Obukhov, em 1954, na camada superficial, onde as variações dos fluxos verticais são considerados constantes. Baseando-se nesta premissa, introduziram dois parâmetros de escala, independentes da altura nesta camada: a velocidade de atrito (u_*) e um comprimento característico, chamado de comprimento de Monin-Obukhov (L), definidos por:

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} \quad (19)$$

$$L = \frac{-\rho c_p T_0 u_*^3}{\kappa g H} \quad (20)$$

em que

τ_0 tensão de cisalhamento medida próximo a superfície.

Utilizando a definição do comprimento de Monin-Obukhov, o número de Richardson para o fluxo pode ser então escrito como um comprimento adimensional:

$$Ri_f = \frac{z}{L} \quad (21)$$

O comprimento de Monin-Obukhov (L) pode ser interpretado como a altura acima do solo em que há um equilíbrio entre produção de energia cinética e turbulenta por efeitos mecânicos (cisalhamento) e sua destruição por efeitos de empuxo (temperatura). O comprimento L também pode estar relacionado com a estabilidade atmosférica (SEINFELD e PANDIS, 2006), conforme o Quadro 10.

Quadro 10 – Relação entre o comprimento e Monin-Obukhov e a estabilidade atmosférica

Estabilidade atmosférica	L (m)
Muito estável	$-100 < L < 0$
Instável	$-10^5 < L < -100$
Neutra	$ L > 10^5$
Estável	$10 < L < 10^5$
Muito Estável	$0 < L < 10$

Fonte: adaptado de Seinfeld e Pandis (2006).

A teoria de semelhança dinâmica de Monin-Obukhov (M-O) constitui uma ferramenta empírica fundamental para o estudo dos parâmetros meteorológicos e de escoamento na camada superficial atmosférica. A teoria de semelhança é extensível à inclusão de todas as quantidades escalares, variâncias e correlações lineares entre elas (RODRIGUES e PITA, 2003), pois está baseada na organização das variáveis em grupos adimensionais e na dedução de relações empíricas entre estes grupos, aplicáveis sempre e em qualquer lugar (STULL, 1988).

3.2.6 Altura da camada limite atmosférica

A extensão vertical da CLA pode ser representada pela altura da camada de mistura. A altura da camada limite é um fator importante para previsões climáticas e na modelagem da qualidade do ar é parâmetro chave para a determinação do grau da turbulência (estabilidade atmosférica) e dispersão dos poluentes (QUAN *et al.*, 2013).

Como a altura da CLA fixa um limite máximo para a dispersão dos poluentes atmosféricos, ou seja, define a região em que haverá a mistura (domínio), é um parâmetro fundamental para a execução de modelos de dispersão atmosférica (DE NEVERS, 2000). Como visto no item 3.1.1, a espessura da camada limite atmosférica varia tanto no tempo

quanto no espaço, o que adiciona mais complicação à modelagem do processo de dispersão (STULL, 1988).

A espessura da camada de mistura fornece informações importantes quanto à capacidade da atmosfera em dispersar os poluentes. Pequenas espessuras da camada de mistura estão sujeitas a uma pequena condição de dispersão. A espessura sofre variações consideráveis não só entre o período diurno e o período noturno, mas também durante as diferentes estações do ano. Devido ao intenso aquecimento da superfície no verão, as espessuras da camada de mistura são maiores nessa estação do que nos meses frios do inverno. De um modo geral, as espessuras no verão apresentam uma ordem de grandeza três vezes maior do que no inverno. No Brasil, na região Sul e Sudeste é que as menores espessuras ocorrem pela manhã, aproximadamente 400 m e, na região Sudeste, a espessura durante o verão varia em média em torno de 1.600 m (BRANDT, 2012).

Existem vários métodos diretos para se medir ou estimar a altura da camada de mistura, dos quais podemos citar (SEIBERT *et al.*, 2000): perfil térmico medido pela radiossonda; balão amarrado; radar Doppler (perfil de vento), Lidar (*Light detection and ranging*), Sodar (*Sonic detection and ranging*), etc. Estes métodos são de custos elevados, operacionalidade complexa e de pouco uso no Brasil.

Holzworth (1972) sugere um método de determinação da altura da camada de mistura utilizando a radiossonda da manhã (12GMT - *Greenwich Mean Time*) e a da noite (00 GMT) baseada em duas sondagens diárias realizadas em aeroportos. Lena e Desiato (1999), consideraram uma equação simples para a estimação da altura da camada limite estável noturna a partir de um modelo empírico que relaciona a altura da camada limite estável (h_e) com a velocidade do vento a dez metros de altura (u_{10}). Melo e Mitkiewicz (2002), estimaram a altura da camada de mistura correlacionando a altura de mistura com a variação da temperatura do ar ambiente, próximo à superfície. Para isto, foram tomadas duas alturas associadas a duas temperaturas e, por interpolação linear, foram determinadas as alturas de mistura intermediárias. A partir destes dados, os autores realizaram uma correlação linear entre a temperatura e a altura e, desta forma, este último parâmetro foi estimado para os demais dados de temperatura.

Em ambos os casos, em que a altura da camada limite pode ser obtida diretamente por equipamentos especiais ou estimada, a dependência de equipamentos e metodologias de monitoramento, associada ao alto custo, pode tornar esta medição ou estimação inviável para

algumas aplicações, principalmente quando há monitoramento contínuo (MALHEIROS e DIAS, 2004).

No Brasil, ainda existem muitas dificuldades associadas à sua determinação ou estimação, apesar da importância da disponibilidade de dados da altura de mistura no estudo da dispersão atmosférica. Isso ocorre por não existir um controle de parâmetros atmosféricos verticais, tais como o perfil de temperatura em grande escala no País, estando limitados a alguns poucos grandes centros urbanos.

De acordo com Corrêa *et al.* (2004), um dos principais problemas encontrados pela meteorologia é a não existência de uma rede observacional adequada para análise dos fenômenos meteorológicos. Segundo os autores, uma representação precisa dos processos físicos que ocorrem na atmosfera é dificultada, principalmente se levados em conta os efeitos do atrito, barreiras topográficas, mecanismos de aquecimento, etc. Por este motivo, o uso de métodos alternativos que possam ser aplicados, com um custo relativamente baixo, é importante para obter um banco de dados meteorológicos em uma resolução adequada e acessível (SILVA, MEZA e VARAS, 2009).

Neste contexto, segundo Corrêa *et al.* (2004), a simulação numérica se apresenta como uma solução prática. Os modelos numéricos são uma das ferramentas mais utilizadas para suprir essa necessidade e amplamente utilizados para estimar os fenômenos atmosféricos que ocorrem em todas as escalas meteorológicas.

O avanço tecnológico permitiu o desenvolvimento de modelos que descrevem a difusão dos poluentes, utilizando como entrada, dados meteorológicos no solo, com a possibilidade de serem adquiridos com uma rede meteorológica automática, que podem avaliar diretamente a turbulência atmosférica, pelo valor do comprimento de Monin-Obukhov e da velocidade de atrito (MOREIRA, TIRABASSI e MORAES, 2008).

A seguir é apresentada uma breve descrição a respeito da modelagem matemática aplicada à descrição dos processos meteorológicos.

3.2.7 Modelo meteorológico

A introdução da modelagem matemática, para a descrição dos processos meteorológicos que governam o transporte e a difusão dos poluentes, produz um salto de qualidade na gestão da poluição atmosférica, em respeito àquela possível somente através de medidas, pois os modelos numéricos permitem o diagnóstico e a previsão de parâmetros

meteorológicos não acessíveis às outras formas de medição (MOREIRA, TIRABASSI e MORAES, 2008).

Um exemplo seriam as observações com radiossondagem, que possuem uma resolução temporal e espacial limitada ao avaliar, por exemplo, o campo de ventos. Esta técnica, segundo Oliveira Jr. *et al.* (2004), é insuficiente para descrever o movimento da parcela de ar com precisão. Logo, se faz necessário, a utilização de modelos numéricos para descrever o campo do vento com alta resolução temporal e espacial.

De acordo com Moreira, Tirabassi e Moraes (2008), os modelos meteorológicos são, na maioria dos casos, aplicados como pré-processadores para modelos da qualidade do ar. Os pré-processadores meteorológicos têm grande importância e, segundo os autores, isto se deve ao fato que, da medida meteorológica no solo e em outras alturas, pode-se calcular sobre todo o domínio de simulação as variáveis meteorológicas necessárias para o cálculo do campo de concentração de poluentes.

Segundo Corrêa, Cataldi e Pimentel (2006), os modelos numéricos são importantes ferramentas para prognosticar os fenômenos atmosféricos que ocorrem em todas as escalas meteorológicas. As simulações numéricas por meio de modelagem atmosférica aumentaram na comunidade meteorológica mundial, com destaque aos modelos de mesoescala (*Advanced Regional Prediction – ARPS, Mesoscale Modeling System – MM5, ETA e Regional Atmospheric Modelling System – RAMS*) (OLIVEIRA JR. *et al.*, 2004).

Devido à necessidade de estimativas em zonas com diferentes topografias, complexas e características de cada região, foram desenvolvidos modelos de mesoescala (operam em uma escala espacial de 100 a qualquer milhar de quilômetros), com sistemas de estimação especiais para fornecer previsões localizadas (SILVA, MEZA e VARAS, 2009; MOREIRA, TIRABASSI e MORAES, 2008).

Neste sentido, de acordo com Silva, Meza e Varas (2009), o modelo meteorológico MM5, desenvolvido no final da década de 70 em conjunto pelo Centro Nacional de Pesquisa Atmosférica dos Estados Unidos da América e a Universidade Estadual da Pensilvânia (NCAR/PSU). Sendo um dos modelos de mesoescala mais usados para previsões a nível mundial e é amplamente utilizado no meio científico, bem como para fins comerciais.

O modelo MM5 foi desenvolvido com base nas investigações de Anthes (ANTHES e WARNER, 1978 *apud* SILVA, MEZA e VARAS, 2009) e inclui a estimativa de mais de 15 diferentes variáveis, tais como a cobertura de nuvens, a temperatura do ponto de orvalho, a velocidade e direção do vento.

O modelo encontra-se em sua 5ª versão e possui como características principais: a capacidade de implementar algoritmos com múltiplos laços de repetição com interação bidirecional; assimilação de dados em quatro dimensões (x , y , σ e tempo) e dinâmica não hidrostática, além de portabilidade em várias plataformas computacionais e diversas parametrizações físicas que caracterizam melhor a região e os fenômenos simulados a partir de várias opções físicas para microfísica de nuvens, radiação e camada limite atmosférica. O modelo faz uso de um sistema de coordenadas denominado coordenadas sigma, obtidas em função dos níveis de pressão definidos em um dos seus módulos. As coordenadas sigma acompanham a topografia da região e o modelo resolve a equação da continuidade, equação de energia e a equação de transferência radiativa (DUDHIA *et al.*, 2005).

Além das características climáticas gerais da região, a interação superfície-atmosfera é importante para a compreensão dos efeitos locais e a influência dos fenômenos geoclimáticos na dispersão dos poluentes e, conseqüentemente, no impacto ambiental da indústria no meio atmosférico.

Os modelos matemáticos que simulam o clima tentam representar o comportamento da atmosfera por meio da interação dos diversos elementos do sistema climático. Estes modelos, como visto anteriormente, são baseados no princípio de conservação de energia, massa e quantidade de movimento. Por causa da complexidade das múltiplas interações não-lineares, os modelos necessitam de diversas parametrizações representativas dos processos físicos. Assim, os modelos necessitam de condições de contorno para a descrição das condições da superfície e, assim, fornecer uma representação realista do sistema do clima (MORAES, 2004).

A parametrização de processos físicos na superfície terrestre, de acordo com Viterbo (2002), é importante por diversas razões, primeiramente, porque os fluxos de calor sensível e latente à superfície são as condições de contorno inferiores para as equações de entalpia e umidade na atmosfera. Os esquemas de parametrização da superfície da Terra também são, em grande parte, responsáveis pela qualidade dos resultados estimados pelo modelo para os parâmetros meteorológicos próximos à superfície, tais como a temperatura. Segundo o autor, as condições da superfície precisam ser tal que forneça os mecanismos de retorno adequados para os outros processos físicos na atmosfera, pois um baixo nível de nebulosidade influencia no balanço de radiação da superfície, o fluxo de calor sensível e latente influenciam as trocas de energia na camada limite e a intensidade dos processos de convecção úmida. Por fim, a

divisão correta entre fluxos de calor sensível e latente determina a umidade do solo, que atua como uma das forças motrizes da variabilidade atmosférica.

As trocas de energia na interface superfície-atmosfera, que se dá por meio dos componentes do balanço de radiação e dos fluxos de calor sensível e latente à superfície, são essenciais para modelagem climática. As magnitudes desses fluxos e suas variações em períodos menores do que um dia, são importantes na parametrização de modelos meteorológicos (PAIVA, LIU e FRANÇA, 2000).

No estudo de escoamentos turbulentos, é importante o entendimento dos processos que governam a troca de quantidade de movimento, calor e massa entre a atmosfera e a superfície terrestre. As alterações nas características de superfície influenciam o balanço de energia e a partição desta. Este conhecimento é importante em modelagem de mesoescala. Em particular um parâmetro importante é a razão de Bowen (GIELOW *et al.*, 1990).

A razão entre os fluxos de calor sensível (H) e latente (LE) foi proposta por Bowen (1926); é o parâmetro comumente utilizado para caracterizar a maneira pela qual é feita a partição da energia disponível para transporte turbulento entre cada um dos fluxos, ficando conhecida como razão de Bowen (β) (SILVA, SÁ e MOTA, 2010).

A razão de Bowen tem sido utilizada por diversos pesquisadores nos estudos em que se aplica o método do balanço de energia baseado na razão de Bowen (MOURA *et al.*, 2003). De acordo com Cardoso *et al.* (2005), para se obter bons resultados com a razão de Bowen, gradientes de temperatura e, principalmente, de vapor d'água são necessários. Condições estas, normalmente, obtidas em áreas úmidas, sob ventos com velocidades maiores do que 2,0 m/s, em que, o valor da razão de Bowen tende a se aproximar de zero.

Nos processos que envolvem mudanças na cobertura vegetal, segundo Cunha, Alvalá e Oliveira (2013), o clima pode ser seriamente afetado, pois a atmosfera é sensível às características da superfície continental. Ainda de acordo com os autores, o território brasileiro tem apresentado diferentes transformações no padrão espacial de uso e cobertura da terra nas últimas décadas.

Os problemas ambientais devido à degradação trazem consequências sobre os diferentes componentes ambientais. Ross (2001) identificou a perda parcial ou total do solo devido a fenômenos físicos (erosão) ou químicos (salinização e alcalinização) como um destes problemas, além de que as áreas degradadas podem ser ampliadas em decorrência de ações antrópicas.

Cunha, Alvalá e Oliveira (2013) destacam que os impactos decorrentes das alterações da cobertura vegetal ocorrem devido às mudanças nas características biofísicas, por exemplo, aquelas relacionadas às propriedades radiativas da superfície, como o albedo. Esta propriedade afeta o balanço de energia e as trocas turbulentas de calor sensível e latente entre a superfície e a atmosfera. Segundo os autores, até mesmo pequenas alterações no albedo da superfície podem afetar significativamente as trocas de água e energia entre a superfície e a atmosfera, o que também afeta a temperatura do ar, pressão de vapor, estabilidade atmosférica e a precipitação.

Portanto, segundo Viterbo (2002), as questões-chave na parametrização da superfície terrestre são: uma descrição adequada de transferência de calor e água no solo; o papel da vegetação no controle de trocas de energia e; para altas latitudes e sobre montanhas, uma descrição correta das trocas de energia-água para criosfera.

3.3 Modelagem da dispersão atmosférica de poluentes

De acordo com Moreira e Tirabassi (2004), o controle da qualidade do ar requer um instrumento interpretativo capaz de extrapolar no espaço e no tempo os valores medidos na posição dos analisadores, enquanto a melhoria da atmosfera pode ser obtida somente com planos que reduzam as emissões. Assim, instrumentos, como modelos matemáticos de dispersão na atmosfera, são valiosos pela capacidade de ligar a causa (a fonte) de poluição com o efeito (a concentração do poluente).

A modelagem vem ganhando força junto às práticas de monitoramento da qualidade do ar por apresentar vantagens em relação a outras ferramentas, como: conseguir estimar as mais altas concentrações de poluentes para as piores condições meteorológicas; prever níveis de concentrações tóxicos de determinados poluentes que não conseguiriam ser detectados por instrumentos analíticos convencionais (abaixo dos limites de detecção). A modelagem matemática do transporte dos poluentes gasosos emerge como importante ferramenta para planejar e gerir de maneira mais racional as fontes poluidoras (SCHIRMER *et al.*, 2009).

Os processos que governam o transporte e a difusão de poluentes são numerosos e complexos, sendo possível (e indicado) descrevê-los com a utilização de modelos matemáticos (MOREIRA e TIRABASSI, 2004). Um modelo de dispersão corresponde à descrição matemática do processo de transporte e dispersão dos poluentes que é quantificado

em função dos parâmetros das fontes de emissão e dos parâmetros meteorológicos durante um período de tempo específico.

A equação de transporte é uma equação diferencial parcial que relaciona a concentração de dado poluente com as coordenadas espaciais, com o tempo e com as concentrações de outros poluentes que possam afetar a concentração do poluente em análise (BRAGA *et al.*, 2005). A equação diferencial que descreve o transporte de poluentes em meio atmosférico é obtida por meio do conceito de conservação de massa em um volume de controle, sendo expressa na sua forma tridimensional, conforme Equação 18 (FISHER *et al.*, 1979 *apud* BARBON e GOMES, 2010).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = D \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] + R(C, t) + S(x, y, z, t) \quad (18)$$

em que,

C é a concentração do poluente;

u é a componente da velocidade na direção x;

v é a componente da velocidade na direção y;

w é a componente da velocidade na direção z;

D é o coeficiente de difusão molecular da espécie de poluente;

R é a taxa de geração de determinada espécie através de reações químicas;

S é a taxa de geração/extinção de determinada espécie no interior do volume de controle em um determinado ponto x no intervalo de tempo t;

x, y, z são as distâncias ao longo dos respectivos eixos coordenados;

t é o tempo.

Analisando as parcelas que compõem a soma de termos à esquerda da igualdade, os quatro primeiros termos são a derivada material da concentração do poluente, ou seja, a variação da concentração em relação ao tempo (local) e a quantidade de poluente que entra/sai por um volume de controle por deslocamento de massa em x, y e z, em razão da velocidade (convectiva). Os três primeiros termos do lado direito da equação representam, respectivamente, a contribuição dos processos difusivos moleculares, as reações químicas que ocorrem dentro do volume de controle e uma fonte interna de poluentes dentro do volume de controle que pode ser função de processos de deposição (FISHER *et al.*, 1979 *apud* BARBON e GOMES, 2010).

Os modelos de dispersão atmosférica podem ser divididos em duas classes principais, os Eulerianos, que utilizam soluções da equação advecção-difusão em um sistema de referência fixo em relação à Terra e os Lagrangeanos que simulam as trajetórias das partículas de poluentes em um sistema de referência que se desloca de acordo com o movimento das partículas. Existem ainda os chamados modelos Gaussianos, que podem ser considerados como uma subclasse dos anteriores. Os modelos de pluma Gaussianos são limitados, pois consideram vento constante e turbulência homogênea. Essas condições são dificilmente encontradas na CLA. Por isso, sua principal aplicação é para fins regulatórios, adotados em maior escala, por serem bem compreendidos e de fácil aplicabilidade (TADANO, MAZZA e TOMAZ, 2010).

Nos modelos Gaussianos, a dispersão do poluente segue uma distribuição normal probabilística com o pico de concentração ocorrendo ao longo da linha central da pluma, com dispersão horizontal (σ_y) e dispersão vertical (σ_z). O perfil da distribuição espacial de concentração dos poluentes emitidos para a atmosfera, a qualquer distância, segue uma curva gaussiana na direção vertical e horizontal (MOREIRA e TIRABASSI, 2004; HOLMES e MORAWSKA, 2006), conforme ilustra a Figura 9.

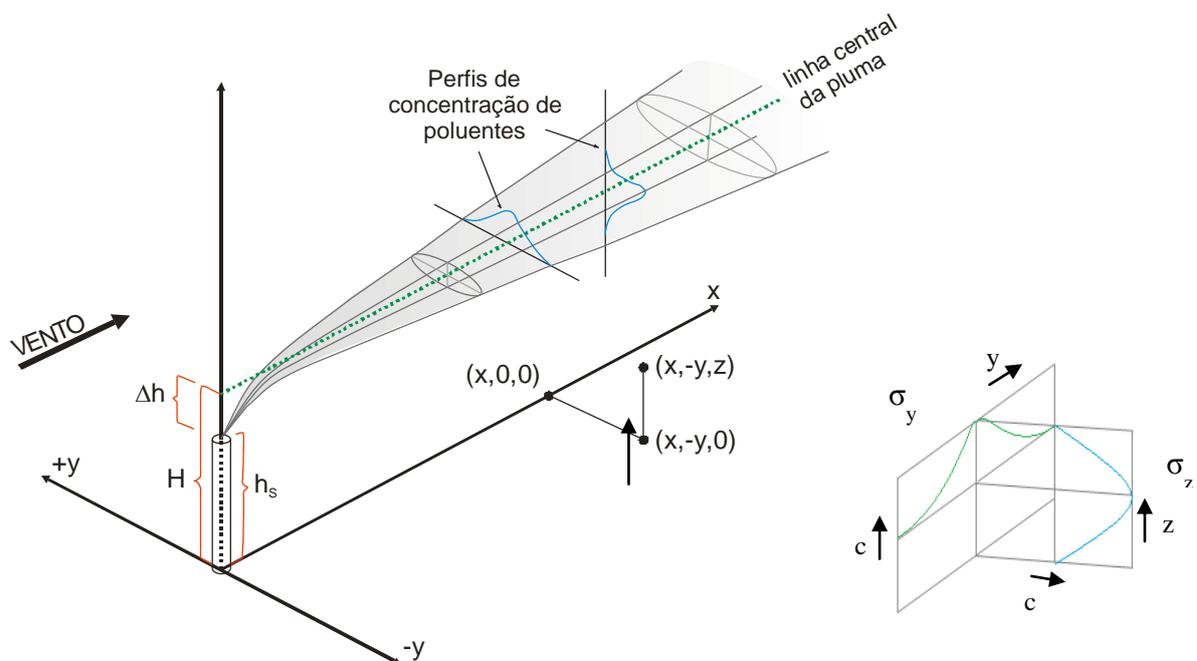


Figura 9 - Perfis de concentração do modelo Gaussiano

Os modelos Gaussianos podem ser do tipo estacionário (independentes do tempo, e considerados "modelos pluma") e os que dependem do tempo (os modelos *puff*). As várias versões dos modelos Gaussianos se diferenciam essencialmente pela técnica utilizada para

calcular o coeficiente de dispersão “sigma” em função da estabilidade atmosférica e da distância da fonte emissora ao ponto receptor (MOREIRA e TIRABASSI, 2004).

As equações de concentração do modelo de pluma Gaussiano são soluções analíticas da equação de conservação de massa de uma espécie química. O modelo Gaussiano fundamenta o pressuposto teórico na solução exata, mas não real, da equação de transporte e difusão na atmosfera, no caso em que o vento e o coeficiente de difusão turbulenta são constantes com a altura. A solução é forçada a representar situações reais por meio de parâmetros empíricos, os chamados "sigmas", que são os coeficientes de dispersão (MOREIRA e TIRABASSI, 2004).

A equação Gaussiana, descrita em Turner (1994), é utilizada para uma situação em que a emissão contínua é de uma chaminé e o ponto de medição, ou avaliação, está a uma distância x , deslocada horizontalmente do centro da pluma a uma distância y e a uma altura definida z . A equação simplificada é dada por

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\bar{u}\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \alpha \cdot \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (19)$$

em que,

c é a concentração do poluente no ponto de coordenadas x, y, z (g/m^3);

Q é a taxa de emissão do poluente na chaminé (g/s);

σ_y é o coeficiente de dispersão horizontal da concentração da pluma, em função da direção do vento e distância da fonte (m);

σ_z é o coeficiente de dispersão vertical da concentração da pluma, em função da direção do vento e distância da fonte (m);

\bar{u} é a velocidade média do vento na altura da chaminé (m/s);

x é a distância horizontal do emissor ao receptor (m);

z é a altura do receptor ou ponto de medição (m);

y é a distância horizontal do ponto de medição a uma distância “ y ” da linha central da pluma (m);

α é o índice de reflexão da pluma ao tocar o solo; e

H é a altura efetiva de lançamento (m).

O modelo Gaussiano conserva a simplicidade, pois o campo de concentração é descrito por meio de uma fórmula simples, mas, ao mesmo tempo, são capazes de considerar, de modo teoricamente mais correto, situações em que o vento e o coeficiente de difusão turbulento variam com a altura.

O desenvolvimento da capacidade de simulação disponível hoje, também foi um fator que contribuiu para o aumento significativo no número de pesquisa e publicações sobre a dispersão atmosférica nos meios científicos e técnicos. Apesar de todas as facilidades computacionais disponíveis, quantificar as emissões atmosféricas ainda é uma tarefa complexa, pois “os escoamentos na baixa atmosfera, na chamada Camada Limite Atmosférica (CLA), são governados pela turbulência, cuja física ainda permanece longe de ser completamente compreendida” (MORAES, 2004 *apud* TADANO, MAZZA e TOMAZ, 2010, p. 8126).

Atualmente, o fenômeno da difusão turbulenta na atmosfera não é formulado unicamente, no sentido de que não existe ainda um modelo único que explique todos os fenômenos observados (MOREIRA e TIRABASSI, 2004). A turbulência é um fator complicador na análise dos fenômenos de transporte de massa, quantidade de movimento e energia. Em termos práticos, se for possível que em determinado problema a influência da turbulência seja considerada de forma simplificada, isto será extremamente vantajoso do ponto de vista físico, matemático e numérico (SOUZA *et al.*, 2011).

Por este motivo, a maior parte dos modelos operacionais para a estimativa da dispersão de gás e partículas na camada limite atmosférica é baseada na aproximação Gaussiana, na hipótese de que o poluente se dispersa em uma turbulência homogênea (MOREIRA e TIRABASSI, 2004).

A literatura apresenta diversos estudos envolvendo a utilização de modelos computacionais como apoio ao entendimento de problemas de dispersão de poluentes na atmosfera. Dentre os trabalhos mais recentes, podem ser citados Sax e Isakov (2003), Mehdizadeh e Rifai (2004), Caputo, Gimenez e Schlamp (2004), Holmes e Morawska (2006), Baroutian, Mohebbi e Goharrizi (2006), Schirmer *et al.* (2009), Barbon e Gomes (2010), Tadano, Mazza e Tomaz (2010), Seangkiatiyuth *et al.* (2011), Melo *et al.* (2012), Ma *et al.* (2013), Tartakovsky, Broday e Stern (2013). Alguns destes estudos são descritos resumidamente a seguir.

Caputo, Gimenez e Schlamp (2003) realizaram uma comparação entre quatro modelos de dispersão atmosférica: Aermod, HPDM (*Hybrid Plume Dispersion Model*), PCCOSYMA

(*PC Code System from MARIA*) e HYSPLIT (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*), utilizando dados atmosféricos obtidos do RAMS (*Regional Atmospheric Modelling System*).

Holmes e Morawska (2006) forneceram a primeira revisão da aplicação de modelos atmosféricos para a dispersão de partículas. Os modelos avaliados incluíram: modelos Gaussianos (CALINE4, HIWAY2, CAR-FMI, OSPM, CALPUFF, AEROPOL, Aermom, UK-ADMS e SCREEN3), modelos Lagrangeanos/Eulerianos (GRAL, TAPM, ARIA Regional), modelos CFD (ARIA Local, MISKAM, MICRO-CALGRID) e modelos que incluem a dinâmicas de aerossóis (GATOR, MONO32, UHMA, CIT, AERO, RPM, AEROFOR2, URM-1ATM, MADRID, CALGRID and UNI-AERO).

Schirmer *et al.* (2009) avaliaram o impacto na atmosfera resultante das emissões de TRS de uma indústria fabricante de papel e celulose de grande porte, por meio da modelagem dos compostos gasosos emitidos a partir de duas fontes pontuais (tomadas como as maiores contribuidoras: caldeira de recuperação e tanque de dissolução), utilizando o *software* AID (Avaliação Instantânea de Dispersão) baseado no modelo de Gauss para determinação das concentrações (no ar) resultantes dessas emissões.

Barbon e Gomes (2010) realizaram um estudo de dispersão dos poluentes provenientes das principais indústrias do município de Araucária por meio do modelo de dispersão atmosférica Aermom.

Seangkiatiyuth *et al.* (2011) utilizaram o Aermom como uma ferramenta para a análise de emissões de dióxido de nitrogênio (NO₂) a partir de um complexo cimenteiro, como parte da avaliação de impacto ambiental.

Melo *et al.* (2012) utilizaram dois modelos de Gaussianos de dispersão atmosférica, AERMOD e CALPUFF. O efeito PRIME para a ascensão da pluma e a presença de construções (*downwash*), foram comparados e validados utilizando dados meteorológicos de ventos sobre a dispersão de odores em torno de uma instalação dentro de uma fazenda criadora de suínos.

Tartakovsky, Broday e Stern (2013) avaliaram as concentrações de partículas emitidas de uma pedreira localizada em um terreno acidentado, utilizando dois modelos de dispersão atmosférica comuns, AERMOD e CALPUFF. Os autores concluíram que as previsões do modelo AERMOD foram melhores do que o modelo CALPUFF para as condições meteorológicas e topográficas estudadas.

A escolha de um modelo, segundo Moreira e Tirabassi (2004), está fortemente ligada ao problema a resolver e às características meteorológicas e orográficas da região em análise.

O modelo Aermod possui grande aplicação nos estudos envolvendo a dispersão de poluentes, conforme encontrado na revisão da literatura. O modelo Aermod utiliza métodos numéricos e parametrização da turbulência atmosférica a partir do cálculo do comprimento de Monin-Obukhov, velocidade de atrito, o comprimento de rugosidade da superfície, fluxo de calor sensível, escala de velocidade convectiva, e alturas da camada de mistura convectiva e mecânica. As estimativas de concentração do modelo são baseadas em uma abordagem de pluma de estado estacionário, com melhorias significativas em relação aos modelos de dispersão reguladores comumente aplicados. São computadas influências de terrenos complexos por meio da combinação de um estado em pluma horizontal e em contato com o terreno. Os algoritmos de dispersão são especificados para condições convectivas e estáveis, áreas urbanas e rurais, e na influência de edifícios e outras estruturas (CIMORELLI *et al*, 2005).

A seguir segue uma descrição das formulações do modelo dispersão AERMOD, incluindo a caracterização da camada limite, a representação do terreno usada para influenciar o fluxo e a especificação das equações gerais para ambas as condições convectivas e estáveis.

3.3.1 Modelagem Aermod

O modelo Aermod foi desenvolvido pela colaboração entre a *Environmental Protection Agency* (USEPA) e a *American Meteorological Society* (AMS). As duas organizações formaram um grupo de trabalho de pesquisadores, chamado *AMS/EPA Regulatory Model Improvement Comitee* (AERMIC), responsável pela fundamentação teórica do modelo Aermod (USEPA, 2004b). Esta cooperação tinha o objetivo de desenvolver um modelo de dispersão para fins regulatórios que envolvesse conceitos da camada limite atmosférica, introduzindo na modelagem de fluxos turbulentos os conceitos relativos à Teoria da Similaridade de Monin-Obukhov.

O Aermod é um modelo de pluma Gaussiana que fornece resultados de concentrações médias para períodos de 1h a 1 ano, gerando mapas de concentração e dispersão de poluentes atmosféricos. É aplicável em áreas urbanas e rurais, com terreno plano ou complexo. As emissões podem ser representadas por fontes pontuais, de área, em linha e volume.

Para fins regulatórios, o AERMOD é recomendado pela USEPA (2009) na estimação do impacto das fontes emissoras que se encontram a distâncias de até 50 km dos receptores. Uma vez que o modelo considera que a pluma se dispersa em regime permanente, com velocidade do vento constante e turbulência homogênea, acima desta ordem de grandeza, o modelo não se torna aplicável, devido a dificuldades de encontrar estas condições na CLA. O modelo fica limitado à dimensão do campo que descreve, ou seja, para aplicações de curto alcance ou em escala local.

O modelo de dispersão estacionária inclui os efeitos das dispersões a partir de variações verticais na CLA e é capaz de simular cinco tipos de pluma dependendo da estabilidade atmosférica e da localização na camada limite, como: direta, indireta, penetrada, injetada e estável. As três primeiras referem-se à camada limite convectiva (condições instáveis), quando o comprimento de Monin-Obukhov é menor do que zero e as outras duas a camada limite estável (condições estáveis) da CLA.

Os algoritmos matemáticos do modelo para simular o transporte e a dispersão dos poluentes são específicos para condições estáveis e instáveis. Na camada limite estável, a distribuição da concentração é Gaussiana, tanto na direção vertical como horizontal, considerando que a pluma é emitida no interior da camada de mistura (CM) sem que ocorra interação da pluma com o topo da CM.

A formulação da dispersão de poluentes na camada limite convectiva (CLC) é o ponto diferencial do modelo AERMOD em comparação aos demais modelos regulatórios. Um dos principais avanços no cálculo da dispersão na CLC ocorre pela consideração do transporte de poluentes nas porções superior e inferior da pluma. Na camada limite instável, a dispersão da pluma é Gaussiana na horizontal, e na direção vertical, além da distribuição Gaussiana, ela é descrita por uma função densidade de probabilidade bigaussiana, considerando uma pluma indireta e uma pluma penetrada. A representação da aproximação e tratamento da pluma na camada limite convectiva pelo modelo AERMOD pode ser observada na Figura 10.

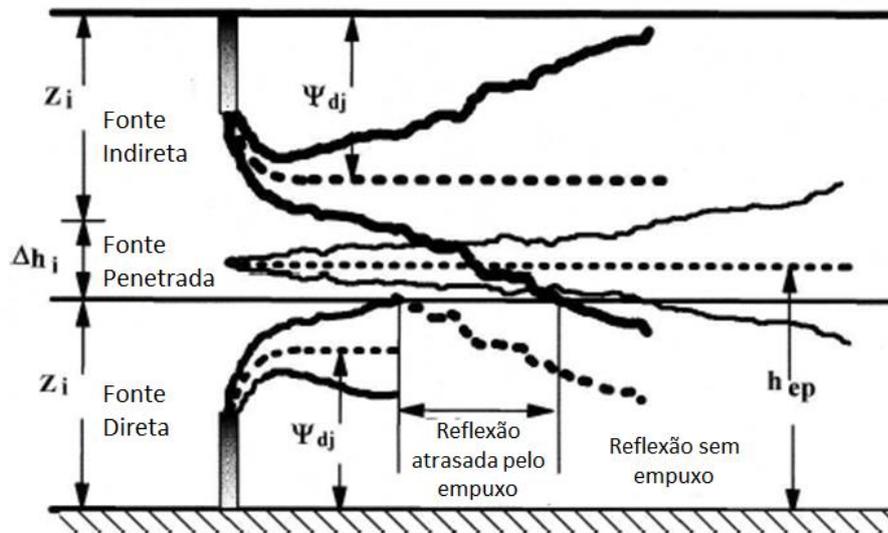


Figura 10 – Distribuição da pluma na camada limite convectiva.
Adaptado de USEPA (2004b).

A “fonte” direta, considera que a pluma é emitida no interior da CM sem que ocorra interação da pluma com o topo da CM, carregando-a para a superfície. A “fonte” indireta é responsável por uma parte da pluma que primeiro atinge a altura da CLC, a sua parte superior apresenta interação com o topo da CM. A pluma penetrada é liberada no interior da CM e considera a contribuição da pluma que penetra acima do topo da CLC, pois penetra o nível mais estável devido a sua flutuabilidade e reentra nesta CM, dispersando-se.

O modelo Aermód utiliza métodos numéricos sofisticados e parametrizações físicas, nos quais uma aproximação da solução exata para a equação que descreve o transporte e a dispersão de poluentes pode ser obtida. Assim, a solução exata é fruto de um método de solução analítica descrito por equações diferenciais parciais de difusão.

O cálculo da concentração total leva em conta a topografia do terreno durante as condições estáveis e instáveis. O Aermód simula uma pluma, em terreno elevado, como uma soma ponderada das concentrações de dois estados limitantes: uma pluma horizontal (terreno impactando) e uma pluma que acompanha a superfície do terreno. Cada estado da pluma é ponderado utilizando conceitos de conservação de massa e um receptor específico na escala de altura do terreno. A equação geral da concentração é dada por (USEPA, 2004b):

$$C_T\{x_r, y_r, z_r\} = fC_{c,s}\{x_r, y_r, z_r\} + (1 - f)C_{c,s}\{x_r, y_r, z_p\} \quad (20)$$

em que,

$C_T\{x_r, y_r, z_r\}$ é a concentração total (o subscrito r refere ao ponto receptor);

$C_{c,s}\{x_r, y_r, z_r\}$ é a contribuição da pluma horizontal;

$C_{c,s}\{x_r, y_r, z_p\}$ é a contribuição da pluma que acompanha o terreno (os subscritos c e s referem-se as condições convectivas e estáveis, respectivamente);

z_p (m) é altura de um receptor acima do terreno local, é dado pela diferença entre a altura do receptor e a altura do terreno local;

f é um fator de ponderação do estado da pluma (adimensional).

A formulação gaussiana utilizada no modelo para calcular a concentração nas condições estáveis é obtida considerando a hipótese da distribuição normal bidimensional de um poluente emitido continuamente por uma fonte e dispersado pelo vento. Para a estimação da concentração durante condições estáveis o modelo utiliza a equação (USEPA, 2004b):

$$C_s\{z_r, y_r, z\} = \frac{Q}{\sqrt{2\pi}\bar{u}\sigma_{zs}} F_y \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp\left[-\frac{(z - h_{es} - 2mz_{ieff})^2}{2\sigma_{zs}^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z + h_{es} + 2mz_{ieff})^2}{2\sigma_{zs}^2}\right] \right\} \quad (21)$$

em que,

C_s é a concentração;

x_r, y_r é a localização do receptor;

z_r é a altura do receptor acima da base da fonte local (m);

z é a altura acima do nível do mar (m);

Q é a taxa de emissão da fonte (g/s);

\bar{u} é a velocidade média do vento (m/s);

σ_{zs} é o coeficiente de dispersão vertical total na camada limite convectiva (m);

F_y é a função de distribuição lateral (m^{-1});

h_{es} é a altura da pluma (Altura da chaminé + elevação da pluma);

z_{ieff} é a altura de mistura mecânica da camada limite (m).

A concentração total nas condições instáveis (C_c) da CLP foi encontrada somando a contribuição das três fontes. Para a pluma na horizontal, temos que:

$$C_c\{x_r, y_r, z_r\} = C_d\{x_r, y_r, z_r\} + C_r\{x_r, y_r, z_r\} + C_p\{x_r, y_r, z_r\} \quad (22)$$

Em que C_d , C_r e C_p são as contribuições das fontes direta, indireta e penetrada, respectivamente. Similarmente para a concentração que acompanha o terreno, tem a mesma forma da Equação (23), porém considerando z_p ao invés de z_r .

A contribuição da fonte direta pode ser descrita pela equação (USEPA, 2004b):

$$C_d\{x_r, y_r, z\} = \frac{Q f_p}{\sqrt{2\pi\bar{u}}} F_y \sum_{j=1}^2 \sum_{m=0}^{\infty} \frac{\lambda_j}{\sigma_{zj}} \left\{ \exp \left[-\frac{(z - \Psi_{dj} - 2mz_i)^2}{2\sigma_{zj}^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z + \Psi_{dj} + 2mz_i)^2}{2\sigma_{zj}^2} \right] \right\} \quad (23)$$

em que,

f_p é a fração mássica do material emitido pela fonte que permanece na camada limite convectiva ($0 < f_p < 1$);

λ é o coeficiente de distribuição, se $j=1$ linha inferior da pluma (corrente de ar ascendente) e $j=2$ para linha de linha superior da pluma (corrente de ar descendente);

σ_{zj} é o coeficiente de dispersão vertical total ($j=1,2$ respectivamente) para linha da pluma inferior e superior (m);

Ψ_{dj} é a altura entre a base da fonte e a linha central da pluma (m); e

z_i é a altura de mistura acima da superfície refletida em uma camada estável (m).

A contribuição da fonte indireta é dada pela equação (USEPA, 2004b):

$$C_r\{x_r, y_r, z\} = \frac{Q f_p}{\sqrt{2\pi\bar{u}}} F_y \sum_{j=1}^2 \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\lambda_j}{\sigma_{zj}} \left\{ \exp \left[-\frac{(z + \Psi_{rj} - 2mz_i)^2}{2\sigma_{zj}^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z - \Psi_{rj} + 2mz_i)^2}{2\sigma_{zj}^2} \right] \right\} \quad (24)$$

em que,

Ψ_{rj} é a altura total da pluma da fonte indireta (m).

Para a contribuição da fonte que penetra, esta pode ser dada por (USEPA, 2004b):

$$C_p\{x_r, y_r, z\} = \frac{Q(1 - f_p)}{\sqrt{2\pi\bar{u}\sigma_{zp}}} F_y \sum_{m=-\infty}^{\infty} \left\{ \exp \left[-\frac{(z - h_{ep} - 2mz_{ieff})^2}{2\sigma_{zp}^2} \right] + \exp \left[-\frac{(z + h_{ep} + 2mz_{ieff})^2}{2\sigma_{zp}^2} \right] \right\} \quad (25)$$

em que,

σ_{zp} é o coeficiente de dispersão vertical total da fonte penetrada (m);

h_{ep} é a altura da pluma que penetra além da camada limite convectiva (m).

Como o objetivo deste trabalho era o de utilizar a simulação como ferramenta para estimação da concentração do poluente e, por este motivo, somente as principais equações utilizadas no cálculo da concentração pelo modelo Aermom foram apresentadas nesta seção. Maiores detalhes referentes à modelagem matemática da formulação das equações e suas variáveis podem ser encontrados nos manuais do modelo (USEPA, 2004b).

3.3.1.2 Processador de dados meteorológicos - Aermom

O modelo Aermom requer um pré-processador que organize e processe os dados meteorológicos, estimando os parâmetros da camada limite planetária, necessários para o cálculo da dispersão de poluentes. O modelo utiliza um pré-processador denominado *Aermom Meteorological Preprocessor* – Aermom, designado para esta função (USEPA, 2004c).

O Aermom é projetado para executar o processamento dos dados meteorológicos em três estágios, conforme ilustra a Figura 11. O primeiro estágio extrai os dados meteorológicos dos arquivos fornecidos pelo usuário e faz uma avaliação com relação à qualidade dos dados. No segundo estágio ocorre o agrupamento dos dados disponíveis para um período de 24 horas e armazena estes dados em um único arquivo. O arquivo de entrada do segundo estágio apenas especifica o arquivo proveniente do estágio anterior e determina o domínio de tempo da modelagem. No terceiro e último estágio, o programa lê o arquivo gerado no estágio anterior e estima os parâmetros da camada limite necessários para o cálculo da dispersão no Aermom (USEPA, 2004c).

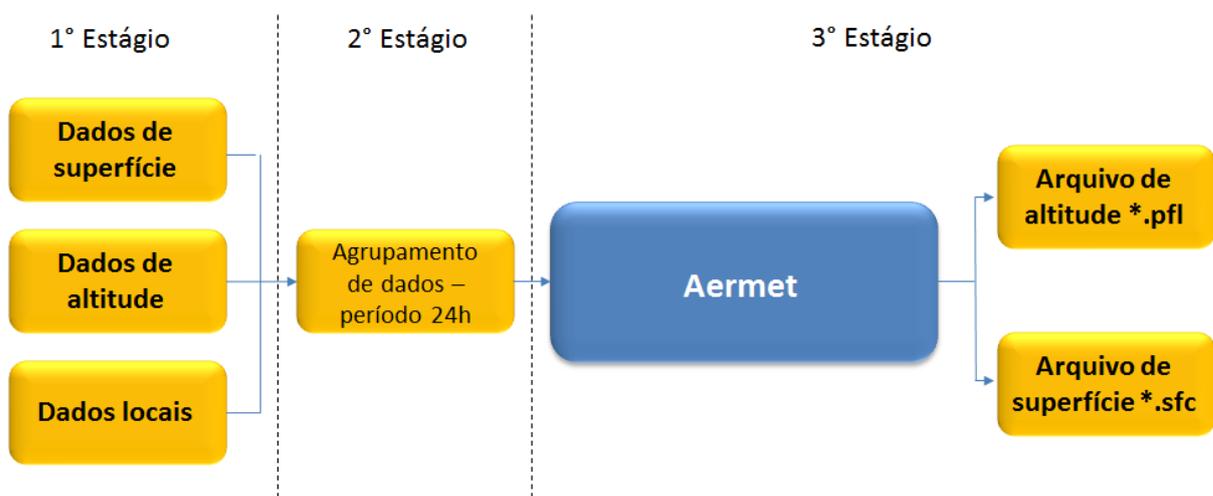


Figura 11 – Processamento de dados meteorológicos pelo Aermom.

O arquivo de entrada do terceiro estágio necessita do fornecimento de dados característicos de superfície, como a reflexibilidade (albedo), a razão de Bowen e o comprimento de rugosidade da superfície. Estes dados de observação são usados para determinar os parâmetros da CLA. Outras observações meteorológicas necessária são: velocidade e direção do vento; temperatura ambiente; estabilidade atmosférica; cobertura de nuvens.

Os dados característicos de superfície e de observações meteorológicas são utilizados para o cálculo de alguns parâmetros da camada limite atmosférica. Inicialmente são estimados o fluxo de calor sensível (H), a velocidade de atrito (u_*), o comprimento de Monin-Obukhov (L), a escala de temperatura potencial (θ^*), a altura de mistura (z_i) e a escala de velocidade convectiva (w^*). Os parâmetros da CLA são enviados pelo pré-processador Aermet à interface meteorológica do Aermod, onde expressões de similaridade são usadas para estimar os perfis: de velocidade do vento (u); gradiente de temperatura potencial ($\delta\theta/\delta z$); temperatura potencial (θ); e turbulência vertical (σ_w) e lateral (σ_v). Após os três estágios, são gerados dois arquivos de saída: o *aermet.pfl*, que apresenta os resultados relativos aos parâmetros da camada limite; e o *aermet.sfc*, que contém dados meteorológicos de superfície (USEPA, 2004c). O Quadro 11 apresenta as variáveis meteorológicas informadas pelos arquivos ao modelo Aermod.

Quadro 11 – Parâmetros meteorológicos organizados pelo Aermet.

<i>aermet.sfc</i>	<i>aermet.pfl</i>
Ano, mês, dia, dia juliano, hora	Ano, mês, dia, hora
H (fluxo de calor sensível, W/m ²)	Altura de medição (m)
u^* (velocidade de atrito superficial, m/s)	Topo (1-se esse for o nível mais elevado para a hora ou, caso contrário, 0)
w^* (escala de velocidade convectiva, m/s)	WDnn (direção do vento no referido nível, graus)
$\delta\theta/\delta z$ (gradiente de temperatura potencial vertical acima da camada limite, k/m)	WSnn (velocidade do vento no referido nível, m/s)
Z_{ic} (altura da camada limite convectiva, m)	TTnn (temperatura no referido nível, Celsius)
Z_{im} (altura da camada limite mecânica, m)	σ_θ (desvio padrão da direção do vento, graus)
L (comprimento de Monin-Obukhov, m)	σ_w (desvio padrão da velocidade do vento, m/s)
z_0 (comprimento de rugosidade superficial, m)	
B_o (razão de Bowen)	
r (Φ) (albedo)	
W_s (velocidade do vento de referência, m/s)	
W_d (direção do vento de referência, graus)	
z_{ref} (altura de referência do vento ou altura do anemômetro, m)	
temp (temperatura de referência, K)	
z_{temp} (altura de referência da temperatura, K)	
ipcode (código de precipitação, 0-nenhuma; 11-líquido; 22-congelado; 99-faltante)	
p_{amt} (quantidade de precipitação, mm/h)	
Rh (umidade relativa, %)	
pres (pressão da estação meteorológica, mb)	
ccvr (cobertura de nuvens, décimos)	

Maiores detalhes referentes à formulação das equações utilizadas no cálculo dos parâmetros e suas variáveis, podem ser encontrados nos manuais do modelo USEPA (2004c).

3.3.1.3 Processador de dados topográficos - Aermap

Para um modelo matemático ser considerado regulatório ele deve modelar a concentração em qualquer tipo de terreno, uma vez que a topografia afeta os resultados obtidos na modelagem em alguns pontos receptores. Portanto, são necessários dados de elevação que transmitam as características físicas do terreno.

O modelo Aermod é projetado para calcular a concentração de poluentes atmosféricos em todos os tipos de terreno, ou seja, de terrenos planos a complexos. No entanto, o Aermod não processa o seu próprio terreno. Para isso, utiliza um pré-processador de terreno denominado *Aermod Terrain Preprocessor* – Aermap (USEPA, 2004d).

O Aermap foi projetado para processar os resultados de elevação em vários formatos padronizados para diversas escalas de mapas e formato de dados que podem ser diretamente inseridos no Aermod, sendo a mais usual os arquivos com pontos cotados e georreferenciados no sistema de coordenadas com projeção UTM (*Universal Transversa de Mercator*).

Para o pré-processamento, é necessário fornecer ao programa o domínio da modelagem, a localização e o número das fontes e um arquivo de terreno. O arquivo de saída deste pré-processador contém informações geográficas de altura de base e escala de altura das fontes e dos pontos receptores. O arquivo de saída no formato *aermap.out* contém os locais onde se deseja obter as concentrações dos poluentes requeridos. O Aermap também dispõe da opção de serem extraídas as alturas das fontes e receptores a partir do arquivo digital de elevação, ou podem ser informadas manualmente.

4 SIMULAÇÃO COMPUTACIONAL

Neste capítulo serão apresentados o sistema de modelagem, a caracterização do cenário de simulação, juntamente com as configurações utilizadas para os modelos MM5 e Aermod. Ao final do capítulo, serão apresentadas as metodologias de avaliação dos resultados obtidos referente à análise realizada quanto à qualidade do ar na região de estudo.

4.1 Sistema de modelagem

Para o estudo utilizou-se como principal ferramenta o modelo matemático de dispersão atmosférico Aermod, que consiste em descrever, por meio de equações matemáticas em um programa computacional, os processos físicos e químicos que ocorrem na atmosfera, representando o comportamento dos poluentes durante o processo de dispersão. O modelo fornece como resultado final a concentração dos poluentes estimada a partir das condições meteorológicas e topográficas da região (USEPA, 2004b).

O sistema computacional usado para a simulação da dispersão dos poluentes consiste em um programa principal – o Aermod, e dois pré-processadores: o Aermet, um pré-processador de dados meteorológicos para a caracterização da camada limite atmosférica (CLA); e, o Aermap, um pré-processador de dados do terreno, localização das fontes e receptores (USEPA, 2004c; 2004d). A simulação foi executada com uma interface comercial, desenvolvida pela *Lakes Environmental Consultants, Inc, Ontário – Canadá*, no uso do *software* ISC-AERMOD View (versão 7.6.1) para auxiliar no processamento dos dados e geração das imagens. Para a realização do cálculo no *software* adotado, os seguintes dados de entrada foram necessários:

- Dados representativos da fonte, tais como a identificação (nome) da fonte, a localização em coordenadas geográficas, a altitude em que se encontra e os parâmetros físico-operacionais;
- Dados do terreno fornecidos pelo Aermap, que prepara dados de elevação e localização das fontes e receptores; e
- Dados meteorológicos organizados pelo Aermet para serem processados pelo Aermod.

A Figura 12 mostra a sequência de operações executadas no sistema de modelagem, com dados de entrada, pré-processadores e o arquivo final.

No item 3.3.1, foram descritos cada módulo do sistema de modelagem de dispersão e como ocorre o tratamento das informações meteorológicas e topográficas.

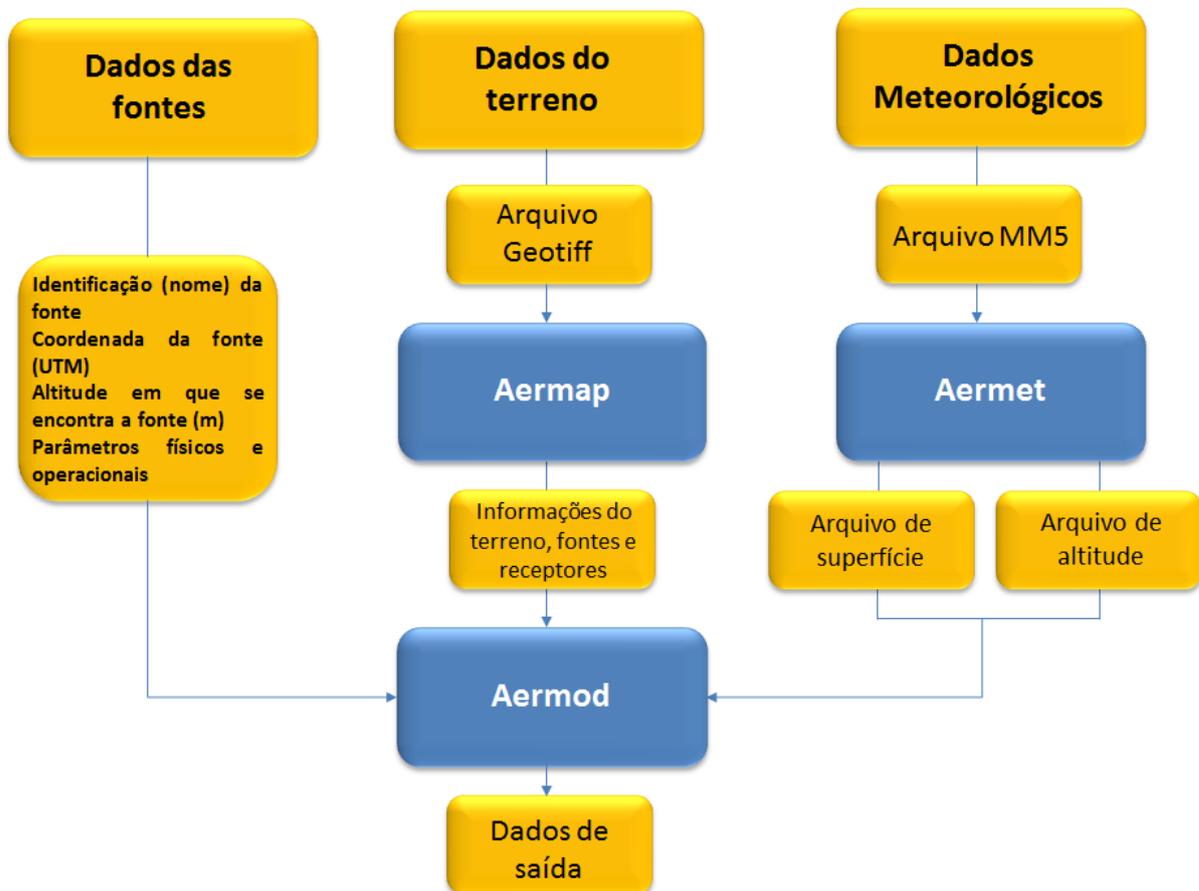


Figura 12 – Fluxograma da modelagem Aermod utilizado na simulação.

4.2 Cenário da simulação

O modelo Aermod foi aplicado na condição designada para fins regulatórios, exceto para o caso da estimativa da concentração de NO_x como NO_2 . Não foram incorporados efeitos de modelagem relacionados à remoção, transformações químicas e decaimento natural do poluente na atmosfera. Estes efeitos não foram considerados na modelagem, primeiro, devido às limitações intrínsecas dos modelos Gaussianos que não são aplicáveis para situações meteorológicas governadas por sistemas transientes no tempo (ARYA, 1999); e, segundo, devido à opção de não considerarmos no trabalho os mecanismos de remoção.

Os cenários de emissões atmosféricas consideram as emissões máximas das fontes emissoras operando simultaneamente, ou seja, os cenários de qualidade do ar foram obtidos considerando todas as fontes emissoras em operação. Em um cenário de operação real, nem todas as fontes operam em plena carga todo tempo. No entanto, considerou-se para o cenário da simulação, condições operacionais reais da indústria.

A abordagem metodológica aplicada para a execução da simulação consiste em: delimitação e caracterização da área de estudo, em termos de domínio da modelagem e os receptores da malha computacional utilizado pelo modelo Aermot; caracterização física e operacional das fontes emissoras; características topográficas, processadas pelo Aermap, a partir da configuração de arquivos de terreno; análise e assimilação dos parâmetros meteorológicos que caracterizam o cenário meteorológico da área de estudo, processados pelo Aermet.

As etapas necessárias à criação e execução da simulação são descritas detalhadamente a seguir.

4.2.1 Caracterização da área de estudo

A área da região de estudo compreende uma cidade do centro-leste no Estado do Paraná, a 241 km da capital, Curitiba, situada entre as coordenadas 24° 19' 26" (Sul) e 50° 36' 56" (Oeste), com área total de 1.385 km² (IBGE, 2013; IPARDES, 2013). A cidade localiza-se no Segundo Planalto em uma superfície considerada de modo geral uniforme, a uma altitude média de 760 metros. A Figura 13 apresenta uma imagem aérea da região de estudo e, em destaque, a localização do complexo industrial e das fontes emissoras. A simulação abrange um raio de 10 km entorno a região de interesse que inclui a zona urbana, cobrindo uma área de 20 km x 20 km, com área total de 400 km².



Figura 13 – Delimitação da área utilizada na simulação.
Fonte: imagens adaptadas de Google Earth (2013).

4.2.2 Coeficiente de dispersão para fontes fixas

Os coeficientes de dispersão descrevem o comportamento da difusão dos contaminantes na atmosfera, o mais próximo à realidade possível e representam a intensidade da turbulência (Moraes, 2001; Muller e Moura, 2005). Além da caracterização do terreno, é preciso definir o coeficiente de dispersão para as fontes fixas emissoras. Fatores como a média de tempo, ambiente urbano/rural e o tipo da fonte podem determinar a escolha dos coeficientes (USEPA, 2005b).

O programa ISC-AERMOD *View* disponibiliza duas opções de coeficientes de dispersão: rural ou urbano. A seleção do coeficiente de dispersão entre rural ou urbano deve seguir um dos procedimentos sugeridos por Irwin (1978). Estes incluem um procedimento de classificação quanto ao uso de solo, ou um procedimento de base populacional para determinar se o caráter de uma área é principalmente urbano ou rural (USEPA, 2005b).

Neste estudo, optou-se pelo critério de classificação quanto ao uso de solo, baseado na aplicação do Método de Auer (Auer, 1978), haja visto que, dos dois métodos, o critério por uso de solo é o mais definitivo (USEPA, 2005b). A classificação do coeficiente de dispersão para fontes fixas segundo o Método de Auer consiste em dividir a região de interesse em

seções, classificando-as conforme o tipo de uso de solo, seguindo uma denominação que o classifica como urbano ou rural, como mostra o Quadro 12.

Quadro 12 – Tipo de uso do solo segundo Auer (1978).

Tipo	Descrição	Classe
I1	Industrial Pesada	Urbano
I2	Industrial Leve/Moderada	Urbano
C1	Comercial	Urbano
R1	Residencial comum	Rural
R2	Residencial compacto (unifamiliar)	Urbano
R3	Residencial compacto (Multifamiliar)	Urbano
R4	Residencial Rural	Rural
A1	Natural metropolitano	Rural
A2	Agrícola	Rural
A3	Sem desenvolvimento (campos/gramados)	Rural
A4	Sem desenvolvimento (bem arborizado)	Rural
A5	Superfícies aquáticas	Rural

Fonte: Auer, 1978.

A região de estudo, segundo o método, possui uma área de abrangência A_0 , com um raio de 3 km, em que o ponto central constitui a fonte fixa. O critério de classificação consiste na análise do somatório dos tipos de uso de solo em que as seções foram classificadas; por exemplo, se I1, I2, C1, R2 e R3 são responsáveis por 50% ou mais de A_0 , utilizar o coeficiente de dispersão urbano, caso contrário, utilizar o coeficiente de dispersão rural.

Aplicando o método na região de interesse, estabeleceu-se que o ponto central apresenta a localização de uma fonte fixa emissora, denominada de C, e a área foi subdividida em seções a1...a16, b1...b16, c1...c16 e d1...d16, como mostra a Figura 14, classificadas conforme os tipos de uso de solo no Quadro 12. A partir disso, verificou-se que o tipo de uso de solo para a maioria das subseções (~79,7%) foi classificado como rural e consequentemente adotou-se para a fonte o coeficiente de dispersão rural.

Como as fontes emissoras fazem parte do mesmo complexo industrial, o procedimento descrito para a fonte emissora C foi estendido para as demais fontes emissoras, verificando-se que a região considerada no estudo apresenta características de coeficiente de dispersão rural.

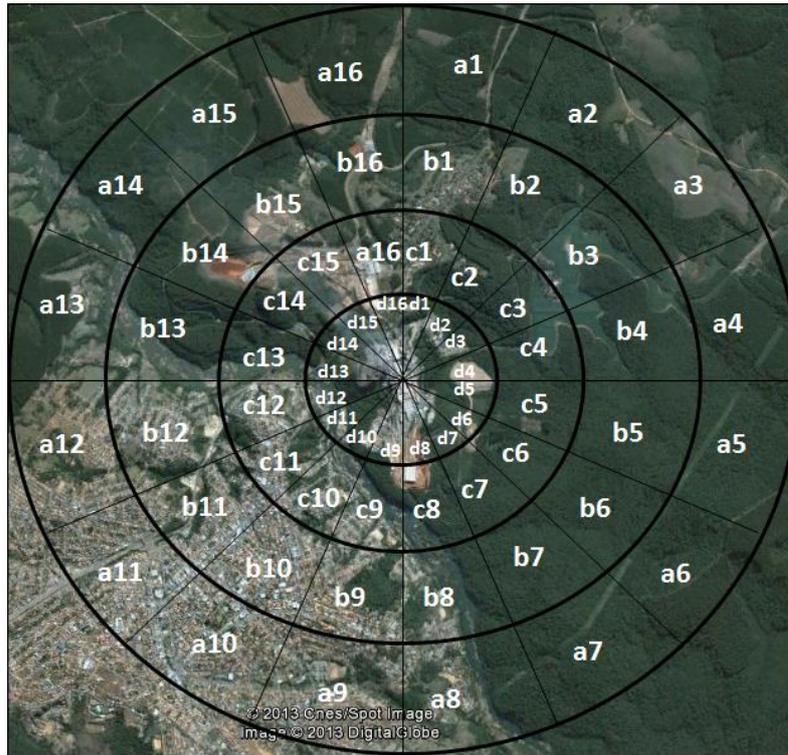


Figura 14 – Divisão da área de interesse para a fonte emissora (C) segundo o Método de Auer.
Fonte: imagens adaptadas de Google Earth (2013).

4.2.3 Caracterização das fontes emissoras

As emissões industriais do processo Kraft (sulfato) de fabricação de celulose foram consideradas somente com as fontes fixas emissoras, sendo desconsideradas as emissões fugitivas. As fontes de emissão de poluentes estão localizadas em uma área de aproximadamente 42.000 m², emitindo, entre seus poluentes, monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), compostos reduzidos de enxofre (TRS), óxidos de nitrogênio (NO_x) e óxidos de enxofre (SO_x). As fontes foram consideradas como pontuais e sua localização, em coordenadas geográficas, correspondendo a um único ponto.

Ao todo, foram consideradas neste trabalho oito fontes emissoras pontuais específicas do processo Kraft, identificadas e numeradas de 1 a 8. As características físicas das fontes como: altura da chaminé (h), diâmetro interno no topo da chaminé (D), temperatura de saída dos gases (T) e velocidade de saída dos gases (V), disponibilizadas pela indústria estão apresentadas no Quadro 13. As principais fontes fixas de emissão do processo que foram simuladas neste estudo compreendem: caldeira de recuperação química, forno de cal, tanque de dissolução, caldeira de biomassa e incinerador; as três primeiras são específicas deste

processo. Não houve um critério para escolha ou seleção das fontes emissoras, os dados foram disponibilizados pela indústria papelreira.

Quadro 13 – Parâmetros físicos e operacionais das fontes emissoras

Fontes	Parâmetros da fonte			
	h(m)	D(m)	T(°C)	V(m/s)
1	69,5	3,2	171	17
2	70,0	3,0	171	17
3	64,1	2,9	196	20
4	65,0	3,0	196	20
5	40,0	1,2	179	23
6	40,0	1,5	179	23
7	63,8	2,6	250	16
8	59,2	1,1	89	16

Fonte: Valores disponibilizados pela indústria papelreira.

As características físicas e operacionais das fontes emissoras foram consideradas constantes durante o período de estudo. Alguns parâmetros da fonte emissora têm grande influência sobre a dispersão de poluentes atmosféricos segundo Schirmer *et al.* (2009). A altura e o diâmetro da chaminé constituem os aspectos determinantes nesse processo, bem como a temperatura dos gases e a posição espacial que o efluente ocupa, de acordo com Braga *et al.* (2005).

As taxas de emissão, referente à média anual de 2012, disponibilizadas pela indústria, estão apresentadas no Quadro 14. O cenário da simulação leva em conta a máxima emissão dos poluentes pelas fontes poluidoras operando simultaneamente. A taxa de emissão dos poluentes foi constante para todos os meses do ano de 2012.

Quadro 14 – Média anual da taxa de emissão dos poluentes atmosféricos (g/s)

Fontes	CO	MP	TRS	SO _x	NO _x
1	9,47	3,42	-	-	19,57
2	0,52	3,81	-	-	22,06
3	0,77	8,97	0,01	0,44	13,17
4	0,81	2,44	0,01	0,34	12,67
5	0,28	0,78	0,01	-	2,79
6	0,62	0,39	0,01	-	1,75
7	-	0,22	0,03	0,27	0,85
8	-	1,5	0,16	-	-

Fonte: Valores disponibilizados pela indústria papelreira.

O mapa da região de estudo com representações das quadras georreferenciadas (arquivo CAD – base .dxf) foi importado pelo Aermod para facilitar a localização das fontes emissoras, e a avaliação do impacto da dispersão dos poluentes sobre a região receptora. A

localização e distribuição das fontes fixas emissoras nas proximidades da cidade estão representadas na Figura 15.

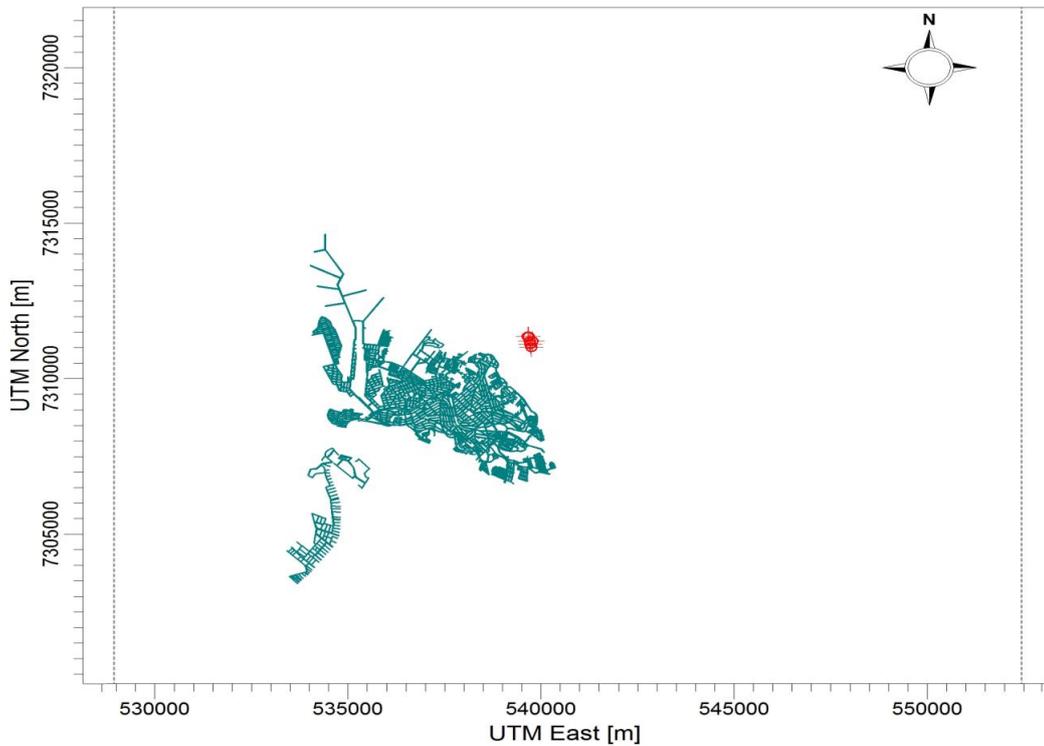


Figura 15 – Distribuição das fontes fixas emissoras.

4.2.4 Caracterização da malha de receptores

Quanto à localização e extensão da alteração da qualidade do ar proporcionada pelas emissões, para o cenário da simulação, uma malha de receptores discretos foi criada abrangendo locais com comunidades (bairros, vilas, povoados, etc) existentes na área de estudo. A partir desta malha foram tomados receptores com distribuição apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Dados da malha de receptores.

Distância da Borda da malha interna (m)	Distância entre receptores (m)
2500	250
5000	500
10000	1000

A distribuição dos receptores considerou uma malha interna com uma área de 3.000 x 3.000 metros com uma distância de 100 metros entre os receptores, contendo um total de 2.701 receptores (pontos verdes), distribuídos de maneira diferenciada, com maior

concentração na região central onde estava concentrada a maior parte das fontes emissoras, conforme ilustra a Figura 16.

As fontes emissoras situam-se no centro da malha de controle da região, como mostra a Figura 16, com destaque para os pontos vermelhos centrais que as representam. A indústria possui uma estação de monitoramento de material particulado, representado neste caso, pelo ponto amarelo a sudoeste da região de estudo.

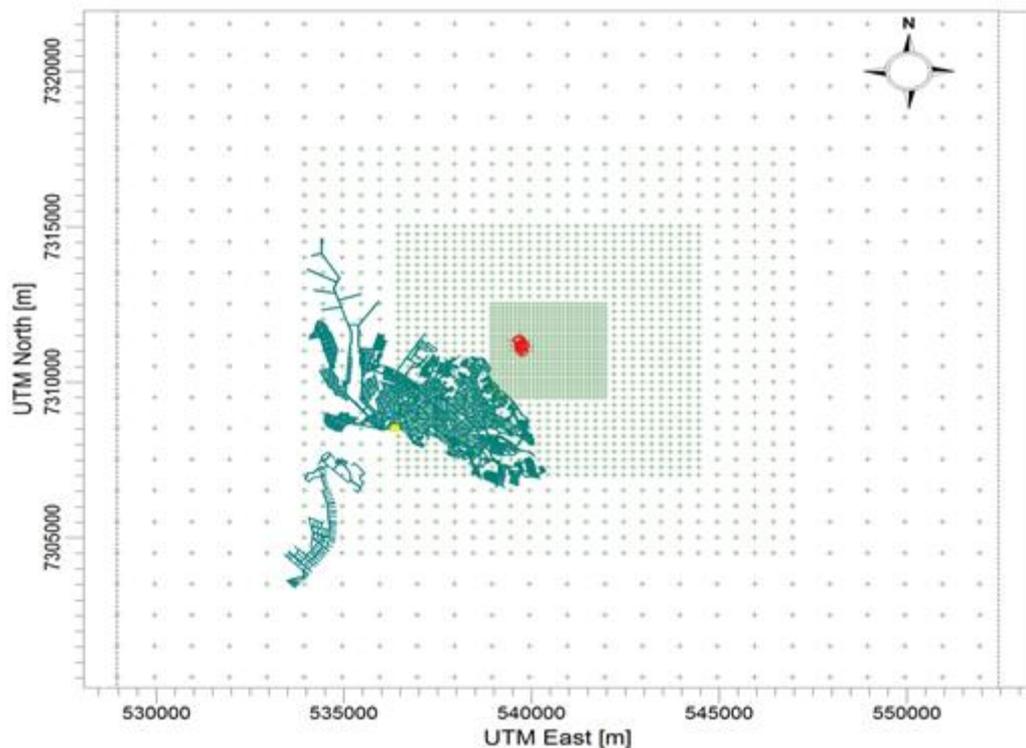


Figura 16 – Distribuição dos receptores.

4.2.5 Topografia da região

A complexidade do terreno causa grandes mudanças na direção/velocidade dos ventos e nos fluxos turbulentos, afetando a previsão da dispersão dos poluentes (CARVALHO *et al.*, 2000). A caracterização do terreno adjacente às fontes emissoras torna-se importante no estudo da dispersão dos poluentes.

O modelo digital do terreno é uma representação da elevação do terreno na região de estudo. Assim, o modelo digital do terreno da área de estudo foi criado com base nos dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) – Figura 17. Estes dados foram

processados no Aermap, e importados no Aermod usando coordenadas UTM, deixando, assim, a simulação georreferenciada.

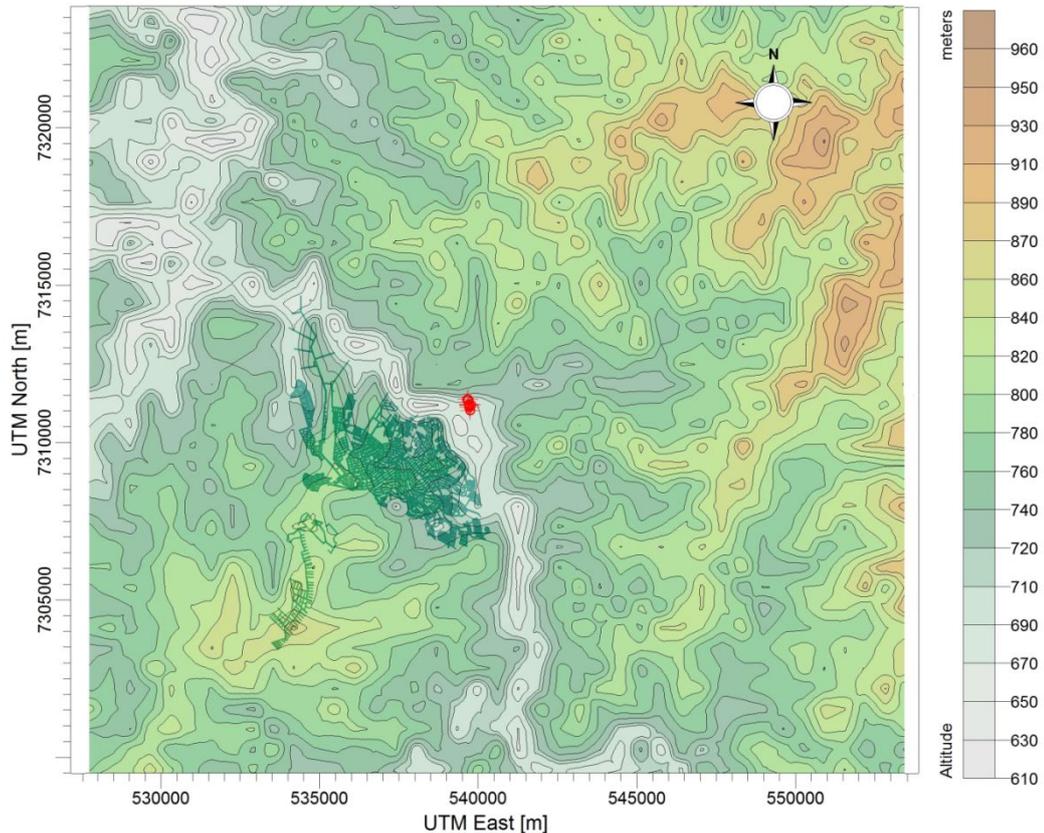


Figura 17 – Modelo digital do terreno.

Na simulação, o relevo do terreno foi considerado do tipo elevado. A topografia do terreno, na extensão estudada, é complexa e varia entre 960 e 610 metros de altitude. A cidade está situada à margem esquerda do Rio Tibagi, a uma altitude média de 760 metros. As fontes emissoras estão situadas à margem direita, a uma altitude média de 730 metros. As altitudes médias mais baixas entre 610 e 630 metros referem-se ao Rio Tibagi e regiões próximas à encosta do rio.

Os dados de elevação do terreno serviram como dados de entrada no Aermap para determinação das elevações e escalas de altura das fontes fixas emissoras e dos receptores, importados do arquivo no formato GeoTIFF – dados do *National Elevation Dataset (NED)*, quando optou-se por utilizar o modo “altura do terreno”, em que são aplicados algoritmos que consideram a topografia da região. O pré-processador Aermap faz a determinação da elevação da base e dos receptores. Consiste no pré-processamento dos dados de terreno e de localização

das fontes e receptores (altitude, latitude e longitude) para posterior uso pelo AERMOD na determinação da concentração de poluentes (USEPA, 2004d).

4.3 Dados meteorológicos

O modelo AERMOD contém algoritmos para descrever os processos turbulentos de mistura que ocorrem na camada limite atmosférica para condições de camadas estratificadas estáveis ou convectivas. Como descrito anteriormente, a formulação da dispersão de poluentes na camada limite convectiva é um avanço importante na utilização do modelo AERMOD em comparação aos outros modelos regulatórios existentes (EPA, 2004e). Este avanço, no entanto, tem o custo de se precisar de dados meteorológicos normalmente indisponíveis para a maioria dos municípios do Brasil.

Os modelos de dispersão atmosférica, independentemente de sua classe, requerem informações meteorológicas variando no tempo para representarem melhor o fenômeno da turbulência. Estas informações podem vir de observações ou de saídas de modelos meteorológicos. O acoplamento de modelos meteorológicos nos modelos de dispersão acrescenta vantagens ao modelo, por ser possível acrescentar uma quantidade maior de informações meteorológicas, antes fornecidas apenas por redes de superfície. Consequentemente, a dispersão atmosférica pode ser melhor representada (TADANO, MAZZA e TOMAZ, 2010). Os dados meteorológicos, no Brasil, não são originalmente disponibilizados em formatos adequados para a utilização em modelos de origem norte-americana e precisam ser pré-processados, com alterações que vão desde o tipo de arquivo de armazenamento à unidades físicas em que são armazenadas. Além disso, nem todos os dados necessários para a caracterização da atmosfera e da condição climática estão indisponíveis para a maioria dos municípios do Brasil. Assim, os parâmetros meteorológicos foram gerados pelo modelo meteorológico MM5 (*fifth-generation Mesoscale Model*).

Os modelos numéricos de mesoescala representam uma ferramenta meteorológica bastante precisa no prognóstico do tempo e do clima (LIMA e MENESES, 2004). O sistema MM5 fornece variáveis meteorológicas, tais como: umidade relativa, pressão, velocidade e direção do vento, temperatura e cobertura de nuvens (DUDHIA *et al.*, 2005).

O modelo de escala MM5 é responsável, neste estudo, pelas simulações numéricas do comportamento dinâmico da atmosfera. Os dados provenientes do programa MM5 foram passados a interface meteorológica do AERMOD *View*, que organizou os dados meteorológicos

para serem utilizados na determinação do perfil de velocidades do vento, do coeficiente de turbulência vertical e lateral, e do gradiente de temperaturas.

Os arquivos meteorológicos gerados pelo MM5 para a região de estudo foram obtidos junto a *Lakes Environmental*, a mesma empresa que desenvolveu o *software* adotado para a simulação. Os dados meteorológicos foram gerados para o período de 1 de janeiro de 2012 a 31 de dezembro de 2012, para períodos do dia de 00:00 às 23:00h.

4.3.1 Representatividade dos dados meteorológicos

A fim de verificar se os dados simulados pelo MM5 representam de forma satisfatória os observados para a região em estudo, foram realizadas comparações entre estes dados e os dados de temperatura, velocidade e direção do vento, para o ano de 2012. Os dados observados foram disponibilizados pelo Instituto Tecnológico Simepar.

Primeiramente, compararam-se os dados de direção e velocidade do vento obtido nas simulações com os dados observados pelo Simepar. Considerou-se como base de comparação para a geração da rosa dos ventos o período 01/01/2012 a 26/12/2012 referente a 1 hora de cada dia do ano, uma vez que os dados disponibilizados pelo Simepar são referentes a este período. A comparação foi representada pela rosa dos ventos na Figura 18.

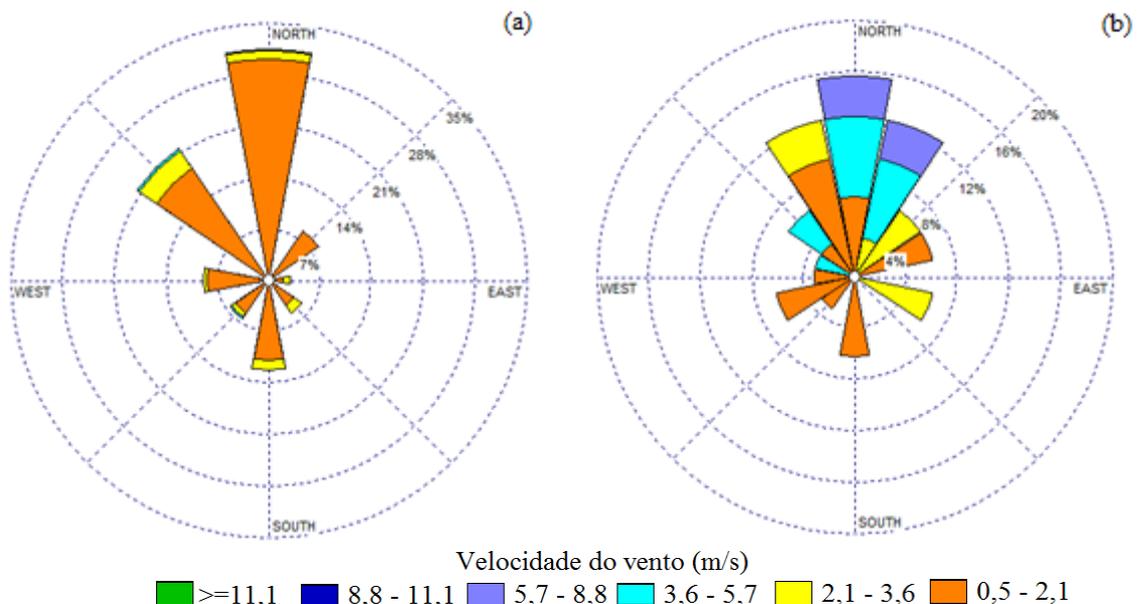


Figura 18 – Rosa dos ventos: (a) gerada a partir de dados do Simepar; (b) gerada a partir de dados do MM5.

Com base na Figura 18, nota-se que a rosa dos ventos simulada foi capaz de representar as direções predominantes de vento. Os ventos vindos da direção norte (N), seguido das direções noroeste (NO) e nordeste (NE) foram mais frequentes na rosa dos ventos simulada (Figura 18-b) do que na observada (Figura 18-a), que, ao contrário, tem ventos predominantemente vindos da direção norte e noroeste. No entanto, as maiores intensidades de ventos, em ambas as rosas dos ventos, encontravam-se na faixa 0,5 a 2,1 m/s, com 88,8% de ocorrência nesta faixa de velocidade na rosa dos ventos observada e com 43,8% de ocorrência nesta faixa de velocidade na rosa dos ventos simulada.

Em relação à temperatura, a comparação era feita a partir de dados médios mensais e a variação percentual dos dados do MM5 em relação aos dados do Simepar, apresentada na Tabela 2. As temperaturas fornecidas pelo Simepar apresentam como altura de referência 10 metros, enquanto que os dados fornecidos pelo MM5 tem como base a altura de 14 metros.

Tabela 2 – Comparação dos dados mensais de temperatura atmosférica.

Período	T (°C)* Simepar	T (°C) MM5	Variação percentual (%)
Janeiro	21,56	21,9	1,56
Fevereiro	23,15	24,15	4,32
Março	21,28	23,45	10,20
Abril	19,33	17,95	-7,13
Mai	16,12	14,6	-9,46
Junho	15,15	15,05	-0,68
Julho	14,40	15,45	7,26
Agosto	17,15	17,7	3,22
Setembro	18,93	17,45	-7,82
Outubro	21,07	22,35	6,08
Novembro	21,66	21,75	0,40
Dezembro	24,02	25	4,07
Média	19,49	19,73	1,00

A variação percentual foi uma comparação entre os valores de temperatura do Simepar e do MM5, podendo ter um resultado positivo ou negativo. A variação negativa indica que a temperatura do MM5 é maior que a temperatura do Simepar em relação ao mês de referência do período estudado (ano de 2012). Ao avaliar a Tabela 2, nota-se que para a maioria dos meses, as temperaturas médias apresentadas pelo Simepar eram inferiores às estimadas pelo MM5. A diferença mais significativa era observada no mês de maio, com uma variação percentual negativa de 9,46%, ou seja, o valor da temperatura fornecida pelo MM5 foi maior do que a que a temperatura medida pelo Simepar. Entretanto, as temperaturas simuladas

conseguiram representar a variação mensal de temperatura. Segundo Reuter *et al.* (2004), quando a advecção e o fluxo de calor sensível e/ou latente estão incluídos na simulação, o perfil de temperatura simulada se ajusta bem às observações, embora levemente mais quente.

As comparações realizadas tanto para as rosas dos ventos como para a temperatura atmosférica, mostram que os conjuntos de dados foram bem representados, podendo-se adotar os dados fornecidos pelo MM5 como representativos das condições locais da região de estudo.

4.3.2 Condições meteorológicas utilizadas na modelagem Aermod

A caracterização das condições climáticas da região sofre influência direta dos parâmetros atmosféricos e fatores geofísicos, como albedo e rugosidade do solo (USEPA, 2004e). As parametrizações são importantes, pois influenciam os modelos meteorológicos em suas previsões por meio de modificações nas variáveis dos modelos (STENSRUD, 2007).

O Aermet organiza os dados meteorológicos para serem importados e utilizados pelo Aermod no cálculo da concentração dos poluentes. Os dados de entrada do Aermet são características da superfície na forma de albedo, razão de Bowen e comprimento de rugosidade da superfície, além de observações meteorológicas como velocidade e direção do vento, cobertura de nuvens e temperatura (CIMORELLI *et al.*, 2004) provenientes do arquivo gerado pelo MM5.

Neste trabalho, a parametrização foi baseada nas características de ocupação do entorno e uso de solo. Após a escolha do tipo de uso do solo, automaticamente são fornecidos pelo programa os valores dos parâmetros albedo, razão de Bowen e comprimento de rugosidade da superfície. Dentre as opções fornecidas (marítimo, floresta, pântano, campos, deserto, área agrícola), a condição do terreno que melhor representava a região de estudo foi a do tipo urbano. Os dados da Tabela 3 ilustram a parametrização da superfície em função dos setores de vento utilizados na modelagem.

Tabela 3 – Parametrização da superfície

Setores de vento	Tipo de uso de solo	Albedo	Razão de Bowen	Rugosidade da superfície (m)
0 a 360°	Urbano	0,2075	1,625	1,00

Com base nos dados de entrada, o Aermet estima parâmetros da camada limite planetária, os quais são fornecidos à interface interna do Aermod, que por sua vez caracteriza a camada limite planetária, por meio de perfis de variáveis meteorológicas como velocidade e direção do vento, coeficiente de turbulência, temperatura e gradiente de temperatura (CIMORELLI *et al.*, 2004). A influência da parametrização na camada limite atmosférica (CLA) se dá para os efeitos associados tanto à dispersão de poluentes, quanto na previsão de temperatura, umidade e ventos.

A direção para onde a poluição é transportada depende principalmente da direção do vento, pois é por meio desta variável que se determina as principais direções para as quais os poluentes irão se dispersar. A direção e a velocidade dos ventos para a região de estudo foram representadas pela rosa dos ventos, gerada com os dados meteorológicos do MM5, como ilustra a Figura 19.

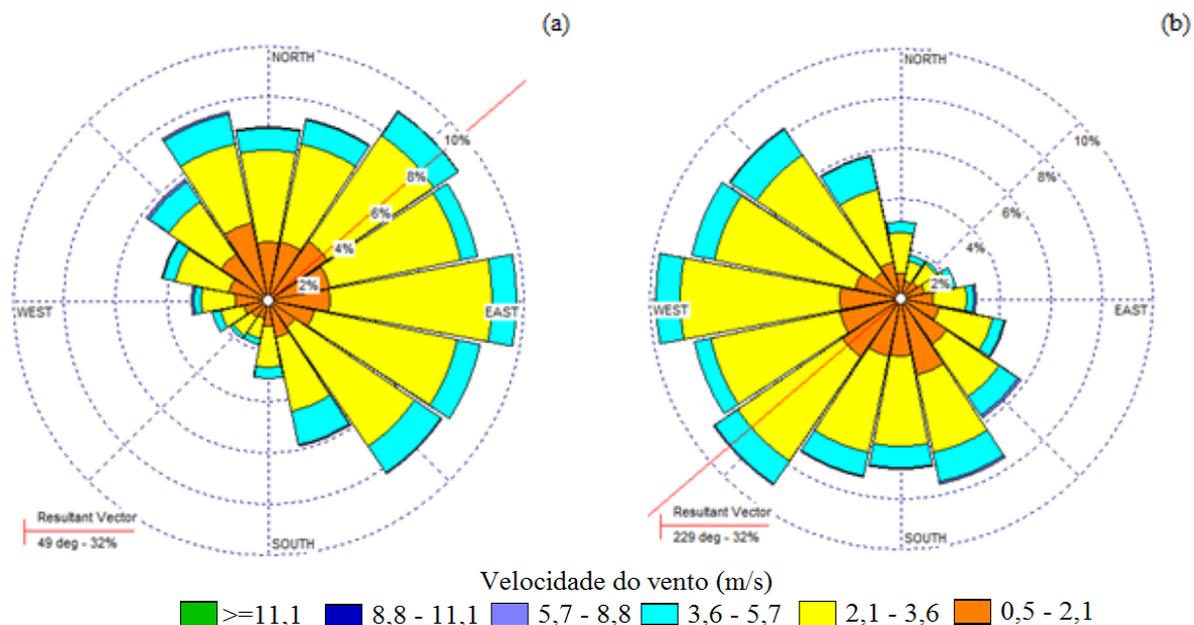


Figura 19 – Rosa dos ventos gerada para a série de dados para o período do ano de 2012: (a) direção do vento; e (b) fluxo de vento.

Nota-se a predominância dos ventos de Leste (E), com 32% das ocorrências, seguido das direções nordeste (NE) e sudoeste (SE). Levando em conta a contribuição de todas as componentes da direção do vento, o vetor resultante está a 49 graus na direção nordeste (NE). Para o vetor fluxo de vento, a predominância é para oeste (O), com fluxos de ventos soprando para as regiões sudoeste (SO) e noroeste (NO), em que o vetor resultante está a 229 graus na direção sudoeste (SO). Isso significa que as regiões a Oeste (O) das fontes devem ser as mais

impactadas. Porém, fluxos de ventos para a região sudeste (SE) também podem influenciar o transporte do poluente nesta direção.

As frequências das direções e velocidades dos ventos, determinadas com 8.200 registros horários, apresentam maior distribuição de frequência em quatro faixas de velocidade. A velocidade média do vento é de 2,20 m/s, com 6,65% de calmaria, esta última sendo uma situação com vento de intensidade menor ou igual a 0,5 m/s, em que há tendência de aumento das concentrações ambientais, pois a dispersão de poluentes é prejudicada (estabilidade). No entanto, há predominância de ventos vindo da direção Leste (L), com 32% das ocorrências, com velocidades de 2,1 a 3,6 m/s, com aproximadamente 52% das ocorrências, o que demonstra um cenário favorável à dispersão dos poluentes. A Figura 20 ilustra a distribuição de frequência das velocidades para o período do ano de 2012.

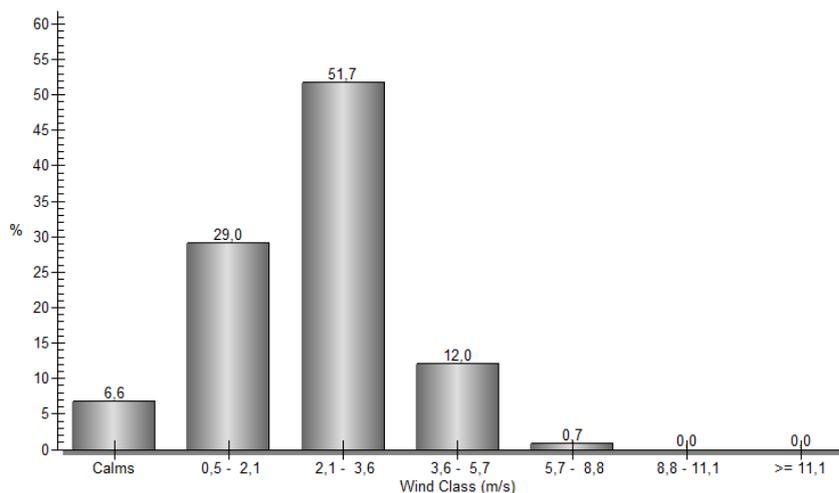


Figura 20 – Distribuição de frequências das velocidades do vento.

Atualmente, a grande maioria dos estudos aplicados para resolver a equação de advecção-difusão está voltada à condição de vento forte e moderado. Uma situação crítica para a dispersão de poluentes é a condição de vento fraco (< 2 m/s). Nestas condições, os poluentes não são capazes de se dissipar para longe da fonte e, assim, as áreas próximas são as mais afetadas. Além disso, a estrutura da camada limite atmosférica não é adequadamente determinada nas condições de ventos fracos devido aos limitados dados observacionais existentes. A complexidade da camada limite cresce com a diminuição dos ventos e aumenta o grau de instabilidade atmosférica (SILVEIRA *et al.*, 2012).

A parametrização dos processos de transporte turbulento de quantidade de movimento, calor e massa na camada de ar é essencial para descrever as condições de estabilidade

atmosférica. Neste trabalho, a classificação das condições de estabilidade atmosféricas pelo programa Aermod foi efetuada com base na caracterização da camada limite a partir da computação do comprimento de Monin-Obukhov (CIMORELLI *et al.*, 2005).

As condições de estabilidade atmosférica não influenciaram na variação mensal da dispersão atmosférica, conforme Tabela 4. A condição de estabilidade atmosférica apresentou-se na condição estável, de acordo com a hipótese de Monin-Obukhov, para a relação entre a estabilidade atmosférica e o comprimento de Monin-Obukhov (ver Quadro 10).

Na condição estável, os movimentos verticais estão inibidos e a dispersão dos poluentes é prejudicada, pois, neste caso, as plumas se apresentam confinadas com pouca abertura lateral ou vertical (SEINFELD e PANDIS, 1998).

Tabela 4 – Comportamento médio mensal da meteorologia – Modelo MM5

Período	Direção do vento (°)	Velocidade do vento (m/s)	Temperatura (°C)	Altura da camada limite		Comprimento de Monin-Obukhov (m)
				Convectiva – z_{ic} (m)	Mecânica – z_m (m)	
Janeiro	360	6,7	21,90	2.864	2.510	8.888
Fevereiro	359	6,7	24,15	2.954	2.278	8.888
Março	360	5,7	23,45	2.600	2.069	284
Abril	359	5,1	17,95	2.129	1.715	3.689
Maió	358	5,1	14,60	2.034	1.744	2.988
Junho	360	6,2	15,05	1.625	2.235	511
Julho	360	7,7	15,45	2.285	3.008	409
Agosto	358	5,1	17,70	2.560	1.744	8.888
Setembro	360	8,2	17,45	2.842	3.306	8.888
Outubro	360	7,2	22,35	3.096	2.800	8.888
Novembro	354	5,7	21,75	3.022	2.016	367
Dezembro	360	6,7	25,00	2.795	2.418	3.455

4.4 Qualidade do ar

Para atender aos objetivos do trabalho realizaram-se algumas comparações a fim de verificar o impacto da indústria papeleira sobre a qualidade do ar na região de estudo. As análises consistem na estimacão da concentração e determinacão de áreas impactadas, análise de desempenho do modelo e efeitos à saúde.

4.4.1 Estimacão da concentração

Para análise e interpretaçao dos impactos na qualidade do ar, são considerados cenários críticos na estimacão da máxima concentração dos poluentes com médias horária, diária e anual, calculadas pelo modelo de dispersão atmosférica Aermod. Para cada poluente,

uma simulação era executada a fim de se obter os valores e os mapas de concentração do poluente.

A estimação da concentração foi com base nos dados fornecidos pelo Aermet e Aermap, das fontes e receptores. Executou-se o Aermod que realizou o cálculo das concentrações considerando condições atmosféricas estáveis ao longo de cada hora simulada e a dispersão instantânea entre a fonte e o receptor, pois não considera as concentrações calculadas na hora anterior. As concentrações para horas de calmaria não são computadas, pois essas são as de menor dispersão do poluente. O cálculo das concentrações do poluente na altura estabelecida no pré-processador Aermap, era efetuada com base na estabilidade atmosférica.

De posse dos resultados, realizou-se a comparação das concentrações simuladas com os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela resolução Conama nº003/1990. Para o caso do poluente TRS a comparação se deu em relação à normativa da Agencia de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 1979). A comparação restringiu-se a verificar se os dados simulados das máximas concentrações estavam de acordo com os padrões estabelecidos.

4.4.1.1 Concentração de fundo e efeito da presença de outras estruturas sobre a dispersão de poluentes

Para a avaliação dos impactos sobre a qualidade do ar, as concentrações estimadas devem ser somadas às concentrações de fundo que já existem no local, também conhecido como *background*, pois os padrões de qualidade do ar devem ser respeitados coletivamente, por todas as fontes, sejam elas fixas ou móveis. No entanto, como a maioria das cidades brasileiras, a região de estudo não possui uma rede de monitoramento da qualidade do ar. Desta forma, a estimação da concentração dos poluentes foi somente em função da emissão industrial das fontes consideradas, sem levar em conta as concentrações de fundo, fontes externas e móveis. No entanto, esta condição possibilitou uma avaliação específica sobre o impacto das emissões da indústria papelreira sobre a região de estudo.

Estruturas próximas às fontes emissoras podem interferir na dispersão dos poluentes mudando seu curso normal, criando um efeito chamado de *building downwash* (THÉ, 2004). Uma vez que a razão entre a altura da chaminé e a altura da unidade for maior que 2, este efeito pode ser desconsiderado, pois isso significa que as chaminés são maiores que outras estruturas da unidade, não interferindo no processo de dispersão dos poluentes emitidos pelas

chaminés. A presença de edificações pode influenciar no processo de dispersão, porém não foram consideradas na modelagem.

4.1.1.2 Concentração de óxidos de nitrogênio (NO_x) e enxofre (SO_x)

Em termos de qualidade do ar, os limites de concentração são estabelecidos somente para o NO_2 , uma vez que este tende a ser o óxido prevalente da família dos NO_x . Como forma de prover uma análise das concentrações deste poluente na área de estudo, as concentrações de NO_2 foram estimadas com a aplicação da sub-rotina OLM (*Ozone Limiting Method*) do modelo Aermid (USEPA, 2004b) para o cálculo das concentrações com médias horária, diária e anual do poluente NO_2 .

O método OLM envolve primeiramente uma comparação da estimativa da concentração máxima de NO_x e da concentração de ozônio (O_3) no ambiente para determinar qual é o fator limitante para a formação de NO_2 . Esta comparação com o poluente ozônio (O_3) é necessária, pois o O_3 , que é um poluente secundário, tem como principal fonte precursora na troposfera a interação entre os gases óxidos de nitrogênio (NO_x), compostos orgânicos voláteis (COVs) e monóxidos de carbono (CO) na presença de radiação ultravioleta (ORLANDO, 2008). Se a concentração de O_3 for maior que a concentração de NO_x , a conversão total é assumida. Porém, se a concentração de NO_x for maior que a concentração de O_3 , a formação de NO_2 é limitada pela concentração de O_3 no ambiente e, a concentração de NO_2 é definida como igual à concentração de O_3 , adicionada de um fator de correção que contabiliza os efeitos de conversão térmica na fonte e nas suas proximidades.

Como avaliado anteriormente, a região não possui uma rede de monitoramento da qualidade do ar e, neste caso, a concentração de ozônio foi estimada com base na literatura, considerando uma concentração média de 30 ppb (STYLIANOU e NICOLICH, 2009).

No caso da concentração de óxidos de enxofre (SO_x), considerou-se os resultados estimados como resultados do poluente dióxido de enxofre (SO_2), devido à indisponibilidade de dados de emissão para este poluente, uma vez que, os limites de concentração são estabelecidos somente para o poluente SO_2 , possibilitando posterior comparação com os padrões de qualidade do ar da Resolução Conama n°003/1990. Além disso, o programa não estima a concentração de SO_x , mas devido a indisponibilidade de dados de medida do poluente SO_2 , os dados de SO_x foram considerados como os de SO_2 , e a concentração estimada de SO_x como a de SO_2 .

4.4.2 Avaliação do modelo de dispersão atmosférica Aermod

A indústria papelreira possui uma estação de monitoramento da qualidade do ar dentro da cidade localizada na região de estudo. A estação de monitoramento é composta por dois amostradores de grande volume (AVG – Hi-vol) para obter dados reais da qualidade do ar para partículas totais em suspensão (PTS) e partículas inaláveis de até 10 micrômetros (MP_{10}). São realizadas medidas mensais de qualidade do ar. A Figura 21 apresenta a localização da estação dentro do município.

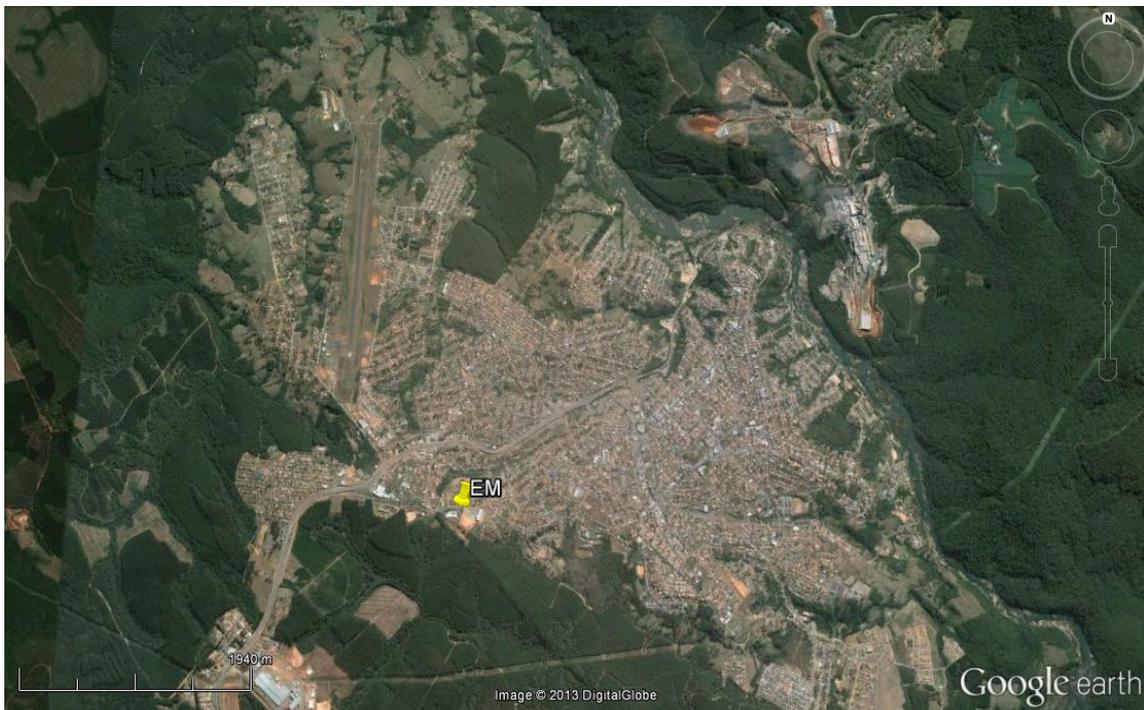


Figura 21 – Localização da estação de monitoramento.

Os dados coletados proporcionam o controle e fiscalização por parte da indústria. Esses dados são importantes uma vez que o desempenho do modelo deve ser avaliado. Devido à indisponibilidade de dados observacionais referentes a todos os poluentes estudados no trabalho, apenas os valores simulados de material particulado puderam ser comparados aos observados na estação de monitoramento.

Para esta análise eram tomados como base, dados de médias mensais de concentração dos poluentes PTS e MP_{10} do período de janeiro a agosto de 2013, pois valores referentes ao ano de 2012 não estavam disponíveis devido a problemas técnicos no equipamento. As concentrações medidas na estação de monitoramento são apresentadas no Quadro 15.

Quadro 15 – Parâmetros monitorados na estação pertencente à empresa.

Ano	Mês	Condições Meteorológicas	PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*	MP ₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*
2013	Janeiro	Chuva	14,42	20,76
	Fevereiro	Chuva	27,91	19,53
	Março	Sol	21,63	25,29
	Abril	Chuva	52,18	32,76
	Maio	-	-	-
	Junho	Sol	19,27	20,19
	Julho	Nublado	25,01	37,30
	Agosto	Sol	55,25	37,30

*Tempo de amostragem de 24 horas; PTS - Partículas Totais em Suspensão; MP₁₀ Partículas Inaláveis. Valores referentes ao mês de maio não estavam disponíveis.

Fonte: Valores disponibilizados pela indústria.

O desempenho do modelo foi avaliado a partir de uma comparação entre as médias mensais das concentrações máximas estimadas e as observadas na estação de monitoramento, localizada dentro da cidade, utilizando duas metodologias básicas. A primeira metodologia envolve uma comparação qualitativa entre as concentrações máximas estimadas e as observadas pela estação de monitoramento dentro do município. O segundo método envolve uma análise quantitativa dos resultados. As concentrações médias mensais observadas eram comparadas com os valores simulados pelo modelo Aermód, sobre a região de estudo e na posição da estação de monitoramento. O objetivo desta comparação, embora utilizando dados do ano de 2013, foi o de avaliar a ordem de grandeza das concentrações simuladas pelo modelo Aermód.

4.4.3 Qualidade do ar efeitos à saúde

As concentrações de poluentes no ar são influenciadas por diversos parâmetros tais como, sazonalidade, velocidade e direção do vento, radiação, entre outros. O objetivo do monitoramento da qualidade do ar é identificar os pontos mais atingidos pelos poluentes atmosféricos visando à proteção da saúde da população.

A fim de verificar se o nível de concentração do poluente, a partir dos valores simulados, causa algum efeito à saúde da população exposta a poluição emitida pela indústria, compararam-se os valores simulados aos valores limites específicos (*Threshold Limit Value - TLV*) que apresentam algum efeito à saúde, encontrados na literatura (CETESB, 2012a; DOMÍNGUEZ-RODRIGUEZ *et al.*, 2011; WIMBERRY, 1985).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

São apresentados neste capítulo os resultados estimados pelo modelo de dispersão atmosférica Aermod, para a máxima concentração dos poluentes: material particulado (MP), compostos reduzidos de enxofre (TRS), óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x) e monóxido de carbono (CO), com médias horária, diária e anual. A análise dos resultados está dividida em três seções, as quais contém: os resultados das simulações para a avaliação do impacto ambiental e de desempenho do modelo em prever as concentrações sobre a região de estudo; e a análise dos dados referentes aos efeitos à saúde.

5.1 Simulação com a modelagem Aermod

As concentrações estimadas foram comparadas com os padrões de qualidade do ar da Resolução Conama nº003/1990 (BRASIL, 1990) e, particularmente para o caso do poluente TRS, os valores estimados foram comparados aos valores estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 1979). Além da verificação do atendimento ao padrão, mapas de concentração foram gerados com o objetivo de verificar o comportamento da dispersão dos poluentes e as áreas impactadas.

5.1.1 Material particulado (MP)

A simulação da dispersão considerando as fontes emissoras operando simultaneamente proporcionou a estimativa da concentração para o poluente em cada receptor, apresentando valores de concentração máxima com médias horária, diária e anual. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Concentrações máximas simuladas para a emissão do material particulado.

Média	Concentração máxima ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão de qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*			
		PTS		MP ₁₀	
		Primário	Secundário	Primário	Secundário
1 hora	55,69	–	–	–	–
24 horas	12,74	240	150	150	150
1 ano	2,06	80	60	50	50

*Brasil (1990)

A simulação para a estimativa da concentração de MP foi executada para os poluentes PTS e MP₁₀. Os resultados obtidos para os poluentes PTS e MP₁₀ são os mesmos, e, por este

motivo, o resultado de um é considerado o mesmo para o outro. Para fins de comparação, verificou-se que os valores simulados pelo modelo são inferiores aos valores de concentração estabelecidos pela Resolução Conama n° 003/1990.

A máxima concentração diária de PTS, comparada ao padrão primário de $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$, representa uma fração de 4,8% do padrão. Mesmo considerando o padrão mais rigoroso de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a máxima concentração corresponde a 8,5% do padrão. A concentração diária de MP_{10} , se comparada ao padrão primário e secundário, mais rigoroso, de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, representa uma fração de 8,5% do padrão. Para a concentração máxima anual de PTS e MP_{10} pode-se afirmar que o impacto a longo prazo é muito baixo, já que a concentração ficou em aproximadamente $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Para visualização da distribuição de concentrações em torno da indústria e avaliação das áreas atingidas pela pluma de material particulado, o mapa de concentração com média diária e anual foi gerado por meio da execução do programa, como mostram as Figuras 22 e 23. O ponto branco representa a localização da estação de monitoramento e, em destaque, o centro da cidade.

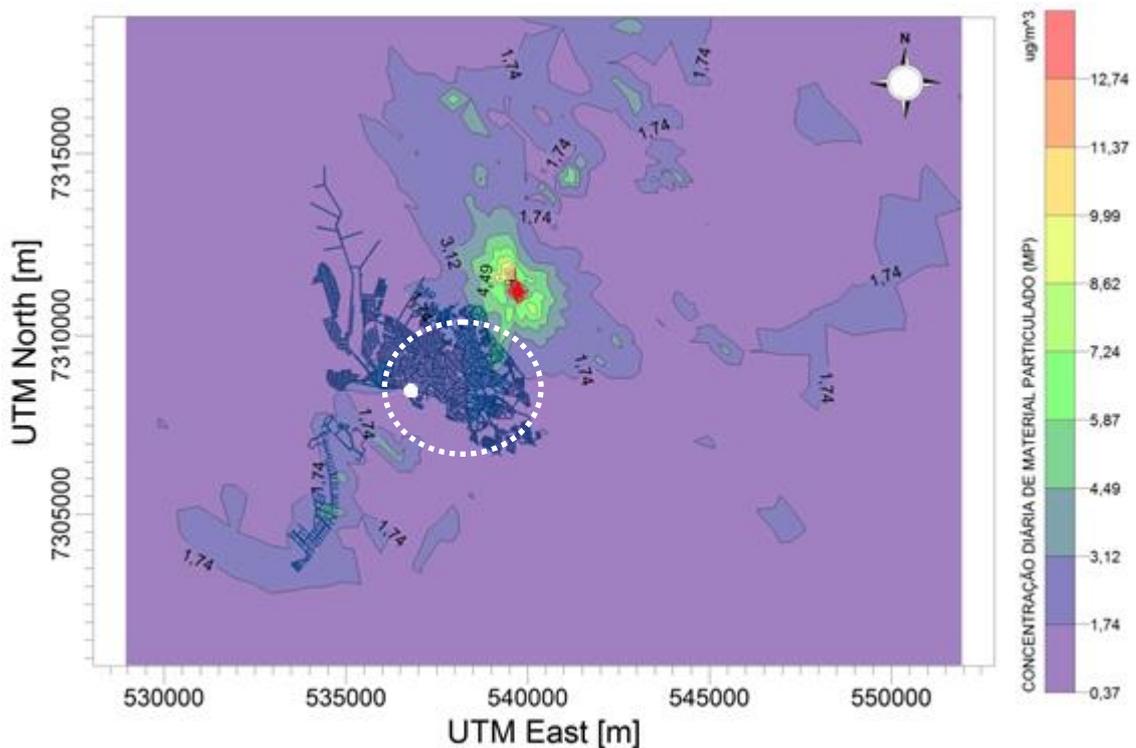


Figura 22 – Mapa de concentração com média máxima diária de material particulado (MP).

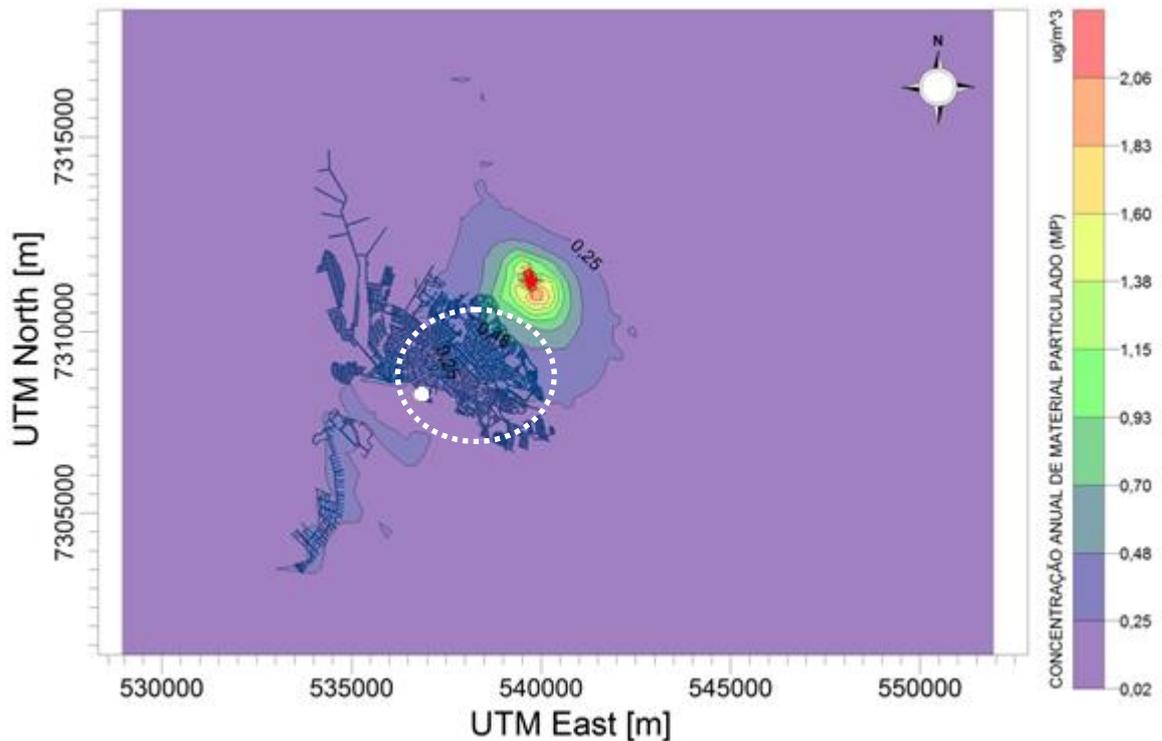


Figura 23 – Mapa de concentração com média máxima anual de material particulado (MP).

O centro da cidade foi atingido pela pluma de material particulado. No entanto, destacam-se duas regiões mais impactadas, ou seja, com os maiores níveis de concentração. Uma corresponde à região noroeste como predominante para o fluxo de ventos e, conseqüentemente, do transporte de poluentes. A outra região localiza-se a sudeste e ocorreu devido a fluxos de ventos para esta região. O ponto branco, dentro da cidade e indicado no mapa, representa a estação de monitoramento do material particulado.

Há duas situações fundamentais que resultam em áreas com maiores concentrações de curto prazo: proximidade da fonte emissora dos poluentes e cotas topográficas elevadas em relação à fonte de emissão. Para o núcleo urbano, a concentração máxima diária ficou entre 0,37 a 4,49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mostrando-se pouco impactado. As maiores concentrações diárias estão entorno as fontes emissoras, localizadas a noroeste e sudeste com concentração máxima diária de 11,37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esse resultado se dá em função da ação do vento, que sopra predominantemente de nordeste, conforme visto anteriormente no estudo da direção do vento por meio de análise da rosa dos ventos. Além disso, a noroeste da indústria, existem regiões com cotas da ordem de 780 m, apresentando concentração máxima diária de 7,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em situações isoladas, um pouco mais elevadas em relação à base das fontes, que estão a uma média de 730 m. A região a sudoeste da cidade também foi impactada pela pluma do poluente, com concentração máxima diária entre 1,74 e 4,49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, devido a predominância

de fluxos de vento nesta direção e a cotas topográficas elevadas, em média a região sudoeste apresenta uma altitude de 840 m.

A concentração anual sobre a cidade foi menor que $0,93 \text{ } (\mu\text{g}/\text{m}^3)$, valor insignificante, na média anual. As maiores concentrações estão a sudeste das fontes com valores máximos de $1,83 \text{ } (\mu\text{g}/\text{m}^3)$.

5.1.2 Compostos reduzidos de enxofre (TRS)

Da mesma forma que para o material particulado, para o TRS há um padrão de qualidade do ar, internacional, com média horária e diária. A média horária dá uma indicação do nível de exposição devido a um contato não intencional ou acidental, enquanto que a média diária mostra o nível de exposição de uma pessoa morando próxima a uma fábrica de produção de celulose Kraft (USEPA, 1979). A Tabela 6 apresenta os resultados das médias máximas de concentração estimadas para o poluente TRS.

Tabela 6 – Concentrações máximas simuladas para a emissão dos compostos reduzidos de enxofre.

Média	Concentração máxima ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão de qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*
		Primário e secundário
1 hora	2,59	30
24 horas	0,27	7
1 ano	0,06	–

*USEPA (1979).

A máxima concentração estimada do TRS no ambiente depende do sistema de controle de emissão utilizado. Para o caso dos valores simulados da concentração de TRS, estes foram comparados a valores gerais que se referem a unidades que empregam boas práticas e melhor tecnologia disponível para o controle de suas emissões segundo dados da USEPA (1979). As médias horárias e diárias representam exposições de curta duração, e não ultrapassam os valores estimados pela EPA, que são de $30 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $7 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$, para a concentração horária e diária, respectivamente. Comparando com os valores estimados, as concentrações equivalem a 8,63% e 3,86% do padrão americano, para as concentrações horária e diária, respectivamente. Não houve violação aos padrões americanos.

Como forma de avaliar as áreas atingidas pelos poluentes, o mapa de concentração com médias horária e diária foi gerado por meio da execução do programa, como ilustram as Figuras 24 e 25.

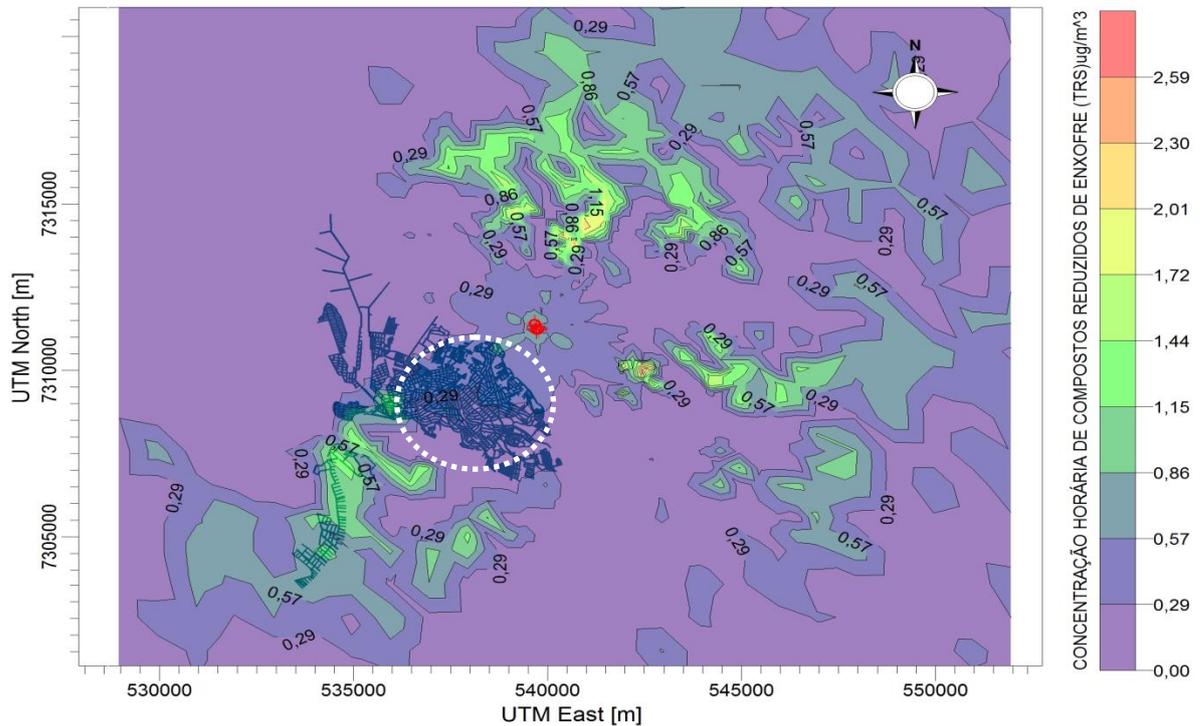


Figura 24 – Mapa de concentração com média máxima horária (1 h) de compostos reduzidos de enxofre (TRS).

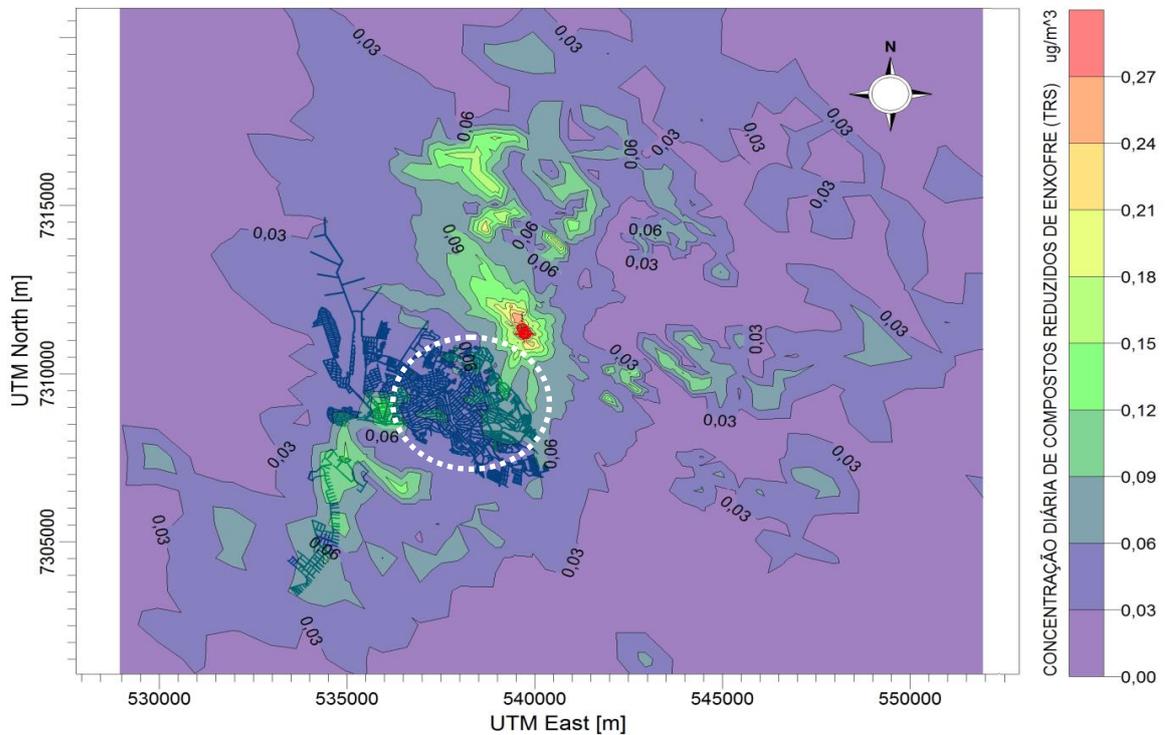


Figura 25 – Mapa de concentração com média máxima diária (24 h) de compostos reduzidos de enxofre (TRS).

O comportamento dos mapas de concentração é semelhante, diferenciando-se especialmente no nível de concentração. As áreas impactadas tiveram dispersão isolada, com

regiões concentradas. O centro da cidade foi o menos impactado pela pluma de TRS em relação às proximidades da fonte.

A concentração máxima com média horária que atingiu o centro da cidade ficou em $0,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, valor insignificante se comparado à máxima média horária de $2,59 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O mapa mostra que a dispersão do poluente se dividiu em três regiões concentradas: a nordeste e sudeste com concentração máxima horária de $2,30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, regiões com cotas elevadas da ordem de 800 m a 840 m; e, com $1,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a sudoeste da cidade, localizada em cotas topográficas elevadas em média a 840 m de altitude.

A concentração máxima diária atingiu valores entre $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no centro da cidade e na região sudoeste do município. Já a região a noroeste das fontes emissoras, apresentou maiores concentrações, com valores de $0,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ próximos às fontes e concentrações entre $0,15$ e $0,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na mesma direção, porém mais distantes a fontes em cotas elevadas a uma altitude média de 800 m. Novamente, verifica-se a influência da direção do vento e topografia na dispersão dos poluentes, além da influência da proximidade as fontes emissoras.

5.1.3 Óxidos de enxofre (SO_x)

Nesta seção é apresentada a quantificação da influência na qualidade do ar das emissões de óxidos de enxofre, projetada para o poluente dióxido de enxofre (SO_2), para comparação com os padrões de qualidade do ar da Resolução Conama n°003/1990, uma vez que os limites de concentração são estabelecidos somente para o SO_2 . A Tabela 7 apresenta os resultados da estimativa para a máxima concentração com médias horária, diária e anual.

Tabela 7 – Concentrações máximas simuladas para a emissão dos óxidos de enxofre considerando os valores padrões de dióxido de enxofre.

Média	Concentração máxima ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão de qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*	
		Primário	Secundário
1 hora	3,45	–	–
24 horas	0,47	365	100
1 ano	0,09	80	40

*Brasil (1990)

Ao analisar os valores simulados, comparados aos padrões primário e secundário da Resolução Conama n°003/1990, pode-se afirmar que o impacto do empreendimento na

qualidade do ar, a longo prazo, é muito baixo, pois a máxima concentração anual é de $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O valor para a máxima concentração diária ainda é baixo, pois se comparado com o padrão primário de $365 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e o padrão secundário de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, representam uma fração de 0,13% e 0,47%, respectivamente. A concentração máxima anual representa um valor pouco significativo se comparados aos padrões, sendo que a maior concentração é menor do que 1%.

As Figuras 26 e 27 ilustram a distribuição das concentrações do poluente sobre a região receptora.

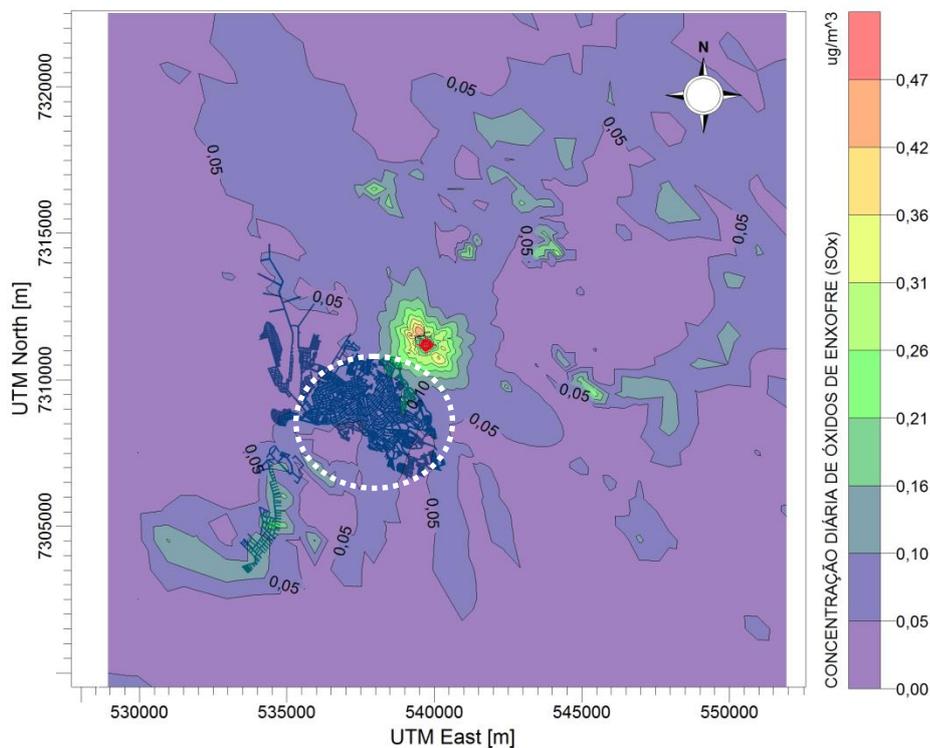


Figura 26 – Mapa de concentração com média máxima diária (24 h) de óxidos de enxofre (SO_x) como dióxido de enxofre (SO₂).

As áreas mais impactadas, com médias diárias, estão localizadas principalmente a noroeste das fontes, chegando a valores de até $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O centro da cidade não foi o mais impactado, a máxima concentração está em $0,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O transporte do poluente se deu de forma difusa, com concentrações máximas de $0,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $0,21 \mu\text{g}/\text{m}^3$, encontradas em todas as direções entorno à região de estudo, porém em núcleos isolados com cotas elevadas, com valores acima de 840 m.

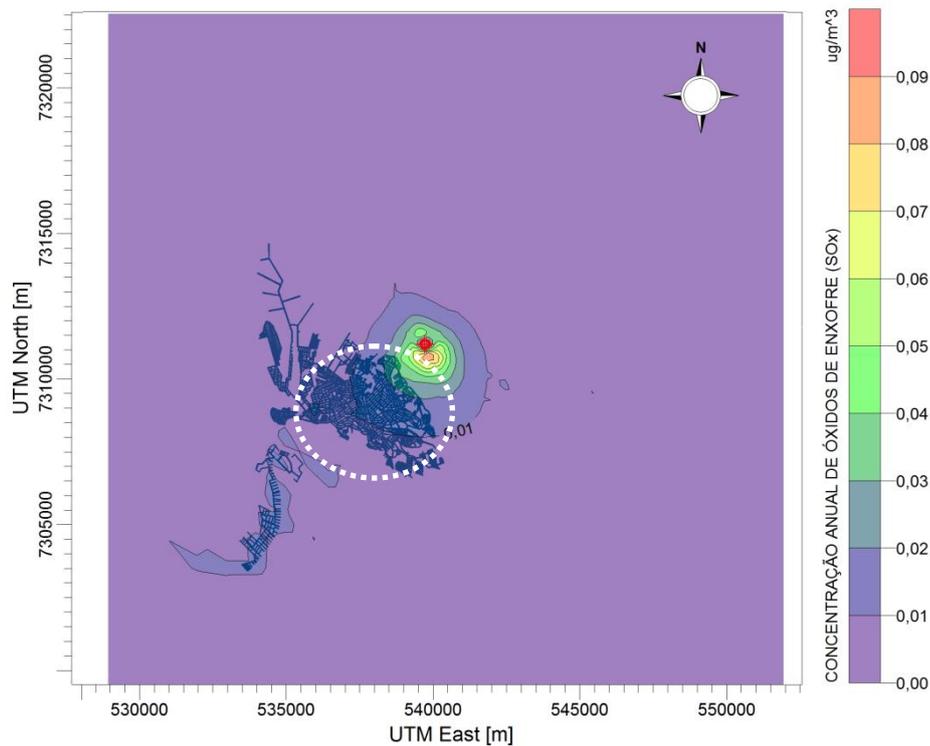


Figura 27 – Mapa de concentração com média máxima anual de óxidos de enxofre (SO_x) como dióxido de enxofre (SO_2).

Anualmente, as áreas mais impactadas representam uma situação isolada, entorno às fontes emissoras, com concentrações máximas de $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na região sudeste as fontes. O centro da cidade foi atingido, porém a máxima concentração anual atingiu $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ressalta-se a identificação dos picos de concentração em locais coincidentes com as fontes emissoras, devido a maior proximidade e ocorrências das emissões.

5.1.4 Óxidos de nitrogênio (NO_x)

Para verificação do atendimento ao padrão, ou seja, a comparação com os padrões de qualidade do ar, as concentrações de óxidos de nitrogênio (NO_x) foram estimadas com a aplicação da subrotina OLM (*Ozone Limiting Method*) do modelo Aermid (USEPA, 2004b), que projeta a estimativa das concentrações atmosféricas para o poluente dióxido de nitrogênio (NO_2), por meio da conversão de NO_x para NO_2 , possibilitando a comparação com os padrões de qualidade do ar da Resolução Conama n°003/1990.

A Tabela 8 contém os resultados das médias máximas de concentração verificadas na área de estudo, considerando a estimativa da concentração projetada para o poluente dióxido de nitrogênio (NO_2).

Tabela 8 – Concentrações máximas simuladas para a emissão dos óxidos de nitrogênio convertida para concentração de dióxido de nitrogênio.

Média	Concentração máxima ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão de qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*	
		Primário	Secundário
1 hora	189,36	320	190
24 horas	34,88	–	–
1 ano	5,83		100

*Brasil (1990)

Nesta simulação, o valor de $189,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ representa 59,18% do padrão primário e 99,66% o valor do padrão secundário. Com relação à concentração anual, pode-se afirmar que o impacto a longo prazo é muito baixo, já que os padrões anuais, primário e secundário, valem ambos $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e a concentração ficou em aproximadamente $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Verificou-se que não houve violação aos padrões estabelecidos pela Resolução Conama n°003/1990.

A dispersão do poluente com concentração média máxima horária e anual podem ser analisadas nas Figuras 28 e 29.

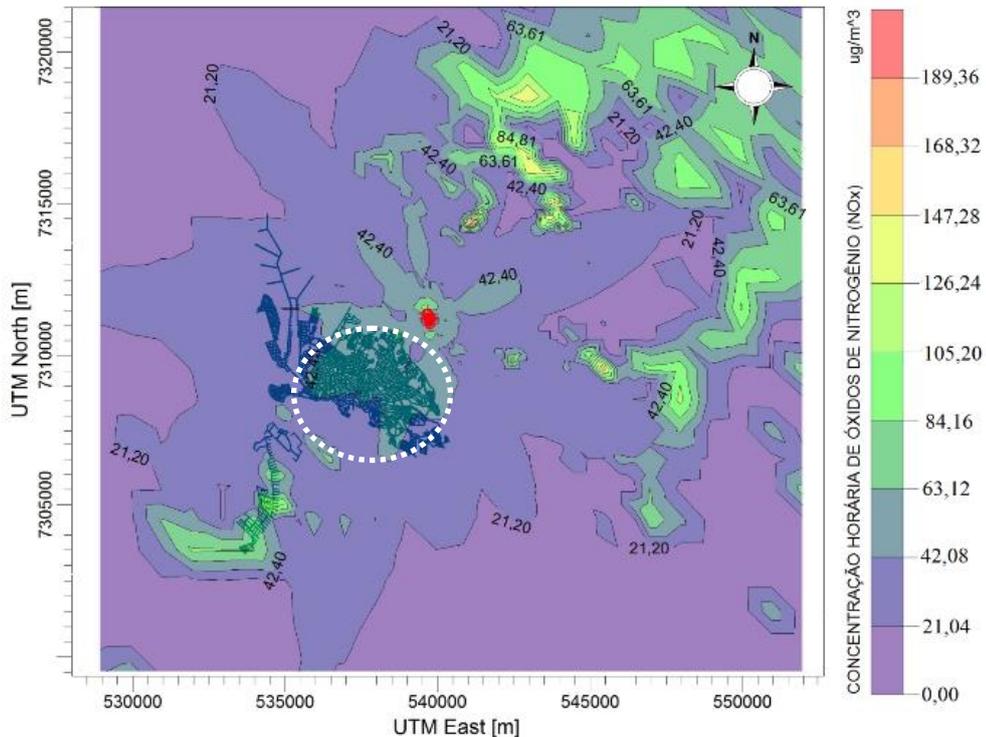


Figura 28 – Mapa de concentração com média máxima horária de óxidos de nitrogênio (NO_x) convertido para dióxido de nitrogênio (NO_2).

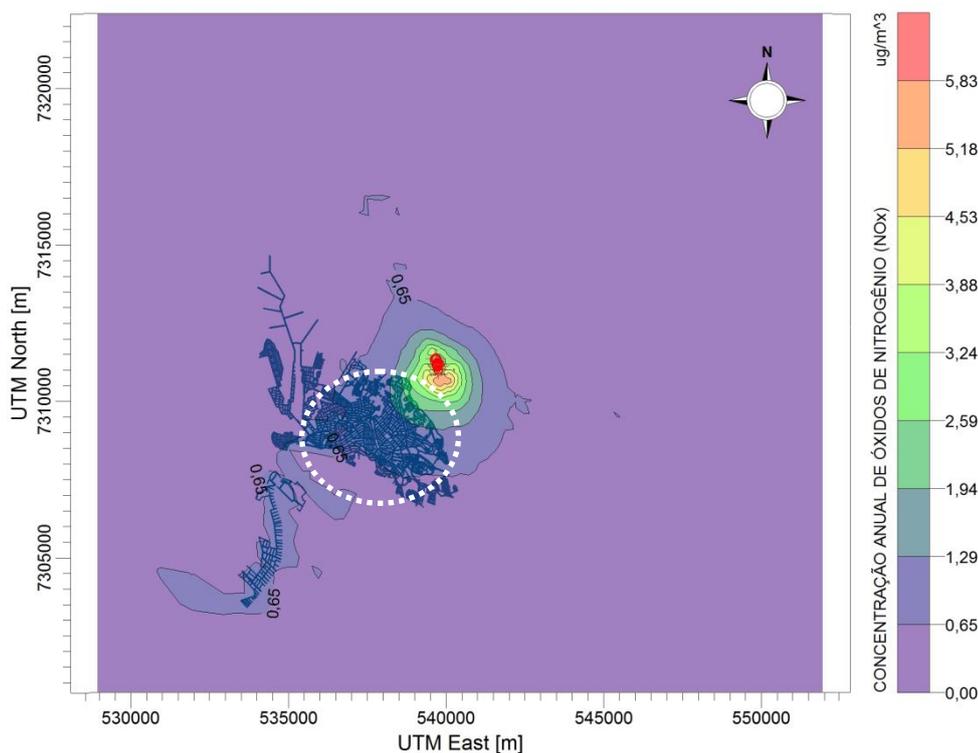


Figura 29 – Mapa de concentração com média máxima anual de óxidos de nitrogênio (NO_x) convertido para dióxido de nitrogênio (NO₂).

A dispersão do poluente sobre a região de estudo ocorre predominantemente para a região nordeste e sudeste, com dispersão isolada para a região sudoeste. Concentrações médias horárias acima de $63,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e situações isoladas de máxima concentração horária de $168,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ são identificadas no mapa de concentração, na região nordeste, devido a cotas topográficas elevadas em relação à fonte de emissão com valores médios da ordem de 930 m. O centro da cidade foi atingido, porém, não o mais impactado, a concentração máxima horária foi de $63,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A região sudoeste da cidade também foi impactada pela pluma do poluente, com concentração máxima horária de $105,20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, por influência da predominância dos fluxos de ventos para esta região e devido a cotas topográficas elevadas da ordem de 840 m nesta região.

O cenário de simulação para a estimação da concentração máxima anual apresenta uma situação isolada, com áreas mais impactadas em torno às fontes emissoras, com concentrações de até $5,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na região sudeste as fontes. Concentrações máximas de $0,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ atingiram o centro da cidade e a extensão a sudoeste da cidade.

A topografia da região e a direção do vento tiveram influência no transporte e dispersão do poluente.

5.1.5 Monóxido de carbono (CO)

A avaliação da estimativa da concentração para o poluente em cada receptor, apresentando valores de concentração máxima com médias horárias, diárias e anual são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Concentrações máximas simuladas para a emissão do monóxido de carbono.

Média	Concentração máxima ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão de qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)*
		Primário e secundário
1 hora	30,44	–
8 horas	13,26	10.000
24 horas	5,63	40.000
1 ano	0,96	–

*Brasil (1990)

Dentre os cinco poluentes estudados, o CO é o que apresenta o valor do padrão de qualidade do ar mais elevado. Para fins de comparação, com relação à concentração máxima horária e diária, pode-se afirmar que o impacto a curto prazo é muito baixo, verificando que os padrões estão longe de serem violados.

Na avaliação da dispersão do poluente, as Figura 30 e 31 apresentam a distribuição de concentrações e os resultados estimados para a malha de receptores.

Conforme se observa na Figura 30, em termos médios de 8 horas, os valores de concentração gerados pelas emissões das fontes são pequenos, a máxima é de $13,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O lado nordeste e sudoeste são os mais impactados, em função das direções predominantes do vento e por estarem em cotas topográficas elevadas, da ordem de 930 m e 840 m de altitude, respectivamente. As concentrações máximas de 8 horas que atingiram o centro da cidade foram de 1,47 a $4,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As áreas mais impactadas estão a noroeste ($11,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e a sudeste ($10,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$) das fontes. A região nordeste foi impactada com máxima de $7,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em situação isoladas devido a cotas topográficas elevadas nesta região. A região a sudoeste da cidade também foi impactada com máxima de 8 horas variando entre 1,47 e $5,89 \mu\text{g}/\text{m}^3$, devido à predominância de fluxos de vento e cotas topográficas elevadas.

As máximas concentrações diárias que atingiram o centro da cidade são menores que $1,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com máxima de $1,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As regiões a noroeste e sudeste das fontes foram as mais impactadas com máxima diária de $5,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Núcleos com concentração isoladas

podem ser vistos nas regiões nordeste e sudeste com máxima de $5,89 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A sudoeste da cidade, a máxima concentração diária varia entre $0,63$ e $1,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As áreas com maiores concentrações resultaram principalmente devido à proximidade as fontes emissoras do poluente.

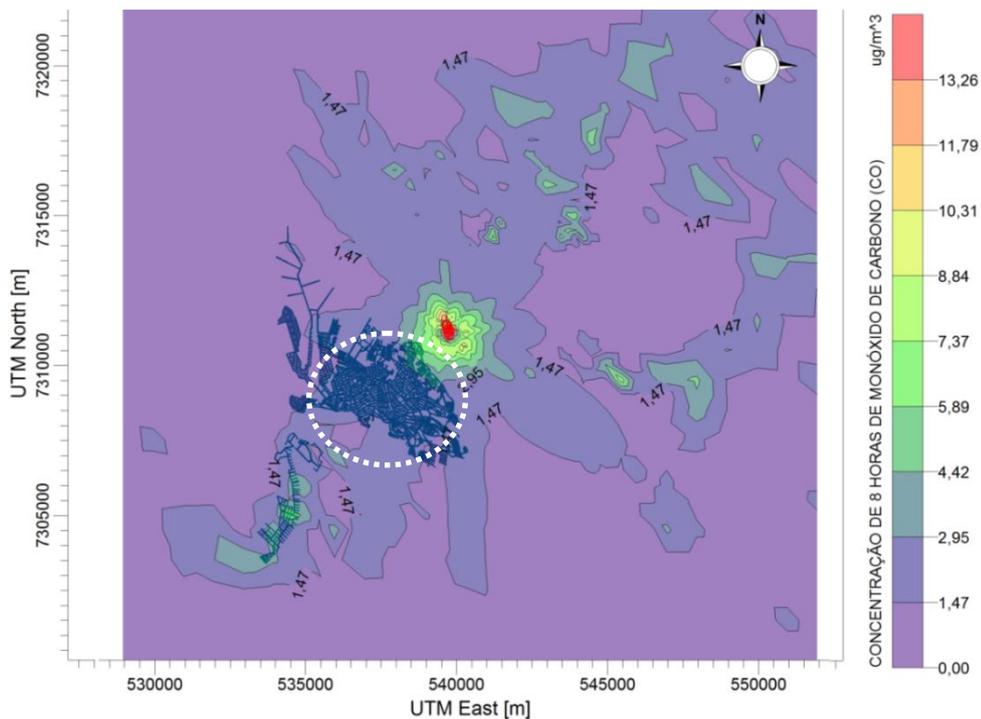


Figura 30 – Mapa de concentração com média máxima de 8 horas do monóxido de carbono (CO).

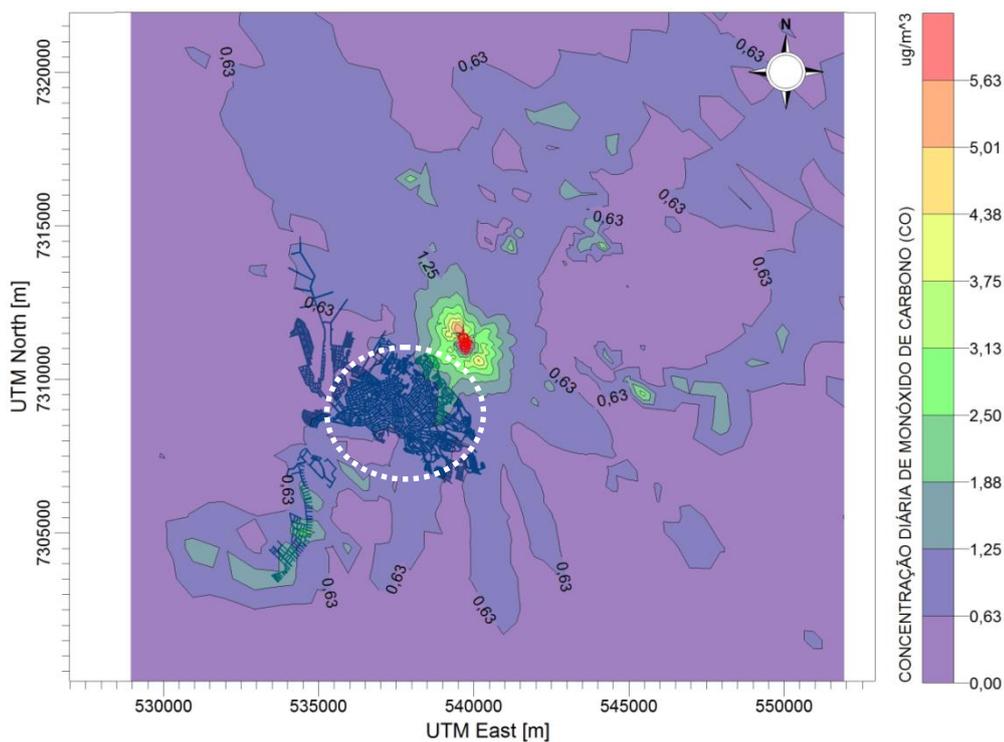


Figura 31 – Mapa de concentração com média máxima diária (24 h) do monóxido de carbono (CO).

5.2 Avaliação dos dados simulados pelo modelo Aermód

A avaliação inicial do modelo teve um caráter qualitativo, realizou-se uma análise da concentração média mensal de material particulado, a partir da comparação dos resultados estimados pelo modelo Aermód em relação às concentrações observadas na estação de monitoramento da indústria para PTS e MP₁₀. Os resultados da avaliação inicial do modelo são apresentados na Tabela 10.

Observou-se que os resultados apresentaram grande diferença ao comparar a concentração média mensal sobre a região de estudo (RE) com a concentração na posição da estação de monitoramento (EM). Os valores encontrados na posição da estação eram menores que a concentração média mensal máxima sobre a região, sendo as maiores concentrações encontradas nas proximidades da indústria.

Tabela 10 – Comparação entre concentrações médias mensais simuladas e observadas.

Mês	Média ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	Valores simulados		Valores observados	
	PTS e MP ₁₀		PTS	MP ₁₀
	RE	EM	EM	
Janeiro	11,50	1,28	14,42	20,76
Fevereiro	6,35	1,41	27,91	19,53
Março	7,84	0,87	21,63	25,29
Abril	9,14	2,03	52,18	32,76
Maió	-	-	-	-
Junho	10,13	1,13	19,27	20,19
Julho	6,61	0,73	25,01	37,30
Agosto	7,32	0,81	55,25	37,30
<i>Média</i>	8,595	1,242	26,737	25,972
<i>Variância</i>	4,129	0,213	177,050	55,392
<i>Desvio padrão</i>	2,032	0,461	13,306	7,443

*Tempo de amostragem de 24 horas; PTS - Partículas Totais em Suspensão; MP₁₀ Partículas Inaláveis de até 10 micrometros; RE – concentração média máxima diária sobre a região de estudo; EM – concentração observada na posição da estação de monitoramento. Valores referentes ao mês de maio não estavam disponíveis.

Verificam-se, a partir dos dados da Tabela 10, que os valores previstos pelo modelo são inferiores aos observados para os poluentes PTS e MP₁₀ na estação de monitoramento da indústria. Nesta avaliação qualitativa inicial, o modelo previu razoavelmente bem a concentração dos poluentes. Este comportamento pode ser explicado, porque no cenário da simulação para a estimação das concentrações, apenas algumas fontes fixas internas foram representadas, não foi considerado contribuição da emissão de fontes externas e móveis, ou ainda a concentração de fundo presente na região e próximo à estação de monitoramento. No entanto, esta condição garante uma segurança na tomada de decisão quanto aos impactos da indústria sobre a qualidade do ar, por considerar o cenário máximo de emissão em condições

operacionais reais da indústria. Desta forma, o modelo Aermod pode ser utilizado de maneira qualitativa, indicando os possíveis pontos de medida da concentração de poluentes em uma rede de monitoramento da qualidade do ar.

Ao avaliar a variabilidade dos resultados estimados pelo modelo, uma rápida análise estatística foi realizada para se obter alguns *insights* sobre o comportamento dos resultados obtidos na simulação, também apresentados na Tabela 10. Em termos quantitativos, os resultados previstos pelo modelo não tiveram grande variabilidade em relação à média se comparados à grande dispersão estatística nas concentrações observadas na estação. O desvio padrão previsto foi menor que o observado ($\sigma_p < \sigma_o$), o que significa que os resultados simulados estão mais próximos à média da concentração estimada pelo modelo Aermod, do que os dados observados em relação à média da concentração observada.

Verificou-se que as maiores concentrações estimadas pelo modelo eram referentes aos meses de janeiro e junho, enquanto que os meses de abril e agosto apresentaram as maiores concentrações observadas para ambos os poluentes. Torna-se claro que a evolução média mensal da concentração do MP apresenta um comportamento inverso ao observado. O comportamento do MP ao longo do período estudado não mostrou sazonalidade evidente, era esperado um aumento na concentração do poluente nos meses de inverno. O mês de janeiro apresentou média superior à normal. O que poderia explicar este comportamento é que: a taxa de emissão do poluente foi considerada constante para todos os meses do ano de 2012; as condições meteorológicas foram estimadas pelo modelo MM5 para o ano de 2012 e a comparação foi feita com as concentrações monitoradas pela estação referentes ao ano de 2013; e, a topografia do terreno da área de estudo é complexa, o que pode dificultar as previsões do modelo MM5. Estes fatores (taxa de emissão, condições meteorológicas e topografia) afetam a concentração dos poluentes no ar. As variações de resultados podem ter ocorrido devido à variabilidade intrínseca da atmosfera e as estações do ano que apresentam condições meteorológicas diferentes. De acordo com Zepka *et al.* (2006), a dinâmica da atmosfera é complexa e muitos são os processos físicos envolvidos na formação e evolução dos fenômenos atmosféricos. Em uma simulação da dispersão de poluentes atmosféricos, um dos parâmetros mais determinantes na estimação das concentrações são as direções e intensidades dos ventos, que neste trabalho, foram inseridos a partir do modelo MM5 que é um modelo meteorológico de previsão que apresentou uma tendência a subestimar os dados.

Segundo Moreira e Tirabassi (2004), modelos considerados seguros nos EUA, quando aplicados em uma configuração particular no Brasil poderão ter um comportamento não

correspondente à expectativa, porque poderão ter regiões melhor ou pior representadas pelo modelo de mesoescala. No entanto, ao computar dados operacionais reais da indústria, cenários topográficos e meteorológicos próprios da área de estudo, esta abordagem auxilia na confiabilidade do modelo para a estimação da concentração dos poluentes. Além de possibilitar a verificação do impacto ambiental da indústria sobre a qualidade do ar.

5.3 Relação da poluição e efeitos à saúde

Inicialmente para esta pesquisa, buscou-se encontrar alguma relação entre a poluição emitida pela indústria e a concentração limite dos poluentes que ocasionasse algum efeito à saúde com base em dados encontrados na literatura.

A partir dos níveis de concentração dos poluentes estimados pelo modelo Aermód e os valores limites específicos (*Threshold Limit Value - TLV*) que apresentam algum efeito à saúde, verificou-se a possibilidade de correlacionar problemas de saúde e a poluição atmosférica do ambiente emitida pela indústria, para os poluentes estudados.

Na literatura, encontram-se diversos trabalhos utilizando médias de curto e longo prazo para avaliar a associação entre um único poluente e seu efeito. Contudo, não há consenso na literatura sobre o tempo necessário para avaliar o efeito acumulado de cada poluente (STYLIANOU e NICOLICH, 2009).

Com base em estudos epidemiológicos desenvolvidos dentro e fora do país, cada poluente apresenta, individualmente, diferentes efeitos à saúde para faixas de concentração distintas. A Tabela 11 apresenta dados relacionados a esta análise, os níveis de concentração dos poluentes estimados pelo modelo Aermód foram comparados a valores limites de concentração que apresentam algum efeito à saúde, específicos para cada poluente.

Os dados da Tabela 11 mostram que as máximas concentrações simuladas para a região de estudo estão abaixo de um valor significativo que poderia causar algum efeito a saúde da população. Porém, torna-se importante ressaltar que ainda existe a concentração de fundo (*background*) que não foi somada à contribuição da emissão industrial, assim como, não foram consideradas as emissões da frota veicular na estimação da máxima concentração de todos os poluentes simulados que poderiam aumentar o nível da concentração.

No entanto, a concentração de NO_x merece atenção, pois o valor da concentração do poluente estimada pelo modelo teve um valor próximo ao valor de concentração limite que

puddesse causar algum efeito a saúde da população exposta à poluição da indústria, tal como tosse seca e cansaço em pessoas com problemas respiratórios.

Tabela 11 – Efeitos dos poluentes sobre a saúde

Poluente	Média	Valor simulado ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Limite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Efeitos à saúde
Material Particulado (MP) ^{1*}	Diária	12,74	>50 - 150	Tosse seca e cansaço em pessoas com doenças respiratórias
Monóxido de Carbono (CO) ²	Diária	5,63	177	Insuficiência cardíaca ou síndrome coronária aguda (SCA)
Enxofre Total Reduzido (TRS) ³	Diária	0,27	8 - 355	Limiar do odor. Não causa efeitos à saúde
Óxido de Enxofre (SO _x) ^{4*}	Diária	0,47	>20 - 40	Tosse seca e cansaço em pessoas com doenças respiratórias
Óxido de Nitrogênio (NO _x) ^{5#}	Horária	189,36	>200 - 240	Tosse seca e cansaço em pessoas com doenças respiratórias

¹Valor referente ao PM₁₀; ²Valor referente ao dióxido de enxofre; ³Valor referente ao dióxido de nitrogênio; ^{4,5}Cetesb (2012a); ²Domínguez-Rodríguez *et al.* (2011); ³Wimberry (1985).

Porém, há de se considerar que diversos problemas interferem na qualidade de vida da população local. A ocorrência de pessoas que já possuíam alguma doença respiratória, entre outras diversas variáveis de confusão (casos de fumantes, alcoólatras, etc.), pode dificultar a identificação daquelas que estão diretamente relacionadas à poluição atmosférica.

6 RESULTADOS E SUGESTÕES

6.1 Conclusões

A pesquisa apresentou uma avaliação do impacto ambiental na qualidade do ar provocada pelas emissões provenientes de fontes fixas do processo Kraft de uma indústria papelreira sobre a comunidade receptora por meio da simulação da dispersão dos poluentes com o uso do modelo de dispersão atmosférica Aermod.

As concentrações máximas estimadas pelo modelo para os poluentes monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), compostos reduzidos de enxofre (TRS), óxidos de nitrogênio (NO_x) e óxidos de enxofre (SO_x), se mantiveram inferiores às concentrações estabelecidas pela legislação segundo a resolução Conama n° 003/1990 e padrões da USEPA particularmente para o poluente TRS. No contexto das comunidades localizadas no entorno da indústria, as máximas concentrações estimadas para os poluentes foram sempre inferiores ao padrão de qualidade do ar, mostrando alteração da qualidade do ar de baixa magnitude. Em todos os casos simulados, considerando a concentração estimada pelo modelo sobre a região de estudo, nem as máximas concentrações ultrapassam os padrões de qualidade do ar.

Um dos principais objetivos da simulação era o de determinar as áreas atingidas pela pluma de poluentes. Pela frequência predominante do vento (de nordeste para sudoeste) verificou-se que as áreas mais impactadas estão a noroeste e sudeste das fontes, para a maioria dos casos. Verificou-se que as plumas de poluentes atingiram o centro da cidade na região de estudo. No entanto, as maiores concentrações, com médias anuais, situaram-se nas proximidades da indústria, na região sudeste, em relação às fontes emissoras. O impacto mais significativo causado no entorno da indústria limita-se até 2 km e, para as áreas mais afastadas, os impactos são menos expressivos, incluindo o centro da cidade e toda a sua extensão. As maiores concentrações com médias diária e horária ocorreram devido à proximidade das fontes emissoras e em cotas topográficas elevadas em relação à fontes de emissão.

Ao estimar as concentrações dos poluentes PTS e MP₁₀, verificou-se, por meio de análise interpretativa dos resultados, uma subestimação dos valores previstos aos observados em uma estação de monitoramento localizada em região urbana (7 km das fontes à direção sudoeste). As diferenças obtidas entre os valores previstos e observados podem ter como causa a não representação das emissões de fontes externas e a concentração de fundo sobre a

região de estudo. No entanto, esta condição permite avaliar o impacto da indústria papelreira sobre a qualidade do ar da região receptora.

O uso de modelos matemáticos mostrou-se importante para o estudo da dispersão dos poluentes. O modelo Aermod pode ser utilizado no auxílio do controle da poluição atmosférica, tendo em vista que a maioria das cidades brasileiras não possui rede de monitoramento da qualidade do ar e, as que possuem, muitas vezes apresentam número limitado de pontos de medida. Apesar das limitações observadas no modelo Aermod, suas estimações são um bom ponto de partida para estudos de poluição industrial. Desta forma, o modelo pode ser utilizado de maneira qualitativa indicando os possíveis pontos de medidas da concentração de poluentes em uma rede de monitoramento da qualidade do ar. Mostrou-se, ainda, como uma ferramenta estratégica para a gestão e o controle da poluição do ar tanto para a indústria, como para a região receptora e impactada pelas emissões industriais.

Com base na literatura, por meio de efeitos ocasionados à saúde para dados relacionados à poluição atmosférica, verificou-se que as máximas concentrações estimadas para os poluentes na região de estudo estão abaixo de um valor significativo que pudesse causar algum efeito a saúde da população. Contudo, os resultados obtidos na simulação mostram que a concentração de NO_x merece atenção, pois teve um valor próximo ao valor de concentração limite que pudesse causar algum efeito a saúde da população exposta à poluição da indústria, tal como tosse seca e cansaço em pessoas com problemas respiratórios.

Pode-se concluir que, mesmo com concentrações abaixo dos padrões de qualidade do ar, os efeitos da poluição atmosférica existem e estão limitados a um nível aceitável pela sociedade. Portanto, a diminuição das concentrações de poluentes no ambiente sempre significa um ganho na qualidade de vida. Enfim, por meio de modelos de dispersão torna-se possível estabelecer uma relação entre os níveis de emissão dos poluentes na fonte, com as concentrações nos receptores, possibilitando efetuar a previsão de impactos ambientais e a determinação de pontos críticos da poluição atmosférica. Além disso, podem ser quantificados os níveis de risco ao público e ao meio ambiente associados à presença de futuras indústrias.

Os resultados do trabalho mostram que a modelagem da dispersão atmosférica dos poluentes deve ser continuamente revisada, a partir do melhoramento das informações utilizadas como dados de entrada no *software*, tanto em relação às fontes quanto aos dados meteorológicos. A partir disso, a implementação do monitoramento da qualidade do ar seria uma importante ferramenta de validação e aperfeiçoamento da modelagem aqui apresentada. Isso confirma que o monitoramento da qualidade do ar e a modelagem da dispersão

atmosférica, em conjunto, são ferramentas de gestão ambiental que podem vir a ser utilizadas pela indústria papelreira para acompanhamento e verificação da eficiência dos controles ambientais estabelecidos e inerentes às suas atividades operacionais.

6.2 Sugestões

Sugere-se para trabalhos futuros:

- A validação do modelo em estudo (Aermod), a partir de um procedimento de avaliação da performance de modelos de dispersão atmosférica;
- Avaliar os efeitos de edificações na dispersão dos poluentes;
- Avaliar a contribuição de emissões de fontes externas e móveis na estimativa da concentração dos poluentes.
- Avaliar a variação da densidade da malha de receptores sobre a concentração estimada pelo modelo Aermod.

Referências

ABBOUD, H. J.; SILVEIRA, A. B.; SANTOS, J. M.; PEREIRA, M. M. R.; REIS JR, N. C. Modelagem matemática da dispersão de poluentes atmosféricos em regiões urbanas de relevo complexo baseada nas equações de conservação. In: Brazilian Congress of Thermal Sciences and Engineering – ENCIT, 10th, 2004, Rio de Janeiro. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering - ABCM, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13.412**: Material particulado em suspensão atmosférica – Determinação da concentração de partículas inaláveis pelo método do amostrador de grande volume acoplado a um separador inercial de partículas – Método de ensaio. Rio de Janeiro, p.8, 1995.

_____. **NBR 9547**: Material particulado – Determinação da concentração total pelo método de amostrador de grande volume. Rio de Janeiro, p.14, 1997.

AHRENS, C. D. **Meteorology today: an introduction to weather, climate, and the environment**. 9^a ed. Belmont: Brooks/Cole, 2009. 621 p.

ARIA Technologies. **Teoria da poluição atmosférica**. 2013. Disponível em: <http://www.ariadobrasil.com.br/pollutant_dispersal.php>. Acesso em: 13 nov. 2013.

ARYA, S.P. **Air Pollution Meteorology and Dispersion**. 2 ed. New York: Oxford University Press, 1999. 310 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL (BRACELPA). **Dados do setor: setembro, 2013**. Disponível em: <<http://www.bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/estatisticas/booklet.pdf>>. Acesso em: 07 out. 2013.

AUER, A. H. Jr. Correlation of land use and cover with meteorological anomalies. **Journal of Applied Meteorology**, v. 17, n. 5, p. 636 – 643, maio 1978.

BARBON, A.; GOMES, J. Simulação das emissões atmosféricas sobre o município de Araucária com o uso do modelo Aermod. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n.2, p.129-140, jun. 2010.

BAROUTIAN, S; MOHEBBI, A; GOHARRIZI, A.S. Measuring and modeling particulate dispersion: A case study of Kerman Cement Plant. **Journal of Hazardous Materials**, v. 136, n. 3, p. 468-474, ago. 2006.

BAUMBACH, G. **Air quality control**. 1ª ed. Berlim: Springer, 1996. 490 p.

BORDADO, J. C. M.; GOMES, J. F. P. Atmospheric emissions of Kraft pulp mills. **Chemical Engineering and Processing**, v. 41, n. 8, p. 667-671, set. 2002.

BORG, A.; TEDER, A.; WARNQVEST, B. Inside a kraft recovery furnace – studies in the origins of sulfur and sodium emission. **TAPPI Journal**, v. 57, n. 1, p. 126-129, 1974.

BOUBEL, R. W.; FOX, D. L.; TURNER, D. B.; STERN, A. C. **Fundamentals of air pollution**. 3ª ed. San Diego: Academic Press, 1994. 574 p.

BOWEN, I. S. The ration of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. **Physical Review**, New York, v. 27, p. 779-787, jun. 1926.

BRAGA, C. F.; TEIXEIRA, E. C.; ALVES, R. C. M. Estudo de aerossóis atmosféricos e aplicação de modelos numéricos. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 567-573, jul./ago. 2004.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução a engenharia ambiental, o desafio sustentável**. 2ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 336 p.

BRANDT. **Estudo da dispersão atmosférica**: relatório técnico complementar – RTC 01. Projeto vale do Rio Pardo [online]: 2012. Disponível em: <http://licenciamento.ibama.gov.br/Mineracao/Projeto%20Vale%20do%20Rio%20Pardo/EIA/Modulo%202014/RTC01/PDF/1VNNS004-1-EF-DAM-0001_4-RTC%2001%20-%20ESTUDO%20DE%20DISPERS%C3%83O.pdf>. Acesso em 07 jan. 2014.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981**. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm>. Acesso em: 19 de nov. 2013.

_____. **Resolução nº 003, de 28 de junho de 1990**. Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>>. Acesso em: 12 set. 2012.

____ **Resolução nº 054, de 22 de dezembro de 2006.** Brasília, DF. 2006a. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_54_2006.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2013.

____ **Resolução nº 382, de 26 de dezembro de 2006.** Brasília, DF. 2006b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=520>>. Acesso em: 19 nov. 2013.

____ **Resolução nº 436, de 22 de dezembro de 2011.** Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=660>>. Acesso em: 19 nov. 2013.

____ **Decreto nº 59.113, de 23 de abril de 2013.** Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59113-23.04.2013.html>>. Acesso em: 19 nov. 2013.

BRIMBLECOMBE, P. **Air composition & chemistry.** 2^a ed. New York: Cambridge University Press, 1996. 253 p.

CAPUTO, M.; GIMENEZ, M.; SCHLAMP, M. Intercomparison of atmospheric dispersion models. **Atmospheric Environment**, v. 37, n. 18, p. 2435-2449, jun. 2003.

CARDOSO, A. A.; FRANCO, A. Reações do enxofre de importância ambiental. **Revista Química Nova na Escola**, n. 15, maio 2002.

CARDOSO, B. C.; VIANA, T. V. A.; AZEVEDO, B. M.; SOUZA, V. F.; SOUZA, F. Determinação da ET de referência pela razão de Bowen com psicrômetros instalados a diferentes alturas. **Revista Ciência Agronômica**, v. 36, n. 1, p. 16-23, jan./abr. 2005.

CARVALHO, J. C.; DEGRAZIA, G. A.; AFONSSI, D.; CASTELLI, S. T. Estudo dos processos de transporte e difusão na camada limite planetária utilizando os modelos RAMS e SPRAY: aplicação ao caso do experimento TRACT. In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro, 2000. **Anais eletrônicos...** Disponível em: <<http://www.cbmet.com/>>. Acesso em: 04 set. 2013.

CHRISTOPHERSON, R. W. **Geossistemas: uma introdução à geografia física.** 7^a ed. Porto Alegre: Bookman, 2012. 726 p.

CIMORELLI, A.J.; PERRY, S. G.; VENKATRAMAN, A.; WEIL, J. C.; PAINE, R. J.; WILSON, R. B.; LEE, R. F.; PETERS, W. G.; BRODE, R. W.; PAUMIER, J. O. Aermod: a dispersion model for industrial source applications. Part I: General model formulation and

boundary characterization. **Journal of Applied Meteorology**, v. 44, n. 5, p.682-693, maio 2005.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Emissões de gases de efeito estufa nos processos industriais e por uso de solventes**: relatório de referência. São Paulo: CETESB, 2006. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/mudancasclimaticas/proclima../file/publicacoes/ge_e_montreal/portugues/5.pdf>. Acesso em: 28 set. 2013.

_____. **Relatório de Qualidade do ar no Estado de São Paulo**: relatório técnico. São Paulo: CETESB, 2012a. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>>. Acesso em: 15 ago. 2013.

_____. **Dióxido de enxofre**. Ficha de informação toxicológica. Divisão de toxicologia, genotoxicidade e microbiologia ambiental. São Paulo: CETESB, 2012b. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/dioxido_de_enxofre.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Justificativa para a proposta de novos limites de emissões atmosféricas para fontes existentes da indústria de celulose e papel**. 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/BC1C2A2A/Justificativa_Proposta_Fontes_Existentes_Celulose_Papel%20rev%2020-07-2010.pdf>. Acesso em: 04 de out. 2013.

CÓNSUL, J. M. D.; THIELE, D.; VESES, R. C.; BAIBICH, I. M.; DALLAGO, R. M. Decomposição catalítica de óxidos de nitrogênio. **Química Nova**, v. 27, n.3, p. 432-440, maio/jun. 2004.

CORRÊA, E. B.; MORAES, N. O.; SILVA, R. M.; SOUZA, L. S.; CATALDI, M.; PIMENTEL, L. C. G. Análise da sensibilidade do modelo MM5 aos refinamentos e aninhamentos de grades. In: XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Fortaleza, 2004. **Anais eletrônicos...** Fortaleza: Sociedade Brasileira de meteorologia, 2004. Disponível em: <<http://www.cbmet.com/edicoes.php?cgid=22&imageField2.x=54&imageField2.y=9>>. Acesso em: 06 jan. 2014.

CORRÊA, E. B.; CATALDI, M.; PIMENTEL, L. C. G. Análise comparativa das simulações do modelo de mesoescala MM5 e dados meteorológicos observados para a região do Galeão/RJ. [online]. **Anuário do Instituto de Geociências**, Universidade Federal do Rio de Janeiro, v. 29, n. 2, p. 66-86, 2006. ISSN 0101-9759. Disponível em: <http://www.anuario.igeo.ufrj.br/anuario_2006_2/anuario_2006_v29_2_66_86.pdf>. Acesso em: 06 jan. 2014.

CRUZ, L. P. S.; CAMPOS, V. P. Métodos de amostragem e análise para compostos reduzidos de enxofre atmosférico. **Revista Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 1180-1189, 2008.

CUNHA, A. P. M. A.; ALVALÁ, R. C. S.; OLIVEIRA, G. S. Impacto das mudanças de cobertura vegetal nos processos de superfície na região semiárida do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 2, p. 139-152, jun. 2013.

DE NEVERS, N. **Air Pollution Control Engineering**. 2^a ed. [s.l.]: McGraw Hill, 2000. 586 p.

DOMÍNGUEZ-RODRÍGUEZ, A.; ABREU-AFONSO, J.; RODRÍGUEZ, S.; JUÁREZ-PRERA, R. A.; ARROYO-UCAR, E.; JIMÉNEZ-SOSA, A.; GONZÁLEZ, Y.; ABREU-GONZÁLEZ, P.; AVANZAS, P. Estudio comparativo de las partículas en aire ambiente em pacientes ingresados por insuficiencia cardíaca y síndrome coronario agudo. **Revista Española de Cardiología**, v. 64, n. 8, p. 661-666, ago. 2011.

DUDHIA, J.; GILL, D.; MANNING, W.; WANG, W.; BRUYERE, C. **PSU/NCAR Mesoscale Modeling System Tutorial Class Notes and User's Guide: MM5 Modeling System Version 3.7**. Mesoscale and Microscale Meteorology Division. National Center for Atmospheric Research. 2005.

EVANS, J. Monóxido de carbono mais do que somente um gás letal! **Química Nova na Escola**, n. 9, maio 1999.

FALEIROS, M. Com o MA-1100, Klabin fica entre as maiores do mundo. **Revista O Papel**, n. 02, p. 26-32, fev. 2009.

FIBRIA CELULOSE S/A. **Estudo do impacto ambiental – EIA/RIMA da expansão da unidade industrial**. 2011. Disponível em: <http://www.fibria.com.br/shared/midia/publicacoes/EIA_RIMA_Tres_Lagoas.pdf>. Acesso em: 25 de out. 2013.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO PARANÁ (FIEP). **Papel e Celulose**. (2012). Disponível em: <<http://www.fiepr.org.br/para-sindicatos/desenvolvimento/FreeComponent20753content171473.shtml>>. Acesso em: 01 dez. 2012.

FOELKEL, C. Utilização dos conceitos da ecoeficiência na gestão das emissões atmosféricas do processo de fabricação de celulose Kraft de eucalipto. **Eucalyptus Online Book & Newsletter**. Associação Brasileira Técnica de Celulose e Papel. Disponível em:

<<http://www.eucalyptus.com.br/eucalptos/PT22EmissoesAtmosfericas.pdf>. 2011>. Acesso em: 12 de dez. 2012.

FRANCEY, S.; TRAN, H. N.; JONES, A. K. Current status of alternative fuel use in lime kilns. **TAPPI Journal**, v. 8, n. 10, p. 33-39, out. 2009.

FREITAS, E. **A relação entre hidrografia, clima e relevo**. 2013. Disponível em: <<http://www.brasilecola.com/geografia/a-relacao-entre-hidrografia-clima-relevo.htm>>. Acesso em: 16 jul. 2013.

GIELOW, R.; SANTOS, R. C.; SANTOS, J. M.; VISWANADHAM, Y. Razão de Bowen para condição de advecção sobre a floresta tropical. In: VI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Salvador, 1990. **Anais eletrônicos...** Disponível em: <http://www.cbmet.com/edicoes.php?pageNum_Recordset_busca=2&totalRows_Recordset_busca=162&cgid=18&imageField2.x=44&imageField2.y=2>. Acesso em: 07 de jan. 2014.

GODISH, T. **Air Quality**. 4^a ed. Boca Raton: CRC Press LLC, 2004. 480 p.

GODOY, S.M.; MORES, P.L.; CRUZ, A. S. M. S.; SCENNA, N.J. Assessment of impact distances for particulate matter dispersion: A stochastic approach. **Reliability Engineering & System Safety**, v. 94, n. 10, p. 1658-1665, out. 2009.

HOLMES, N. S.; MORAWSKA, L. A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: an overview of different dispersion models available. **Atmospheric Environmental**, v. 4, n. 30, p. 5902-5928, set. 2006.

HOLZWORTH, G.C. **Mixing heights, wind speeds, and potential for urban air pollution throughout the contiguous united states**. Environmental Protection Agency, publication n° AP-101, Division of Meteorology, Research Triangle Park, NC27711, 1972.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Relatório de Qualidade do ar na Região Metropolitana de Curitiba, 2012**. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=131>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

_____. **Fontes de poluição atmosférica**. 2013. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=130>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Relatório piloto com aplicação da metodologia IPPS ao Estado do Rio de Janeiro**: uma estimativa do potencial de poluição industrial do ar. 2008. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/industrial_pollution_projection_system/ipp_s_rj.pdf>. Acesso em: 5 out. 2013.

_____. **Cidades – Telêmaco Borba**. 2013. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=412710&search=parana|telemaco-borba>>. Acesso em: 5 jun. 2013.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES). **Caderno estatístico município de Telêmaco Borba**. 2013. Disponível em: <<http://www.ipardes.gov.br/cadernos/Montapdf.php?Municipio=84260&btOk=ok>>. Acesso em: 13 set. 2013.

INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL (IPCC). **Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry**. 2001. Disponível em: <<http://www.epa.ie/pubs/advice/brefs/Pulp%20&%20paper.pdf>>. Acesso em: 02 out. 2013.

IRWIN, J.S. **Proposed criteria for selection of urban versus rural dispersion coefficients**. (Draft Staff Report). U.S. Environmental Protection Agency, Meteorology and Assessment Division, Research Triangle Park, NC. Docket n° A-80-46, II-B-8, 1978.

JARDIM, C. H. Relações entre temperatura, umidade relativa do ar e pressão atmosférica em área urbana: comparação horária entre dois bairros no município de São Paulo-SP. **Geografias**, v. 7, n. 1, p. 128-142, jan/jun. 2011.

JAWJIT, W.; KROEZE, C.; SOONTARANUN, W.; HORDIJK, L. An analysis of the environmental pressure exerted by the eucalyptus-based Kraft pulp industry in Thailand. **Journal of Environment, Sustainability and Development**, v. 8, n. 2, p. 289-311, maio 2006.

JAWJIT, W.; KROEZE, C.; SOONTARANUN, W.; HORDIJK, L. Options to reduce the environmental impact by eucalyptus-based Kraft pulp industry in Thailand: model description. **Journal of cleaner production**, v. 15, n. 18, p. 1827-1839, dez. 2007.

JAWJIT, W.; KROEZE, C.; SOONTARANUN, W.; HORDIJK, L. Future trends in environmental impact of eucalyptus-based Kraft pulp industry in Thailand: a scenario analysis. **Environmental Science & Policy**, v. 11, n. 6, p. 545-561, out. 2008.

JANSSEN, L. H. J. M.; VAN WAKEREN, J. H. A; VAN DUREN, H.; ELSHOUT, A. J. A classification of NO oxidation rates in power plant plumes base on Atmospheric conditions. **Atmospheric Environmental**, v. 22, n. 1, p. 43-53, 1998.

KELLY, F. J.; FUSSEL, J. C. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 504-526, dez. 2012.

KIISKILA, E. **Lime kiln emission control**. Tappi Proceedings of 1990, Annual Meeting, Atlanta, GA, p. 121-126, 1990.

LENA, F.; DESIATO, F. Intercomparison of Nocturnal Mixing Height Estimate Methods for Urban Air Pollution Modeling. **Atmospheric Environment**, v. 33, n. 15, p. 2385-2393, jul. 1999.

LIMA, D. R. O.; MENESES, W. F. Queda de estruturas de linha de transmissão de energia elétrica em cachoeira Paulista (SP) e a ocorrência de tempestades severas – Um estudo de caso. In: XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Fortaleza, 2004. **Anais eletrônicos...** Fortaleza: Sociedade Brasileira de meteorologia, 2004. Disponível em: <http://www.cbmet.com/edicoes.php?pageNum_Recordset_busca=10&totalRows_Recordset_busca=694&cgid=22&imageField2.x=46&imageField2.y=8>. Acesso em: 23 out. 2013.

LOPES, C. R. A., CONTADOR, C. R. **Análise da indústria de papel e celulose no Brasil**. In: 7º Congresso de Administração COPPEAD/UFRJ. Rio de Janeiro, 1998.

LORA, E. E. S. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2002. 481 p.

MA, J.; YI, H.; TANG, X.; ZHANG, Y.; XIANG, Y.; PU, L. Application of Aermoc on near future air quality simulation under the latest national emission control policy of China: A case study on an industrial city. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 8, p. 1608-1617, ago. 2013.

MAGALHÃES, M. R.; CORTEZ, N.; CONCEIÇÃO, J. M.; RAICHANDE, S. **Morfologia da Paisagem Metropolitana**. In: Atlas da Área Metropolitana de Lisboa, Lisboa, 2003. Disponível em: <http://www.urv.cat/dgeo/media/upload/arxiu/Lisboa/05_morfologia_del_paisaje.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2013.

MAHMOOD, N.; YUAN, Z.; SCHMIDT, J.; XU, C. Production of polyols via direct hydrolysis of Kraft lignin: effect of process parameters. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 13-20, jul. 2013.

MALHEIROS, A. L.; DIAS, N. L. Determinação prática da altura para aplicação da camada-limite atmosférica para aplicação em modelos de dispersão de poluentes. In: XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Fortaleza, 2004. **Anais eletrônicos...** Disponível em: <http://www.cbmet.com/edicoes.php?pageNum_Recordset_busca=4&totalRows_Recordset_busca=694&cgid=22&imageField2.x=39&imageField2.y=0>. Acesso em: 07 set. 2012.

MALM, W. C. **Introduction to Visibility**. Cooperative Institute for Research in the Atmosphere (CIRA), Colorado State University, Fort Collins, CO, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/visibility/pdfs/introvis.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2013.

MARTINS, C. R.; ANDRADE, J. B. Química atmosférica do enxofre (IV): emissões, reações em fase aquosa e impacto ambiental. **Revista Química Nova**, v. 25, n.2, p. 259-272, abr/maio 2002.

MEHDIZADEH, F.; RIFAI, H. S. Modeling point source plumes at high altitudes using a modified Gaussian model. **Atmospheric Environment**, v. 38, n. 6, p. 821-831, fev. 2004.

MELO, G. C. B.; MITKIEWICZ, G. F. M. Dispersão Atmosférica de Poluentes em um Complexo Industrial Siderúrgico. **Anais...** In: XXVIII Congresso Interramericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental, Cancun México, 2002.

MELO, J.R.; MEDEIROS, J. F.; MARQUES, R. G.; ANDRADE, A. A. Estudo das características do licor negro. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 3, n. 1, p. 1-11, jan./abr. 2011.

MELO, A. M. V.; SANTOS, J. M.; MAVROIDIS, I.; REIS JR, N. C. Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF. Comparison with wind tunnel results. **Building and Environment**, v. 56, p. 8-20, out. 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Compromisso pela qualidade do ar e saúde ambiental**. Brasília, 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/arquivos/compromisso2_163.pdf>. Acesso em: 29 out. 2013.

_____. **Padrões de qualidade do ar**. 2013b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/padroes-de-qualidade-do-ar>>. Acesso em: 29 out. 2013.

MONIN, A. S.; OBUKHOV, A. M. Basic laws of turbulence mixing in the surface layer of the atmosphere. **Trudy Geofizicheskogo Instituta, Akademiya Nauk SSSR**, v. 24, n. 151, p. 163-187, 1954.

MORAES, M. R. **Implementação de um sistema de modelos para a qualidade do ar**. Florianópolis: UFSC, 2001. 109 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Universidade Federal de Santa Catarina. Disponível em: <http://www.sinmec.ufsc.br/sinmec/artigos/marcelom_tese.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2013.

MORAES, E. C. **Parametrização dos processos radioativos em modelo climático simples**. Tese (Doutorado em Meteorologia), São José dos Campos: INPE, 2004. [online]. Disponível em: <<http://mtc-m16.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/jeferson/2004/11.24.10.16/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 07 jan. 2014.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n.2, p. 159-171, jul./dez. 2004.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T. MORAES, M. R. Meteorologia e poluição atmosférica. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 1-13, jan./jun. 2008.

MOURA, A. M. **Caracterização de compostos reduzidos de enxofre gerados na produção de celulose Kraft e pré-hidrolise Kraft**. Dissertação (Pós Graduação em Engenharia Florestal). Santa Maria: UFSM, 1999. Universidade Federal de Santa Maria (RS). Disponível em: <<http://www.celso-foelkel.com.br/artigos/ufsm/Afonso%20Moura.pdf>>. Acesso em: 20 de set. 2013.

MOURA, M. S. B.; SILVA, B. B.; AZEVEDO, P. V.; SOARES, J. M.; LOPES, P. M. O. Determinação de erros do fluxo de calor latente obtido pelo método do balanço de energia baseado na razão de Bowen. In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 13., 2003. Santa Maria. **Situação atual e perspectivas da agrometeorologia: anais**. Santa Maria: SBA: UNIFRA: UFSM, 2003. CD-ROM.

MULLER, C.; MOURA, A. B. D. Modelagem da dispersão atmosférica a partir da teoria K: comparação entre difusividades. **Revista Liberato**, v. 6, n. 6, 2005. Disponível em: <<http://www.liberato.com.br/upload/arquivos/0131010716410116.pdf>>. Acesso em: 09 dez. 2012.

NIEUWSTADT, F. T. M.; DUYNKERKE, P. G. Turbulence in atmospheric boundary layer. **Atmospheric Research**, v. 40, p. 111-142, maio 1996.

OLIVEIRA JR, J. F.; BARBOSA, E. D.; MORAES, N. O.; GADELHA, A. A. L.; PIMENTEL, L. C. G.; LANDAU, L. Um teste de sensibilidade do modelo de mesoescala (MM5) através de dois tipos de aninhamento de grade: um estudo de caso. In: XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Fortaleza, 2004. **Anais eletrônicos...** Fortaleza: Sociedade Brasileira de meteorologia, 2004. Disponível em: <http://www.cbmet.com/edicoes.php?pageNum_Recordset_busca=12&totalRows_Recordset_busca=694&cgid=22&imageField2.x=40&imageField2.y=4>. Acesso em: 06 jan. 2014.

OLIVEIRA, M. P. B. **Estudo da dispersão atmosférica e agressividade do meio em Maringá – Pr por meio do modelo de dispersão Aermod**. 2012. 120 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2012.

ORLANDO, J. P. **Estudo dos precursores de ozônio da cidade de São Paulo através de simulação computacional**. São Paulo: USP, 2008. 116 p. Dissertação (Mestre em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Autarquia associada à Universidade de São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde-16092009-142951/pt-br.php>>. Acesso em: 20 nov. 2013.

PAIVA, C. M.; LIU, W. T. H.; FRANÇA, G. B. Determinação da evapotranspiração da cultura de trigo pelo método do balanço de energia – razão de Bowen – para Londrina (PR). In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro, 2000. **Anais eletrônicos...** Disponível em: <<http://www.cbmet.com/cbm-files/12-d4a9c9b69678808c550926e9b0febcb9.pdf>>. Acesso em: 07 jan. 2014.

PFLUCK, C. E. F. **Simulação fluidodinâmica da dispersão de poluentes na atmosfera**. Porto Alegre: UFRGS, 2010. Dissertação (Mestre em Engenharia Mecânica). universidade Federal do Rio Grande do Sul. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10183/25865>>. Acesso em: 20 out. 2013.

PIOTTO, Z. C. **Eco-eficiência na indústria de celulose e papel – estudo de caso**. São Paulo: USP, 2003. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Disponível em: <http://www.teclim.ufba.br/site/material_online/teses/tese_zeila_c_piotto.pdf>. Acesso em: 25 de out. 2013.

PRIMO, K. R.; SALOMON, K. R.; TEIXEIRA, F. N.; LORA, E. S. Estudo de dispersão atmosférica dos óxidos de nitrogênio (NOx) emitidos durante a queima de bagaço em uma usina de açúcar. **Revista Biomassa e Energia**, v. 2, n. 1, p. 79-90, 2005.

QUAN, J.; GAO, Y.; ZHANG, Q.; TIE, X.; CAO, J.; HAN, S.; MENG, J.; CHEN, P.; ZHAO, D. Evolution of planetary boundary layer under different weather conditions, and its impact on aerosol concentrations. **Particuology**, v. 11, n. 1, p. 34 – 40, fev. 2013.

REUTER, E. D. J.; FISCH, G.; MOTA, G. V.; COHEN, J. C. P. Estudo observacional da camada limite planetária marinha na região do centro de lançamento de foguetes de Alcântara-MA. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 19, n. 3, p. 251-264, abr. 2004.

RODRIGUES, A. M.; PITA, G. P. A. Fluxos de massa e energia na camada limite atmosférica em Montado de Sobro. **Silva Lusitana**, Lisboa, v. 11, n. 1, jun. 2003.

ROSS, J. L. S. **Geografia do Brasil**. 4. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001.

SANTOS, C. P.; REIS, I. N.; MOREIRA, J. E.; BRASILEIRO, L. B. Papel: como se fabrica? **Química nova na escola**, n. 14, p. 3-7, nov. 2001.

SANTOS, R. M. N.; FISCH, G.; DOLMAN, A. J.; WATERLOO, M. Modelagem da camada limite noturna (CLN) durante a época úmida na Amazônia, sob diferentes condições de desenvolvimento. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, n.3, p. 387-407, dez. 2007.

SARKANEN, K. V.; HRUTFIORD, B. F.; JOHANSON, L. N.; GARDNER, H. S. Kraft odor. **TAPPI Journal**, v. 53, n. 5, p. 766-783, maio 1970.

SAX, T.; ISAKOV, V. A case study for assessing uncertainty in local-scale regulatory air quality modeling applications. **Atmospheric Environmental**, v. 37, n. 25, p. 3481-3489, ago. 2003.

SCHIRMER, W. N.; BELLI, T. J.; KAWANO, M; NOGUEIRA, J. C. B.; BALBINOT, R. Avaliação da dispersão atmosférica de compostos odorantes emitidos na indústria papeleira. **Revista TECNO-LÓGICA**, v. 13, n. 1, p. 05-11, jan./jun. 2009.

SCHIRMER, W. N.; RUDNIAK, A. Avaliação das emissões gasosas de diferentes tipos de combustíveis utilizados e seus impactos ambientais. **Revista TECNO-LÓGICA**, v. 13, n. 1, p.25-34, jan./jun. 2009.

SEANGKIATYUTH, K.; SURAPIPITH, V.; TANTRAKARNAPA, K; LOTHONGKUM, A. W. Application of the Aermid modeling system for environmental impact assessment of

NO₂ emissions from cement complex. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 6, p. 931-940, jun. 2011.

SEIBERT, P.; BEYRICH, F.; GRYNING, S.E.; JOFRE, S.; RASMUSSEN, A.; TERCIER, P. Review and intercomparison of operational methods for the determination of the mixing height. **Atmospheric Environmental**, v. 34, n. 7, p. 1001-1027, 2000.

SEINFELD, J. H. Air Pollution: A Half Century of Progress. **American Institute of Chemical Engineers Journal**, v. 50, n. 6, p. 1096-1108, jun. 2004.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics**: From air pollution to climate change. 2^a ed. USA: Wiley – Interscience Publication, 2006. 1232 p.

SILVA, D. O.; MEZA, F. J.; VARAS, E. Use of MM5 forecasts as proxies for surface meteorological and agroclimatic variables. *Ciencia e investigación agraria*, v. 36, n. 3, p. 369-380, 2009.

SILVA, L. M.; SÁ, L. D. A.; MOTA, M. A. S. Avaliação de características dos regimes de umidade na flona de Caxiuanã-PA durante o experimento COBRA-PARÁ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 1, p. 01-12, mar. 2010.

SILVEIRA, V. C.; BUSKE, D.; QUADROS, R. S.; GONÇALVES, G. A. Simulação tridimensional da dispersão de poluentes na camada limite atmosférica em condições de vento fraco. In: XXXIV Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional. **Anais eletrônicos...** Águas de Lindóia, 2012. Disponível em: <http://www.sbmac.org.br/publi_cnmac/trabalhos2012.php>. Acesso em: 13 nov. 2013.

SOUSA, A. M. L.; ROCHA, E. J. P.; COHEN, J. C. P. Desenvolvimento da camada limite planetária nos ecossistemas de mangue e floresta. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 21, n. 3, p. 224-232, ago. 2006.

SOUZA, A. H. C. B. **Guia técnico ambiental da indústria de papel e celulose**. São Paulo: CETESB, 2008. 49 p.

SOUZA, J. F. A.; OLIVEIRA, L. R.; AZEVEDO, J. L. L.; SOARES, I. D.; MATA, M. M. Uma revisão sobre a turbulência e sua modelagem. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 29, n. 1, p. 21-41, jan./mar. 2011.

STENSRUD, D. **Parameterizations Schemes**. 1ª ed. [s.l.]: Cambridge University Press, 2007. 459 p.

STRAWBRIDGE, K. B.; SNYDER, B. J. Planetary boundary layer height determination during Pacific 2001 using the advantage of a scanning lidar instrument. **Atmospheric Environmental**, v. 38, n. 34, p. 5861-5871, nov. 2004.

STULL, R. **An Introduction to Boundary Layer Meteorology**. 1 ed. Dordrecht: Kluwer, 1988. 670 p.

STYLIANOU, M.; NICOLICH, M. J. Cumulative effects and threshold levels in air pollution mortality: Data analyses of nine large US cities using the NMMAPS dataset. **Environmental Pollution**, v. 157, s. n., p. 2216-2223, ago./set. 2009.

TADANO, Y. S.; MAZZA, R. A.; TOMAZ, E. Modelagem da dispersão de poluentes atmosféricos no município de Paulínea (Brasil) empregando o ISCST3. **Asociación Argentina de Mecânica Computacional**, v. 24, s. n., p. 8125-8148, nov. 2010.

TARTAKOVSKY, D.; BRODAY, D. M.; STERN, E. Evaluation of AERMOD and CALPUFF for predicting ambient concentrations of total suspended particulate matter (TSP) emissions from a quarry in complex terrain. **Environmental Pollution**, v. 179, p.138-145, ago. 2013.

THÉ, J. L. **Windows interface for the USEPA ISCST3, AERMOD, and ISC-PRIME Air Dispersion Models**. 2004.

TRAN, H.; VAKKILAINNEN, E. K. The Kraft chemical recovery process. **TAPPI Press**, s. n., p. 1-8, 2000.

TURNER, D. B. **Workbook of Atmospheric Diffusion Estimates**. 2ª ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. 84 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Control of TRS emission from existing mills**. Kraft Pulping, March, 1979.

_____. **Chemical recovery combustion sources at kraft and soda pulp mills**. EPA-453/R-96-012, Office of Air Quality Planning and Standards, U.S.A., 1996.

_____**Nitrogen Oxides (NO_x): why and how they are controlled.** EPA 456/F-99-006R, 1999.

_____**Profile of the pulp and paper industry.** Office of Compliance Sector Notebook Project. 2nd ed. Washington: November, 2002.

_____**Air quality criteria for particulate matter – vol I.** EPA/600/P-99/002a-f, 2004a.

_____**Users guide for the AMS/EPA regulatory model - AERMOD.** EPA-454/B-03-001. 2004b.

_____**Users guide for the AERMOD meteorological preprocessor (AERMET).** EPA-454/B-03-002. 2004c.

_____**Users guide for the AERMOD terrain preprocessor (AERMAP).** EPA-454/B-03-003. 2004d.

_____**AERMOD: description of model formulation.** EPA-454/B-03-004. 2004e.

_____**Basic air pollution meteorology.** Air Pollution Training Institute. 2005a. Disponível em: <http://yosemite.epa.gov/oaqps/EOGtrain.nsf/DisplayView/SI_409_0-5?OpenDocument>. Acesso em: 13 nov. 2013.

_____**Revision to the guideline on air quality models: adoption of a preferred general purpose (flat and complex terrain) dispersion model and other revisions: final rule.** Federal Register/Rules and Regulations, v. 68, n. 72, part III report 40 CFR Part 51, Research Triangle Park, NC, U.S.A., 2005b.

_____**Model clearinghouse review of calpuff modeling protocol for bart.** Office of Air quality planning and standards memorandum. North Carolina, U.S. Environmental Protection Agency, 2009.

_____**What are the six common air pollutants?.** 2010. Disponível em: <<http://www.epa.gov/air/urbanair/>>. Acesso em: 29 jun. 2013.

_____**Particulate matter.** 2012. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ncer/science/pm/>>. Acesso em: 14 ago. 2013.

_____. **Nitrogen dioxide**. 2013. Disponível em: <<http://www.epa.gov/oar/nitrogenoxides/>>. Acesso em: 21 out. 2013.

VAKKILAINEN, E.; KIVISTÖ, A. **Energy consumption trends and energy consumption in modern mills in forest industry**. Production. Lappeenranta, 2010.

VITERBO, P. **A review of parametrization schemes for land surface processes**. Meteorological Training Course Lecture Series, ECMWF, Shinfield Park, Reading, England, s. n., p. 1 – 49, 2002.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Air quality guidelines**. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen: WHO, 2005.

WIMBERRY, W. T. **Technical assistance document for monitoring total reduced sulfur (TRS) from Kraft pulp mills**. Washington: Environmental Protection Agency, 198 p., 1985.

YOO, J.; KIM, K.; JANG, H.; SEOK, K.; HONG, J.; JANG, M. Emission characteristics of particular matter and heavy metals from small incinerators and boilers. **Atmospheric Environmental**, v. 36, n. 32, p. 5057-5066, out. 2002.

ZANETTI, P. **Air Pollution modelling**. Southampton: Computacional Mechanics Publications, 1990. 500 p.

ZELAYA-ÁNGEL, O.; TOMÁS, S. A.; SÁNCHEZ-SINENCIO, F.; ALTUZAR, V.; MENDOZA-BARRERA, C.; ARRIAGA, J. L. Atmospheric boundary layer height calculation in México City derived by applying the individual eulerian box model. **Atmósfera**, v. 23, n. 3, p. 241-251, 2010.

ZEPKA, G. S.; GOMES, S. C. P.; GOMES, D. S.; DREWS JR, P. L. J. Tempestade severa – um estudo de caso utilizando dados reais de descargas elétricas, imagens de satélite geoestacionário e campos de simulação do modelo de mesoescala MM5. In: II Seminário e Workshop em Engenharia Oceânica (SEMENGO). **Anais eletrônicos...** Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <<http://www.semengo.furg.br/index.php/historico>>. Acesso em: 17 de fev. 2014.