

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

MAURICY KAWANO

**DESENVOLVIMENTO, VALIDAÇÃO E APLICAÇÃO DE UM
MODELO MATEMÁTICO PARA DISPERSÃO
DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS**

**Florianópolis
2003**

**“DESENVOLVIMENTO, VALIDAÇÃO E APLICAÇÃO DE UM MODELO
MATEMÁTICO PARA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS”**

MAURICY KAWANO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na área de Tecnologias de Saneamento Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Clovis Raimundo Maliska, Dr.

Prof. Andreas Friedrich Grauer, Dr.

Prof. Reinaldo Haas, Dr.

Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.
(Coordenador)

Prof. Henrique de Melo Lisboa, Dr.
(Orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
MARÇO/2003

DEDICATÓRIA

À minha querida Mara e em especial aos meus filhos Fernanda Midori e Rodrigo Kenji que me apoiaram em todos os momentos para que este trabalho fosse concluído.

Ao meu pai que mesmo em sua ausência soube incentivar a busca do conhecimento.

À minha mãe a quem muito devo pela sua dedicação.

AGRADECIMENTOS

Aos meus irmãos pelo apoio em diferentes momentos.

Ao professor, mestre e amigo Henrique de Melo Lisboa, que orientou esta dissertação, que muito me incentivou e encorajou nos diferentes momentos e sempre esteve disponível para as nossas discussões sobre o tema.

Aos professores integrantes da Banca, por participarem da avaliação deste trabalho e pelas valiosas sugestões e críticas apresentadas para melhoria do trabalho.

À Klabin Papéis Monte Alegre e em especial ao Sr Júlio Cesar B. Nogueira pela concessão dos dados e informações.

Aos amigos do SENAI Adilson Luiz de Paula Souza, Rosângela M. Handa, Luiz Henrique Bucco e João Antônio Veneri que auxiliaram no ingresso e conclusão do mestrado.

E por fim aos amigos Andreas Grauer e Thierry Pagé que muitas vezes esclareceram conceitos e idéias sobre poluição atmosférica e qualidade do ar.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	ii
AGRADECIMENTOS.....	iii
SUMÁRIO.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE SÍMBOLOS.....	ix
RESUMO.....	x
ABSTRAT.....	xi
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS E JUSTIFICATIVAS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
2.3 JUSTIFICATIVAS.....	3
3 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	5
3.1 CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS E FONTES DE POLUIÇÃO.....	6
3.2 MATERIAL PARTICULADO (MP).....	8
3.3 COMPOSTOS SULFUROSOS.....	10
3.4 ÓXIDOS DE NITROGÊNIO.....	11
3.5 DIÓXIDO DE CARBONO E MONÓXIDO DE CARBONO.....	12
3.6 HIDROCARBONETOS.....	13
3.7 ODORES E OLFATOMETRIA.....	14
3.7.1 QUANTIFICAÇÃO DOS ODORES.....	15
3.7.2 TRANSPORTE DO ODOR NA ATMOSFERA.....	19
4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	21
4.1 MODELOS DE QUALIDADE DO AR.....	21
4.1.1 RESULTADOS DOS MODELOS E LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	26
4.1.2 SOFTWARES PARA MODELAGEM DE DISPERSÃO DE POLUENTES.....	29
4.2 A DISPERSÃO ATMOSFÉRICA.....	30
4.2.1 VENTO.....	31
4.2.2 TURBULÊNCIA.....	33
4.2.3 ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA.....	34
4.2.3.1 CLASSIFICAÇÃO DA ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA.....	36
4.3 FATORES QUE AFETAM OS CÁLCULOS DE DISPERSÃO DOS POLUENTES.....	42
4.4 ALTURA EFETIVA DA CHAMINÉ E ELEVAÇÃO DA PLUMA.....	44
4.4.1 EQUAÇÃO DE HOLLAND.....	46
4.4.2 EQUAÇÕES DE BRIGGS.....	48
4.4.2.1 CONDIÇÕES INSTÁVEIS E NEUTRAS.....	49
4.4.2.1.1 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O EMPUXO (<i>BUOYANCE</i>).....	50
4.4.2.1.2 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O IMPULSO (<i>MOMENTUM</i>).....	51
4.4.2.2 CONDIÇÕES ESTÁVEIS.....	51
4.4.2.2.1 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O EMPUXO (<i>BUOYANCE</i>).....	52
4.4.2.2.2 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O IMPULSO (<i>MOMENTUM</i>).....	52
4.4.2.3 CONDIÇÕES INSTÁVEIS, NEUTRAS E ESTÁVEIS.....	53
4.5 O MODELO GAUSSIANO OU NORMAL.....	54
4.5.1 MODELO GAUSSIANO PARA EMISSÕES CONTÍNUAS.....	55
4.5.1.1 COEFICIENTES DE DISPERSÃO PARA EMISSÕES CONTÍNUAS.....	59
4.5.1.2 LIMITAÇÕES DOS MODELOS DE DISPERSÃO GAUSSIANOS.....	62
4.5.2 MODELO GAUSSIANO PARA EMISSÕES INSTANTÂNEAS.....	64
4.5.2.1 COEFICIENTES DE DISPERSÃO PARA EMISSÕES INSTANTÂNEAS.....	67

5 DESENVOLVIMENTO DO MODELO AID	69
6 VALIDAÇÃO DO MODELO AID	80
7 APLICAÇÃO DO MODELO AID	90
7.1 RESULTADOS.....	94
8 CONCLUSÃO	101
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
10 ANEXOS	109

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –Olfatômetro Ville de Montreal – Canadá	19
Figura 2 - Emissão, transporte e imissão de poluentes.....	21
Figura 3 – Componentes de um modelo de qualidade do ar	23
Figura 4 - Pluma - Termoelétrica Charqueadas RS	31
Figura 5 – Variação do vento com a altura sobre diferentes tipo de terrenos	32
Figura 6 –Rosa dos ventos - Estações de monitoramento da qualidade do ar de Curitiba.....	33
Figura 7 – Variação da temperatura e da velocidade do vento com a altitude.....	34
Figura 8 – Camada limite planetária e camada superficial	35
Figura 9 - Classes de estabilidade Pasquill Gifford e Perfil vertical da temperatura.....	37
Figura 10- Características das plumas de acordo com gradiente de temperatura	39
Figura 11 – Ilustração da elevação da pluma (ΔH) e altura efetiva (H).....	45
Figura 12 – Comparação de fórmulas para cálculo do ΔH	45
Figura 13 – Fases da elevação da pluma.....	48
Figura 14 - Diagrama lógico para equações de Briggs	53
Figura 15 – Dispersão gaussiana de uma pluma.....	54
Figura 16 – Variação da concentração com o tempo de amostragem	55
Figura 17- Coordenadas da equação gaussiana para emissão contínua	56
Figura 18 - Exemplo de reflexão no solo	57
Figura 19- σ_y – Coeficientes de dispersão horizontal Pasquill-Gifford.....	60
Figura 20 - σ_z – Coeficientes de dispersão vertical Pasquill-Gifford.....	60
Figura 21 - O modelo gaussiano para emissões contínuas e as flutuações	64
Figura 22 - Coordenadas da equação gaussiana para emissão instantânea.....	65
Figura 23 – Comparação dos coeficientes para emissões contínuas e instantâneas	67
Figura 24 – Concentração ao nível do solo em função da distância da fonte - Modelo AID	71
Figura 25 – Janela principal programa AID.....	71
Figura 26 – Janela “O programa AID”.....	72
Figura 27 – Janela “Teoria sobre os modelos.....	72
Figura 28 – Janela “Autor”.....	73
Figura 29 – Janela “Entrada de Dados do Modelo”.....	73
Figura 30 – Janela “Poluente atmosférico”	74
Figura 31 – Janela “Ajuda”	74
Figura 32 – Janela “Dica do autor”	75
Figura 33 – Janela “Modelo”	75
Figura 34 – Janela “Dados da fonte emissora”	76
Figura 35 - Definição do tipo de região ou área onde estão situados fonte e receptor.....	76
Figura 36 - Dados meteorológicos.....	77
Figura 37 - Coordenadas do ponto receptor	78
Figura 38 - Coordenadas polares do ponto receptor.....	78
Figura 39 - Elevação da Pluma	79
Figura 40 – Mapa com curvas de isoconcentrações de um puff hipotético	79
Figura 41 – % de variação dos resultados na validação do modelo AID	83
Figura 42 –Variação dos resultados da comparação AID-Prarie Grass considerando a distância	84
Figura 43 – Variação dos resultados da comparação AID-ODODIS considerando a distância	84
Figura 44 – Variação dos resultados da comparação AID-Prarie Grass considerando a estabilidade.....	85
Figura 45 – Variação dos resultados da comparação AID-ODODIS considerando a estabilidade	85
Figura 46 – Variação dos resultados da comparação AID-Prarie Grass considerando o vento.....	86
Figura 47 – Variação dos resultados da comparação AID-ODODIS considerando o vento	86
Figura 48 – Gráficos de correlação considerando as distâncias de Prairie Grass.....	88
Figura 49 – Gráficos de correlação considerando os ensaios de Prairie Grass	89
Figura 50 – Vista Klabin Papéis Monte Alegre.....	90
Figura 51 – Pressão atmosférica média de Telêmaco Borba	91
Figura 52 – Temperatura média, máxima média, mínima média.....	92
Figura 53 – Rosa dos Ventos Período Janeiro – Dezembro 2000.....	92
Figura 54 – Distribuição da freqüência relativa da estabilidade para a região de Monte Alegre.....	93
Figura 55 – Croqui da cidade de Telêmaco Borba.....	94
Figura 56 – Curvas de isoconcentrações TRS.....	97
Figura 57 – Curvas de isoconcentrações MP	97

Figura 58 – Curvas de isoconcentrações NOx.....	98
Figura 59 – Curvas de isoconcentrações CO	98
Figura 60 – Curvas de isoconcentrações SOx.....	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Categorias de intensidade do odor	16
Tabela 2 – Características de substâncias odorantes.....	17
Tabela 3 - Padrões de Qualidade do Ar Resolução CONAMA nº 03/90.....	27
Tabela 4 – Escalas dos fenômenos meteorológicos	30
Tabela 5 - Características das condições atmosféricas	37
Tabela 6- Classificação da Estabilidade Atmosférica.....	37
Tabela 7 – Relação entre Classes de estabilidade Pasquill-Gifford e gradientes de temperatura.....	38
Tabela 8 - Definição da Estabilidade Atmosférica segundo Pasquill-Gifford.....	40
Tabela 9 – Faixas de radiação solar.....	41
Tabela 10 – Expoente “p” para correção da velocidade do vento.....	47
Tabela 11 - Parâmetros de dispersão urbana (para distâncias entre 100 m à 10.000 m)	61
Tabela 12 - Parâmetros de dispersão rural (para distâncias entre 100 m à 10.000 m)	62
Tabela 13 – Coeficientes a_y , b_y , a_z , b_z para expansão do <i>puff</i>	68
Tabela 14 – Botões da janela “Entrada de dados do modelo”	73
Tabela 15 – Botões da janela “Entrada de dados do modelo”	74
Tabela 16 – Comparação dos resultados do programa AID.....	82
Tabela 17 – Dados de emissão das fontes.....	91
Tabela 18 – Dados físicos das fontes.....	91
Tabela 19 – Pontos de referência da cidade de Telêmaco Borba	95
Tabela 20 – Resumo dos dados da modelagem dos poluentes	96
Tabela 21 – Resumo dos dados meteorológicos utilizados.....	96

LISTA DE SÍMBOLOS

C	Concentração
Γ	Gradiente de temperatura adiabático (0,986 °C/100m)
$\partial\theta/\partial z$	Gradiente de temperatura potencial
$\partial T/\partial z$	Gradiente de temperatura ambiente
Δh	Elevação da pluma acima da chaminé
ΔM	Massa do poluente lançado em um <i>puff</i>
Δt	Diferença de temperatura ($t_c - t_{ar}$)
Δt_p	Duração da emissão de um <i>puff</i>
α	Coefficiente de reflexão no solo
σ_y	Coefficiente de dispersão horizontal da concentração da pluma, em função da direção do vento e da distancia da fonte
σ_z	Coefficiente de dispersão vertical da concentração da pluma, em função da direção do vento e da distancia da fonte
σ_{x_p}	Coefficiente de dispersão horizontal no sentido do vento da concentração do <i>puff</i> , em função da distancia da fonte
σ_{y_p}	Coefficiente de dispersão horizontal da concentração do <i>puff</i> , em função da distancia da fonte e na direção perpendicular à do vento
σ_{z_p}	Coefficiente de dispersão vertical da concentração do <i>puff</i> , em função da distancia da fonte
$(\Delta t)_c$	Diferença de temperatura crítica
C_f	Concentração desejada no tempo de amostragem t_i
C_i	Concentração estimada para pequeno tempo de amostragem t_i
d	Diâmetro interno da chaminé
F_b	Fluxo de empuxo
F_m	Fluxo de impulso
g	Aceleração da gravidade (9,8 m/s ²)
H	Altura efetiva da chaminé
h	Altura física da chaminé
h_1	Altura onde foi medida a velocidade do vento
h_2	Altura na qual será corrigida a velocidade do vento
I	Intensidade percebida do odor
k_{50}	Limite de percepção olfativa
p	Expoente para correção da velocidade do vento a uma altura definida
P	Pressão atmosférica
p_t	Expoente para correção da concentração com o tempo
Q	Taxa de emissão do poluente na chaminé
s	Índice de estabilidade atmosférica
t_{ar}	Temperatura ambiente
t_c	Temperatura do gás da chaminé
UO	Unidade de odor
v	Velocidade do vento
v_1	Velocidade do vento medida na altura h_1
v_2	Velocidade do vento corrigida na altura h_2
v_c	Velocidade do gás na chaminé
x	Distancia horizontal do emissor ao receptor
x^*	Distância onde a turbulência atmosférica começa a dominar a subida da pluma
x_f	Distância onde a pluma pára de subir
y	Distancia horizontal do ponto de medição a uma distancia "y" da linha central da pluma
z	Altura do receptor ou ponto de medição

RESUMO

O impacto das fontes de poluição do ar existentes ou de novas fontes pode ser avaliado através de modelos matemáticos ou modelos de qualidade do ar. Esta ferramenta permite avaliar os efeitos dos poluentes atmosféricos ao meio ambiente sob diversas configurações, podendo desta forma testar diferentes alternativas tecnológicas para controle ou auxiliar no planejamento de áreas industrializadas e urbanas. Os modelos matemáticos podem também ser utilizados como recurso para a fiscalização e orientação das fontes emissoras.

Um modelo matemático foi desenvolvido, considerando a dispersão gaussiana dos poluentes. Este modelo denominado AID (Avaliação Instantânea da Dispersão), considera as equações gaussianas para emissões contínuas e emissões instantâneas (*puff*). Foi desenvolvido em Excel, utilizando a ferramenta Visual Basic. Incorpora muitas janelas de ajuda, contendo textos de apoio e referências bibliográficas referentes ao tema. O modelo AID foi validado com a base de dados "Prairie Grass" e com os resultados do modelo ODODIS (Odous Dispersion Software).

O modelo AID foi aplicado em uma situação real, considerando os dados de emissão de uma empresa fabricante de papel e celulose. Os resultados da modelagem matemática do programa AID apresentam-se na forma de mapas com isoconcentrações (médias de 10 min).

PALAVRAS-CHAVE: modelos de dispersão, equação gaussiana, dispersão de poluentes, pasquill-gifford, estabilidade atmosférica.

ABSTRAT

The impact of air pollution sources can be evaluated through mathematical models or air quality models. Mathematical models allows to evaluate the air pollutants effects to the environment under several configurations, being able to test different technological alternatives of air pollution control or to help planning of industrialized and urban areas. The mathematical models can also be used as a tool for the fiscalization and orientation of the air pollution sources.

A mathematical model was developed, using the gaussian dispersion of the air polutants. The AID model (Avaliação Instantânea da Disperção), considers the gaussian equations for continuous emissions and instantaneous emissions (puff). It was developed in Excel, using the Visual Basic tool. It incorporates many additional windows with explanations and references related to the theme. The AID model was validated with " Prairie Grass " data base and with the results of the model ODODIS (Odous Dispersion Software).

The model AID was applied in a real situation, considering emission data of a pulp and paper industry. The results of the mathematical model, using the program AID, show a map with isoconcentrations (averages of 10 min).

KEYWORDS: dispersion models, gaussian equation, polutants dispersion, pasquill-gifford, atmospheric stability.

1 INTRODUÇÃO

A poluição do ar é um fenômeno decorrente principalmente da atividade humana em vários aspectos, dentre os quais destacam-se o crescimento populacional, industrial e os hábitos da população. Em oposição ao século XVIII, onde se verificava a fumaça preta e grossa das locomotivas e de fábricas que constantemente cobriam o céu, ou mesmo os vapores asfixiantes do dióxido de enxofre emanados de cada chaminé, hoje a poluição do ar é universal e relativamente despercebida. Apesar de sentida há muito tempo, foi no século XX, principalmente na segunda metade, que a poluição do ar assumiu papel de destaque junto à população em geral e junto à comunidade técnico - científica.

A quantidade e complexidade de substâncias poluentes lançadas na atmosfera aumentam consideravelmente a degradação da qualidade do ar. A maioria dos gases produzida pela tecnologia moderna é incolor e relativamente inodora, o que dificulta a sua percepção.

De maneira geral, há uma tendência por parte da sociedade (governo, indústria, etc) em adiar a ação contra qualquer problema de poluição atmosférica menos agudo, especialmente quando a ação pode necessitar de um alto investimento.

A medição ou amostragem dos poluentes dá idéia do grau de exposição dos receptores, como resultado final do processo de emissão e as interações dos poluentes na atmosfera (fonte emissora \Rightarrow atmosfera \Rightarrow receptor). A resultante deste sistema define o nível de qualidade do ar que, por sua vez, desencadeia os efeitos adversos dos poluentes sobre os receptores. Estas interações variam no tempo e no espaço em função das reações químicas e/ou fotoquímicas, dos fenômenos de transporte, de fatores meteorológicos e da topografia da região e também dependem da sensibilidade dos receptores.

Desta maneira a coleta e análise de dados meteorológicos, o monitoramento dos poluentes e a modelagem matemática para simulação da qualidade do ar são

ferramentas principais para os estudos e planejamento de novas atividades industriais e o estabelecimento de planos de controle de poluição do ar.

A AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION (1997) descreve que a modelagem possui sobre o monitoramento vantagens como estimar as mais altas concentrações de um poluente atmosférico que poderiam ocorrer em situação do pior cenário, tanto no que concerne as condições meteorológicas como as de emissão, independente da localização. Ela pode fornecer estimativas de gradientes de concentração por meio da previsão de concentrações em muito mais locais do que possa ser monitorado. A modelagem pode estimar concentrações que possam ocorrer sob cenários alternativos de emissão e meteorológicos. A modelagem também pode prever níveis de poluentes atmosféricos que podem conduzir a certos efeitos à saúde, mas abaixo dos limites de detecção analíticos. Por sua natureza, concentrações ambientais modeladas podem ser repartidas entre as fontes.

Considerando a importância ambiental da poluição atmosférica, a necessidade de monitorar os poluentes e as vantagens da modelagem matemática, foi proposto este trabalho. Esta dissertação apresenta uma fundamentação teórica sobre os aspectos da poluição atmosférica, fatores relacionados com a dispersão dos poluentes, teoria sobre a modelagem matemática de dispersão de poluentes e sobre cálculos referentes à elevação da pluma. Descreve o desenvolvimento de um modelo matemático gaussiano, chamado AID (desenvolvido em Excel utilizando a ferramenta Visual Basic), descreve o método utilizado para validação dos cálculos programados e por fim a aplicação prática do modelo, utilizando dados reais de uma empresa fabricante de papel e celulose.

2 OBJETIVOS E JUSTIFICATIVAS

2.1 OBJETIVO GERAL

Desenvolver um modelo matemático de dispersão de poluentes atmosféricos, base para avaliação prévia da dispersão de poluentes provenientes de fontes fixas, aplicável à dispersão de emissões contínuas e instantâneas, com objetivos profissionais e didáticos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Conhecer e avaliar aspectos teóricos e práticos de modelos matemáticos de dispersão de poluentes atmosféricos;
- Demonstrar conceitos e aplicações da modelagem matemática para dispersão de poluentes na atmosfera;
- Validar a programação do modelo matemático proposto, comparando os resultados da modelagem matemática com resultados de outros modelos existentes;
- Aplicar o modelo desenvolvido em uma situação real.

2.3 JUSTIFICATIVAS

Com o crescimento populacional e industrial, quase sempre desordenado, ocorre um aumento da poluição atmosférica, que pode ser verificado em grandes centros urbanos ou industriais. Este crescimento, se não planejado, pode num futuro próximo, trazer grandes prejuízos ambientais, sociais e econômicos à sociedade.

O planejamento das bacias atmosféricas¹ requer ferramentas capazes de avaliar sua qualidade e o impacto de novas fontes poluidoras. O impacto das fontes existentes ou de novas fontes pode ser avaliado através de modelos matemáticos² ou modelos de qualidade do ar. Esta ferramenta permite avaliar os efeitos ao meio ambiente sob diversas configurações, podendo desta forma testar diferentes alternativas tecnológicas ou auxiliar no planejamento de áreas industrializadas. Os modelos matemáticos podem também ser utilizados como recurso para o licenciamento, a fiscalização e orientação das fontes emissoras. A modelagem matemática de qualidade do ar se apresenta como um instrumento que pode auxiliar na avaliação da qualidade do ar em regiões de interesse ambiental, social e econômico.

Apesar da modelagem matemática de qualidade do ar ser bastante difundida na América do Norte e bastante conhecida em alguns estados brasileiros, verifica-se que de maneira geral, como descrito por BÓCON (1998), esta ferramenta é pouco utilizada, principalmente para o planejamento das bacias atmosféricas no Brasil. Mas as legislações ambientais tendem a exigir maior monitoramento da qualidade do ar, a exemplo a Lei Nº 13.806 do Estado do Paraná de 30/09/2002, que descreve

“Art. 14. A verificação do atendimento aos padrões de qualidade do ar deverá ser efetuada pelo monitoramento dos poluentes na atmosfera ou, na ausência de medições, pela utilização de modelos matemáticos de dispersão atmosférica.”

¹ O BANCO MUNDIAL (1998) define bacia atmosférica como a área em torno do local do projeto cuja qualidade do ar ambiente é diretamente afetada pelas emissões da instalação. O tamanho relevante da bacia atmosférica local depende das características da instalação, tal como altura da chaminé, assim como das condições meteorológicas do lugar e da topografia. Em alguns casos, a bacia atmosférica está definida na legislação ou pelos organismos ambientais competentes.

² Modelo Matemático segundo a NBR-8968 (1985) é um tipo de modelo capaz de representar valores observados sobre poluição atmosférica, por meio de equações deduzidas a partir de hipóteses prefixadas no curso de estudos já realizados.

3 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A poluição atmosférica é um processo complexo de múltiplas causas associadas à emissão de poluentes atmosféricos.

Considerando que a poluição atmosférica é um efeito, e que esta possui como causa a emissão de poluentes atmosféricos, seguem duas definições deste último termo:

- A resolução do CONAMA nº 03, de 1990, define poluente atmosférico como qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar: (1) impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; (2) inconveniente ao bem-estar público; (3) danoso aos materiais, à fauna e flora; (4) prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.
- O BANCO MUNDIAL (1998) define poluente atmosférico como qualquer substância no ar que pode, em concentração suficiente, causar danos aos seres humanos, outros animais, vegetação ou materiais. Estes podem incluir materiais naturais ou artificiais capazes de serem transportados pelo ar. Estando na forma de partículas sólidas, gotículas, líquidos, gases ou combinações destes estados. Geralmente, estão em dois grupos principais: (1) emitidos diretamente de fontes identificáveis e (2) produzidos no ar por interação entre dois ou mais poluentes primários ou por reação com componentes naturais do ar, com ou sem fotoativação. Excluindo poluentes de origem natural os demais podem estar agrupados nas seguintes categorias: sólidos, compostos de enxofre, compostos orgânicos voláteis (COV), compostos de nitrogênio, compostos de oxigênio, compostos halogenados, compostos radioativos e odores.

Observando as duas definições conclui-se que além de poluentes clássicos ou convencionais (exemplo: SO_2) outros tipos de materiais ou energia podem ser classificadas como poluentes do ar, a exemplo materiais radioativos, energia eletromagnética ou mesmo energia sonora.

Na atualidade uma categoria de poluente atmosférico que está sendo muito discutida no meio científico é a categoria dos odores, principalmente em função dos incômodos gerados. A exemplo, o BANCO MUNDIAL (1998) destaca que um dos problemas de poluição do ar no Brasil é a redução da qualidade de vida em função de odores. SCHAUBERGER et al. (2001) comentam que nos EUA, em 1995, aproximadamente 70% das reclamações referentes a qualidade do ar foram relativas aos odores, e, na Alemanha 16% do total das reclamações recebidas durante ano de 1996 eram relacionadas aos odores.

3.1 CLASSIFICAÇÃO DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS E FONTES DE POLUIÇÃO

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados de acordo com a origem, estado físico e composição química.

De acordo com a origem:

- Poluente primário - aquele que atinge o receptor na forma em que foi emitido (ex. dióxido de enxofre);
- Poluente secundário - aquele resultante da interação entre dois ou mais poluentes primários e/ou com os constituintes normais da atmosfera com ou sem reação fotoquímica (ex. ozônio).

De acordo com o estado físico:

- gases e vapores (ex. monóxido de carbono, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio);
- partículas sólidas e líquidas (ex. poeiras, fumos, névoas e fumaças).

De acordo com a composição química:

- Poluentes orgânicos (hidrocarbonetos);
- Poluentes inorgânicos (ex. sulfeto de hidrogênio).

A poluição do ar pode ser resultado da interação das emissões de fontes naturais e antropogênicas.

As fontes naturais incluem:

- cinzas e gases de emissões vulcânicas;
- tempestades de areia e poeira;
- decomposição de vegetais e animais;
- partículas e gases de incêndios florestais;
- poeira de meteoros;
- evaporação natural;
- odores e gases da decomposição da matéria orgânica;
- spray salino dos mares e oceanos (maresia).

As fontes antropogênicas incluem:

- veículos a gasolina, diesel, álcool;
- queima de lixo ao ar livre, incineração de lixo;
- comercialização e armazenamento de produtos voláteis;
- queima de combustíveis;
- processos químicos;
- processamento de material fragmentado.

Os processos naturais podem produzir grandes problemas de poluição do ar se os poluentes forem gerados em grandes quantidades e próximo à civilização. Os processos antropogênicos são mais significativos para o controle de poluição do ar, em função da quantidade e diversidade de poluentes gerados, localização das fontes antropogênicas e possibilidade de exercer alguma forma de controle da poluição.

Alguns poluentes que normalmente são emitidos por fontes estacionárias (ex. chaminés):

- material particulado;
- compostos sulfurosos;
- óxidos de nitrogênio;
- monóxido e dióxido de carbono;
- hidrocarbonetos;
- odores.

3.2 MATERIAL PARTICULADO (MP)

De acordo com o BANCO MUNDIAL (1998) material particulado é uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas. Podem ser caracterizados por suas propriedades físicas (que influenciam no seu transporte e deposição) e composição química (que influencia nos efeitos à saúde humana).

As propriedades físicas do material particulado incluem concentração de partículas e distribuição do tamanho destas. As concentrações ambientais são medidas em $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A distribuição do tamanho é usualmente medida através do diâmetro aerodinâmico. De acordo com ZANNETTI (1990) e o BANCO MUNDIAL (1998) o material particulado acima de $2,5 \mu\text{m}$ de diâmetro aerodinâmico são geralmente definidas como partículas grossas, enquanto menores de $2,5 \mu\text{m}$, são definidas como partículas finas e também como partículas respiráveis.

Vários termos são usados para descrever particulados. Geralmente, estes termos estão associados com o método de amostragem, a exemplo as partículas totais em suspensão (PTS), que inclui partículas de vários tamanhos. Amostradas através de Hivol³, possui como limite partículas de até $45 \mu\text{m}$ nos EUA $160 \mu\text{m}$ na Europa.

³ Hivol – amostrador projetado para coletar material particulado em suspensão, através da filtragem de grandes volumes de ar.

As partículas que mais causam efeitos adversos a saúde humana são PM_{10} e $PM_{2,5}$, menores que 10 e 2,5 μm de diâmetro respectivamente. As PM_{10} são também chamadas de partículas inaláveis.

Algumas partículas são provenientes de fontes naturais (ex. pólen, emissões vulcânicas). Grande parte das partículas finas são provenientes dos processos de combustão (ex. queima de combustíveis fósseis e processos industriais como cimenteiras).

De acordo com EPA⁴ citado no WORD BANK (1998) estima-se que mais de 90% das partículas finas emitidas de fontes estacionárias estão combinadas com dióxido de enxofre (SO_2).

O sistema respiratório é o mais afetado pelas partículas. A deposição de partículas em diferentes partes do sistema respiratório depende do tamanho da partícula, forma e densidade. Os efeitos são também influenciados em função da composição química, da duração de exposição e de suscetibilidade individual. Partículas menores que 10 μm podem alcançar os pulmões e a taxa de retenção aumenta para partículas finas.

A vegetação pode sofrer danos quando ocorre a deposição de material particulado combinado com outros poluentes. Partículas grosseiras podem depositar-se nas folhas e reduzir a fotossíntese, alterando o crescimento.

⁴ EPA. *Second addendum to air quality criteria for particulate matter and sulfur oxides: assessment of newly available health effects information*. Research Triangle Park, NC. 1982.

3.3 COMPOSTOS SULFUROSOS

Segundo o WORD BANK (1998) os óxidos de enxofre (SO_x) são compostos constituídos de enxofre e moléculas de oxigênio, que inclui o dióxido de enxofre (SO₂) e trióxido de enxofre (SO₃).

O SO₂ é a forma predominante na baixa atmosfera. É um gás incolor que pode ser detectado pelo paladar e olfato na faixa de 1 à 3 µg/m³. O SO₂ dissolve rapidamente na água presente na atmosfera, formando ácido sulfuroso (H₂SO₃). O SO₂ é formado durante o processo de combustão de combustíveis fósseis, contendo compostos sulfurosos, entretanto existem fontes naturais como vulcões. Quando estes combustíveis fósseis (ex. carvão mineral, óleo mineral, gás natural) foram formados, compostos de nitrogênio e enxofre foram introduzidos nestes através dos amino-ácidos encontrados nas proteínas das plantas.

O SO₃ é emitido diretamente para a atmosfera ou produzido através da oxidação do SO₂, podendo ser rapidamente convertido a ácido sulfúrico (H₂SO₄).

Durante combustões incompletas, o enxofre elementar (S) ou sulfeto de hidrogênio (H₂S) podem, dependendo da temperatura, ser formados sob condições redutoras dos compostos sulfurosos. Na maioria dos processos de combustão, compostos reduzidos de enxofre são insignificantes.

Exposição ao SO₂ são associadas à redução das funções dos pulmões, ao aumento de problemas respiratórios, à irritação dos olhos, nariz e garganta. Crianças, idosos e asmáticos são os mais afetados.

Óxidos de enxofre podem causar impactos adversos à vegetação, incluindo florestas e agricultura. SO₂ pode causar danos aos materiais e metais ferrosos e não ferrosos.

3.4 ÓXIDOS DE NITROGÊNIO

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) são formados durante o processo de combustão a altas temperaturas, através da oxidação do nitrogênio do ar de combustão ou do nitrogênio contido no combustível. Os NO_x incluem o dióxido de nitrogênio (NO_2), monóxido de nitrogênio (NO) e óxido nitroso (N_2O). Primariamente óxido de nitrogênio (NO) é formado, e dependendo do excesso de ar, pode ser transformado a dióxido de nitrogênio (NO_2). De acordo com o BANCO MUNDIAL (1998) estas duas formas de óxidos de nitrogênio são poluentes significantes na baixa atmosfera. Outra forma de óxido de nitrogênio é o óxido nitroso (N_2O), um gás com efeito estufa. NO é um gás incolor e insípido e é predominante nas fontes emissoras antropogênicas. NO_2 é um forte oxidante, gás amarelo-alaranjado ou marrom-avermelhado, com odor irritante e pungente. Uma porção de NO_2 na atmosfera é convertida a ácido nítrico (HNO_3).

Existem fontes naturais de NO_x , como processos biológicos, relâmpagos, atividades vulcânicas ou pela foto-destruição de compostos nitrogenadas na atmosfera.

As concentrações urbanas dos NO_x variam em função do horário do dia, estação do ano e condições meteorológicas.

Os efeitos à saúde humana estão relacionados com o trato respiratório, sendo os asmáticos os mais suscetíveis aos efeitos do NO_2 . Os óxidos de nitrogênio são precursores da precipitação ácida e do ozônio troposférico, que estão relacionados com a destruição de vegetais. A deposição ácida pode abaixar o pH de lagos e rios, trazendo consequências para a vida aquática.

3.5 DIÓXIDO DE CARBONO E MONÓXIDO DE CARBONO

O dióxido de carbono (CO_2) segundo GODISH (1991) é um gás incolor, insípido e sem cheiro. É emitido por processos de combustão ou mesmo através de processos naturais, como decomposição da matéria orgânica. Considerado não tóxico, quando comparado com outros poluentes e por ser um constituinte natural da atmosfera.

O aumento da temperatura média do planeta, conhecido como aquecimento global ou efeito estufa, está associado ao aumento das concentrações de CO_2 na atmosfera. GODISH (1991) destaca que intensivo uso de processos de combustão pelo homem traz como consequência o aumento das concentrações atmosféricas do CO_2 .

Segundo BAUMBACH (1996) O monóxido de carbono (CO) é um produto intermediário do processo de combustão do carbono para dióxido de carbono (CO_2). 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.

O CO é encontrado em altas concentrações principalmente em áreas urbanas, devido aos processos de combustão industriais ou mesmo dos veículos automotores, sendo estes últimos os maiores causadores deste tipo de poluição.

De acordo com GODISH (1991) em ambientes fechados, o CO em altas concentrações se constitui num dos mais perigosos agentes tóxicos respiratórios para o homem e animais, dado o fato de não possuir cheiro, não ter cor, não causar irritação e não ser percebido pelos sentidos. Devido à sua grande afinidade química com a hemoglobina do sangue, tende a combinar-se rapidamente com esta, formando a carboxihemoglobina, dificultando o transporte do oxigênio, podendo causar a morte por asfixia. A exposição contínua, mesmo em baixas concentrações, está muitas vezes relacionada às causas de afecções de caráter crônico, ou com pessoas com deficiências respiratórias.

3.6 HIDROCARBONETOS

As emissões de hidrocarbonetos (HC) pela atividade humana têm origem principalmente na queima incompleta de combustíveis fósseis, em veículos automotores e na sua evaporação de combustíveis. Os HC são formados por uma mistura complexa de substâncias orgânicas. BAUMBACH (1996) descreve que nos processos de combustão, os HC não são totalmente oxidados, desta forma, uma variedade de substâncias orgânicas pode aparecer nos gases de exaustão (ex. álcoois, aldeídos e ácidos orgânicos). Durante combustões incompletas ou misturas insuficientes de combustível e ar, parte do combustível pode escapar sem queimar na forma de HC.

Apresentam-se também como fontes antropogênicas as indústrias químicas, de transformação, refinarias, petroquímicas, coquearias e os processos de queima de materiais orgânicos.

Os HC são gases e vapores e dependendo de suas características químicas podem possuir odor desagradável, irritar olhos, nariz, pele e trato respiratório. Em situações de exposição prolongada, podem causar dano celular, sendo que alguns são considerados carcinogênicos e mutagênicos. A exposição a altas concentrações pode causar efeitos imediatos, como náusea, dores de cabeça, cansaço, letargia e tonturas.

Parte das emissões totais de HC na atmosfera são de fontes naturais. Florestas e vegetação em geral emitem HC, como terpenos e isoprenos.

Sob ação da luz solar, os HC juntamente com os NO_x , participam da formação dos oxidantes fotoquímicos na atmosfera (ex. O_3).

3.7 ODORES⁵ E OLFATOMETRIA

O ser humano é capaz de detectar no ar a presença de substâncias em concentrações muito baixas. O olfato é um dos sentidos mais desenvolvidos pelo homem, pois este é capaz de distinguir mais de 10.000 espécies químicas diferentes. A percepção humana relacionada ao odor varia muito com as particularidades de cada componente individualmente, bem como em alguns casos, varia de indivíduo para indivíduo.

O olfato depende de receptores sensoriais que respondem à presença de certas moléculas no ar. Nos humanos, estes quimio-receptores estão localizados no epitélio olfativo, localizado na cavidade nasal. Este tecido é recoberto por cílios e uma camada de muco. As moléculas gasosas são dissolvidas no muco e interagem com os receptores, gerando um impulso que é transmitido pelos nervos olfativos até o cérebro, que interpreta o impulso como um odor. Muitas vezes a interpretação ativa áreas da memória que relacionam o odor com alguma experiência vivida no passado.

O composto odorante para poder provocar alterações sensoriais necessita de certas propriedades, como solubilidade em água, alta pressão de vapor, lipofilicidade e baixa massa molecular.

Os odores oriundos de processos industriais são motivos constantes de preocupação da sociedade, principalmente pelo incômodo gerado. A Resolução SEMA 06/92 destaca em seu artigo 4º

A atividade que emita à atmosfera, substância odorífera característica de processo produtivo específico, deverá promover a instalação de equipamento, previamente analisado pelo Instituto Ambiental do Paraná visando a remoção do odor."

⁵ BUONICORE e THEODORE (1992) definem odor como uma sensação resultante da recepção de estímulos pelo sistema sensorial olfativo.

Os efeitos dos odores na saúde do homem ainda são incertos. Alguns sintomas frequentes associados aos odores são: náuseas, vômitos, dores de cabeça, tosse, distúrbios no sono e no apetite, irritação dos olhos, irritação do nariz, redução da sensação de bem-estar e do prazer na realização de atividades cotidianas como passear.

3.7.1 QUANTIFICAÇÃO DOS ODORES

Odores provenientes de determinadas substâncias químicas, como o sulfeto de hidrogênio (H_2S), podem ser quantificados tanto por métodos físico-químicos (analíticos) quanto por métodos organolépticos (sensoriais). Embora os métodos analíticos sejam úteis na identificação e quantificação das substâncias que causam odor, os métodos sensoriais permitem avaliar o grau de tolerância do odor proveniente das substâncias químicas presentes na atmosfera.

De acordo BUONICORE e THEODORE (1992) os tipos de respostas humanas para avaliação do odor dependem de propriedades sensoriais particulares a serem medidas, que incluem:

- Intensidade do odor;
- detectabilidade do odor;
- caráter do odor;
- hedonicidade do odor (prazer ou desconforto).

O incômodo que pode causar um odor é resultado do efeito combinado destas propriedades.

A intensidade do odor é a magnitude da sensação do odor percebido, e pode ser descrita com base em categorias, como as descritas na tabela 1. A intensidade do odor é percebida sem nenhum conhecimento da concentração ou do grau de diluição do ar na amostra, necessário para eliminar o odor.

Na avaliação da intensidade do odor, uma substância padrão, em concentração determinada, podem servir de referência para as categorias. O método ASTM E-544⁶ citado em BUONICORE e THEODORE (1992) descreve o n-butanol como uma substância que é utilizada como referência.

Tabela 1 – Categorias de intensidade do odor

0	Não perceptível
1	Perceptível
2	Fraco
3	Facilmente perceptível
4	Forte
5	Muito forte

Adaptado de BUONICORE e THEODORE (1992)

A relação entre a intensidade do odor e a concentração é dada pela equação (1), que é conhecida como Lei de Stevens.

$$I = k(C)^n \quad (1)$$

$$\text{ou } \log I = \log k + n \log (C)$$

Onde:

I = intensidade percebida;

K = constante;

C = concentração;

n = expoente (pode variar de 0,2 à 0,8 dependendo da substância odorante).

A equação (1) demonstra que para uma pequena redução na intensidade do odor é necessária uma grande redução na concentração da substância odorante. Isto demonstra um dos grandes problemas do controle de odores.

A detectabilidade ou limite de percepção (em inglês *threshold*) de um odor, é uma propriedade sensorial referente a concentração mínima que produz uma resposta olfativa ou uma sensação do odor. A tabela 2 apresenta algumas substâncias e seus respectivos limites de percepção. BUONICORE e THEODORE (1992) destacam que o limite de percepção é usualmente determinado por um painel de odor, que consiste de um número específico de pessoas que expressam sobre a ausência ou presença do odor em uma amostra. O limite de percepção é definido quando 50% do painel consegue detectar o odor.

⁶ Standard Recommended Practices for Referencing Suprathreshold Odor Intensity, ASTM E-544, American Society for Testing and Material, Philadelphia, PA, 1975.

O limite de percepção não é um valor preciso, pois depende muito da sensibilidade dos painelistas, da metodologia empregada para o painel e da pureza da substância odorante que está sendo testada.

Tabela 2 – Características de substâncias odorantes

Nome do composto	Fórmula	Peso molecular	Volatilidade à 25 °C ppm, v/v	Limite de detecção ppm, v/v	Limite de reconhecimento ppm, v/v	Descritores do odor
Acetaldeído	CH ₃ CHO	44	Gás	0,067	0,21	Pungente, cheiro de fruta, adocicado
Alil mercaptana	CH ₂ :CHCH ₂ SH	74		0,0001	0,0015	Desagradável, cheiro de alho
Amônia	NH ₃	17	Gás	17	37	Pungente, irritante
Amil mercaptana	CH ₃ (CH ₂) ₄ SH	104		0,0003	--	Desagradável, pútrido
Benzil-mercaptana	C ₆ H ₅ CH ₂ SH	124		0,0002	0,0026	Desagradável, forte
n-butil amina	CH ₃ (CH ₂) ₃ NH ₂	73	93.000	0,080	1,8	Azedo, cheiro de amônia
Cloro	Cl ₂	71	Gás	0,080	0,31	Pungente, sufocante
Dibutil amina	(C ₄ H ₉) ₂ NH	129	8.000	0,016	--	Cheiro de peixe
Diisopropil amina	(C ₃ H ₇) ₂ NH	101		0,13	0,38	Cheiro de peixe
Dimetil amina	(CH ₃) ₂ NH	45	Gás	0,34	--	Pútrido, cheiro de peixe
Sulfeto de dimetila	(CH ₃) ₂ S	62	830.000	0,001	0,001	Repolho velho
Sulfeto de difenila	(C ₆ H ₅) ₂ S	186	100	0,0001	0,0021	Desagradável
Etil amina	C ₂ H ₅ NH ₂	45	Gás	0,27	1,7	Amoniacal
Etil mercaptana	C ₂ H ₅ SH	62	710.000	0,0003	0,001	Repolho velho
Sulfeto de hidrogênio	H ₂ S	34	Gás	0,0005	0,0047	Ovo podre
Indol	C ₈ H ₇ (CH) ₂ NH	117	360	0,0001	--	Fecal, nauseante
Metil amina	CH ₃ NH ₂	31	Gás	4,7	--	Pútrido, cheiro de peixe
Metil mercaptana	CH ₃ SH	48	Gás	0,0005	0,0010	Repolho podre
Ozônio	O ₃	48	Gás	0,5	--	Pungente, irritante
Fenil mercaptana	C ₆ H ₅ SH	110	2.000	0,0003	0,0015	Pútrido, cheiro de alho
Propil mercaptana	C ₃ H ₇ SH	76	220.000	0,0005	0,020	Desagradável
Piridina	C ₅ H ₅ N	79	27.000	0,66	0,74	Pungente, irritante
3-metil indol	C ₉ H ₉ N	131	200	0,001	0,050	Fecal, nauseante
Dióxido de enxofre	SO ₂	64	Gás	2,7	4,4	Pungente, irritante
Tiocresol	CH ₃ C ₆ H ₄ SH	124		0,0001	--	Cheiro de gambá, rançoso
Trimetil amina	(CH ₃) ₃ N	59	Gás	0,0004	--	Pungente, cheiro de peixe

Fonte BUONICORE e THEODORE (1992)

A norma VDI 3881-parte 1 (1986) descreve que baseado na definição do limite de percepção, 1 UO (unidade de odor) é a quantidade de um composto odorante que induz uma sensação de odor quando disperso em 1 m³ de ar puro, ou 1 OU é igual ao limite de percepção de uma substância odorante. Outra definição importante em olfactometria é o limite de percepção olfativa (K₅₀), que corresponde ao valor de diluição de uma amostra gasosa à concentração percebida por 50% dos membros de um júri ou painel.

Além do limite de percepção os painelistas podem definir o limite de reconhecimento do odor (em inglês *recognition threshold*), que é a concentração mínima necessária para identificar a substância odorante. Alguns limites de reconhecimento estão exemplificados na tabela 2.

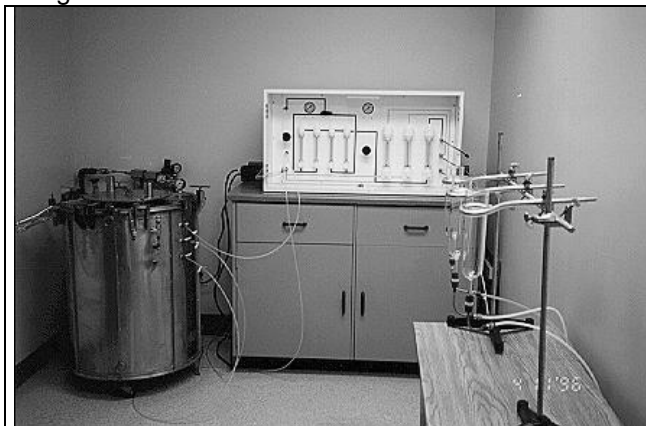
O caráter do odor ou qualidade é a propriedade que identifica um odor e o diferencia de outros odores de igual intensidade. O caráter do odor é avaliado em comparação com outros odores, como por exemplo, se um odor é doce, azedo, etc. (ver última coluna da tabela 2).

A hedonicidade do odor é a propriedade relacionada com o prazer ou desconforto que este pode causar. A distinção pode ser feita pela aceitabilidade do odor, que difere muito de indivíduo para indivíduo e pode ser influenciada inclusive por associações com experiências anteriores ou por contextos emocionais de quando o odor foi percebido. Por exemplo, um odor prazeroso pode ser inaceitável se persistir como parte de um problema de poluição atmosférica em uma área residencial, originado de uma fábrica de perfume ao invés de um florido jardim. A hedonicidade também é avaliada através do painel de odor, em condições controladas, como intensidade e duração. O grau de desprazer ou desconforto é determinado por cada painalista utilizando-se de experiências vividas ou associações emocionais.

A adaptação ou fadiga do trato olfativo é um fenômeno que ocorre quando as pessoas perdem a capacidade de percepção do odor. A adaptação a um odor geralmente não interfere na percepção de outros.

BUONICORE e THEODORE (1992) descrevem que a olfatométrica consiste, basicamente, no processo de receber uma amostra, diluir em várias proporções e sujeitar a avaliação dos painelistas. Para tal processo existem métodos estáticos como o ASTM d-1391-método da seringa e métodos dinâmicos como do olfatômetro (ver figura 1).

Figura 1 –Olfatômetro Ville de Montreal – Canadá



3.7.2 TRANSPORTE DO ODOR NA ATMOSFERA

O odor chega até a população através do transporte atmosférico, também chamado dispersão atmosférica, desta forma, os odores podem ser tratados de forma semelhante aos poluentes gasosos, isto é, o odor que causa o incômodo aos seres humanos depende basicamente dos processos que ocorrem entre a fonte emissora e o receptor.

Para compostos causadores de odor pouco reativos na atmosfera, o odor percebido é, basicamente, o resultado das concentrações da substância emitida em combinação com o transporte atmosférico. Neste caso, o estudo de transporte do odor pode ser realizado de forma análoga aos estudos de dispersão de poluentes gasosos.

Dos modelos de qualidade do ar, os modelos do tipo *puff*, são mais indicados, pois consideram a concentração instantânea. Tais modelos simulam o transporte a partir de emissões instantâneas de fontes pontuais, calculando as concentrações das substâncias causadoras de odor com base na teoria gaussiana. Obviamente, no caso do estudo dos odores, a relação entre a concentração das substâncias e sua percepção em termos de odor também deve ser avaliada.

De acordo com SCHAUBERGER et al. (2000) para o processo de avaliação do impacto dos odores as seguintes informações são necessárias:

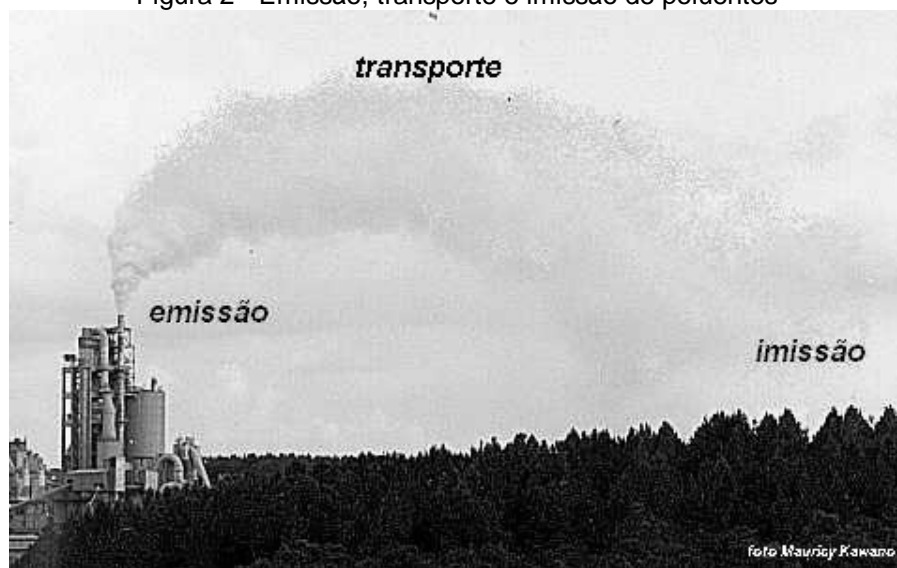
- Emissão dos odores;
- Modelo de dispersão;
- Cálculo da concentração instantânea do odor;
- Validação da concentração instantânea, levando em conta os fatores frequência, intensidade, duração e hedonicidade.

4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 MODELOS DE QUALIDADE DO AR

DE NEVERS (1995) e SEINFELD (1986) descrevem, resumidamente, o processo de poluição do ar em três momentos: (a) emissão⁷ de poluentes para a atmosfera; (b) os poluentes são transportados, diluídos e modificados química ou fisicamente na atmosfera; (c) e imissão⁸ ou os poluentes chegam a um receptor, onde podem ocorrer danos à saúde, materiais ou de maneira geral ao meio ambiente. A figura 2 demonstra o processo de poluição do ar.

Figura 2 - Emissão, transporte e imissão de poluentes



ZANNETTI (1990) ressalta que a modelagem da qualidade do ar é uma ferramenta essencial para a maioria dos estudos de poluição atmosférica⁹, e que tais modelos podem ser divididos em:

- Modelos físicos – pequena escala, representações do fenômeno em laboratório (ex. túnel de vento, tanque de água). Evidenciam mecanismos e geram dados para validação de modelos matemáticos;
- Modelos matemáticos - conjunto de algoritmos numéricos/analíticos que descrevem os aspectos físicos e químicos do problema.

⁷ A NBR-8969 (1985) define emissão atmosférica como a descarga de matéria e/ou energia no ar.

⁸ A NT-05 da CETESB (1978) define imissão como o inverso de emissão e é a retenção de substâncias e/ou energia do ar.

⁹ Segundo a NT-05 da CETESB (1978), poluição atmosférica é a presença ou emissão de um ou mais poluentes atmosféricos ou combinações dos mesmos de modo a causar prejuízos aos atuais usos planejados do recurso do ar. Por prejuízo, subentende-se danos à saúde, segurança, economia e bem estar da comunidade.

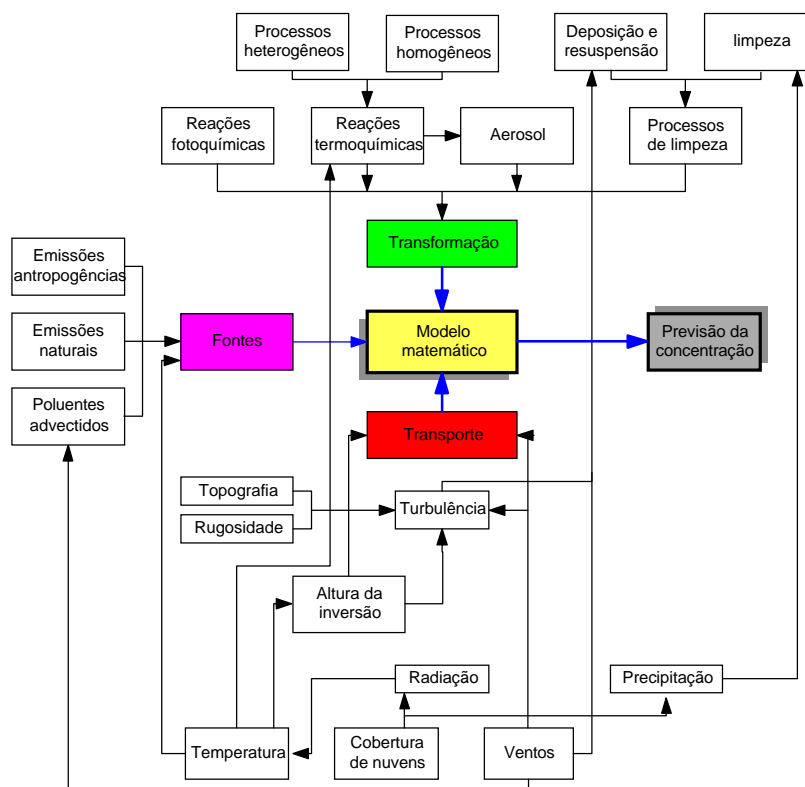
BÓCON (1998) explica que estudos experimentais em laboratórios utilizam modelos físicos, construídos em escala reduzida, servindo-se de túneis de vento ou canais hidráulicos para a simulação, onde um fluido traçador representa o poluente e amostras são coletadas em vários pontos para determinação da concentração. Por outro lado, os modelos matemáticos baseiam-se em relações matemáticas e em funções estatísticas e necessitam de dados experimentais para que seus parâmetros sejam determinados.

SEINFELD (1986) comenta que os modelos físicos não podem servir a todas as necessidades dos modelos de qualidade do ar, pois são incapazes de relacionar as emissões com a qualidade do ar, sob as diversas condições meteorológicas e de emissão possíveis em uma área urbana.

De acordo com a figura 3 verifica-se que os modelos de qualidade do ar tem por objetivo final prever a concentração de um poluente na atmosfera. Considerando as definições de poluente atmosférico, descritas no item em 4, conclui-se que podem existir diferentes tipos de modelos de qualidade do ar, que são mais ou menos complexos em função do tipo de poluente a ser modelado e das interações que podem ocorrer com a atmosfera (ex. reações, decaimento, transporte, diluição). Aliados a esta última conclusão podem ser relacionados os estudos de APSIMON¹⁰ citado em BÓCON (1998) sobre a modelagem da dispersão na atmosfera da descarga radioativa de Chernobyl.

¹⁰ APSIMON, H. M. WILSON, J. J. N. *Modelling Atmospheric Dispersion of the Chernobyl Release Across Europe*. *Boundary Layer Meteorology*, v. 41, p. 123-133, 1987.

Figura 3 – Componentes de um modelo de qualidade do ar



Fonte: SEINFELD (1986)

ZANNETTI (1990) ressalta que os modelos matemáticos podem ser divididos em:

- Modelos determinísticos - baseados em descrições matemáticas fundamentais de processos atmosféricos;
- Modelos estatísticos - fundamentados em relações estatísticas semi-empíricas entre dados disponíveis de qualidade do ar e medições práticas.

ZANNETTI (1990) descreve como exemplo de um modelo determinístico o modelo de difusão, onde o dados de saída (campo de concentração) são computados através de resoluções matemáticas dos dados de entradas (taxa de emissão e parâmetros atmosféricos como taxas de dispersão), e como exemplo de um modelo estatístico os modelos de previsão dos níveis de concentração futuros, que resultada de funções estatísticas dos dados atuais disponíveis e a correlação passada entre tais medidas e as tendências de concentração. Os modelos determinísticos são os mais importantes para aplicações práticas, desde que

calibrados e utilizados adequadamente. Em outras palavras, somente um modelo determinístico pode prover uma avaliação segura da fração de responsabilidade de cada fonte de poluição para cada área receptora, assim permite a definição e implementação de estratégias apropriadas para controle de emissão.

SEINFELD (1986) salienta que os modelos podem envolver considerações como padrões de emissão, meteorologia, transformações químicas e processos de remoção (figura 3). Ressalta que os modelos matemáticos de qualidade do ar podem ser úteis como uma ferramenta analítica para:

- estabelecimento de legislação para controle de emissões;
- avaliação de técnicas e estratégias de controle de emissões propostas;
- planejamento da localização de futuras fontes de poluentes do ar;
- planejamento para controle de episódios agudos de poluição do ar;
- avaliação e atribuição de responsabilidades para níveis existentes da poluição do ar.

Segundo DE NEVERS (1995) o modelo de qualidade do ar ideal ou perfeito permitiria prever a concentração de poluentes em qualquer condição de emissão, em qualquer condição meteorológica, em qualquer localização e em qualquer período de tempo. Os modelos atualmente disponíveis estão distantes do ideal e são simplificações da realidade, conduzindo à convicção que todos os modelos possuem erros associados.

HANGARTNER (1998) comenta que a precisão dos modelos é função dos parâmetros de entrada como dados de emissão e meteorológicos, sendo que os modelos podem se tornar mais imprecisos devido à falta ou erros nos dados e informações. A AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION (1997) destaca que

Contudo, os modelos podem subestimar a exposição pela não inclusão das fontes áreas, das pequenas e das que compõem o basal (background). Eles podem também subestimar ou superestimar a exposição pelo uso de dados ou hipóteses que não representem efetivamente a verdadeira situação ambiental. A qualidade dos dados modelados será função da qualidade das informações fornecidas ao modelo (usualmente os dados de emissão são fornecidos pela indústria) e das hipóteses e relações incorporadas pelo modelo em si. As incertezas existem em qualquer análise de modelagem de dispersão e a quantificação e a interpretação destas incertezas são difíceis. A precisão das estimativas modeladas variam com o modelo usado, a aplicação do modelo e os valores de entrada. Esta avaliação da exposição usará os

procedimentos de garantia de qualidade/control de qualidade para reduzir a incerteza e eliminar vieses onde possível.

Segundo o BANCO MUNDIAL (1998) os dados requeridos nos modelos de qualidade do ar estão distribuídos em 3 categorias:

- Dados da fonte emissora - incluindo localização da chaminé (coordenadas), altura física, diâmetro interno, velocidade dos gases, temperatura e taxa de emissão¹¹ dos poluentes. Alguns modelos podem requerer dados de entrada adicionais como elevação da fonte, dimensões das construções ou edificações no entorno, distribuição do tamanho da partícula e suas correspondentes velocidades terminais¹² e coeficientes de reflexão no solo;
- Dados meteorológicos – são requeridos para predizer o transporte, dispersão e depleção dos poluentes. A maioria dos modelos aceita dados meteorológicos horários (classe de estabilidade segundo Pasquill, direção e velocidade do vento, temperatura e altura da camada de mistura);
- Dados do receptor – coordenadas e elevação do receptor. Podem também ser necessárias, para facilitar a análise, informações sobre densidade da população e concentração do poluente esperada.

¹¹ A NBR 8969 (1985) define taxa de emissão como uma quantidade de matéria emitida na unidade de tempo, usualmente expressa em kg/h e g/s.

¹² A NBR 8969 (1985) define velocidade terminal de queda a velocidade máxima que uma partícula atinge quando todas as forças externas, atuando sobre esta partícula, estão em equilíbrio.

4.1.1 RESULTADOS DOS MODELOS E LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

O BANCO MUNDIAL (1998) descreve que os resultados da modelagem de dispersão são tipicamente mapas que mostram a concentração dos poluentes (ex. dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio e particulados) ao longo da área no entorno da fonte emissora. Os mapas consistem nas concentrações calculadas em cada local, apresentadas como linhas de isoconcentrações. As concentrações necessitam ser avaliadas (tipicamente por um perito), para compará-las com padrões locais de qualidade de ar e identificar "*hot spots*" ou áreas onde as concentrações dos poluentes estão acima dos padrões. Deve-se enfatizar que modelos matemáticos de processos atmosféricos complexos envolvem um nível significativo de incerteza que pode aumentar quando faltam determinados dados ou estes são de má qualidade. Os resultados dos modelos devem ser tratados com cuidado, principalmente quando são usados para tomada de decisão. A apresentação de resultados deve, normalmente, incluir uma discussão da provável variabilidade e os limites de confiança. Para tomada de decisão, os resultados precisam ser resumidos de um modo claro e compreensível.

De acordo com a EPA (1999) a análise da modelagem de qualidade do ar verifica se poluentes como SO₂, NO₂ e CO, oriundos de determinada fonte, extrapolam os padrões de qualidade do ar ou contribuem com a deterioração da qualidade do ar.

No Brasil a Resolução N^o 05, de 15 de junho de 1989, do CONAMA, instituiu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), que tem como estratégia básica de controle ambiental o estabelecimento de limites de emissões das fontes de poluentes e, como ação complementar e referencial, emprega a estratégia de controle da qualidade do ar por meio dos Padrões Nacionais de Qualidade do Ar, que se relacionam com os limites máximos de emissão permitidos. Tais limites são a quantidade de um poluente que é permitido ser lançado na atmosfera e são definidos de acordo com a classificação de uso pretendido das áreas do território nacional.

Esta mesma Resolução estabelece dois tipos de padrão de qualidade do ar:

- padrões primários de qualidade do ar - as concentrações de poluentes que, ultrapassadas poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo.
- padrões secundários de qualidade do ar - as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo.

Os padrões de qualidade do ar válidos em todo território do Brasil, apresentados na tabela 3, são definidos pela Resolução do CONAMA N° 03, de 28 de junho de 1990.

Tabela 3 - Padrões de Qualidade do Ar Resolução CONAMA nº 03/90

POLUENTE	TEMPO DE AMOSTRAGEM	PADRÃO PRIMÁRIO µg/m ³	PADRÃO SECUNDÁRIO µg/m ³	MÉTODO DE MEDIÇÃO
Partículas Totais em Suspensão	24 horas (1) MGA (2)	240	150	Amostrador de grandes volumes
		80	60	
Dióxido de Enxofre	24 horas (1) MAA (3)	365	100	Pararosanilina
		80	40	
Monóxido de Carbono	1 hora (1) 8 horas (1)	40.000 (35 ppm)	40.000 (35 ppm)	Infravermelho não dispersivo
		10.000 (9 ppm)	10.000 (9 ppm)	
Ozônio	1 hora (1)	160	160	Quimiluminescência
Fumaça	24 horas (1) MAA (3)	150	100	Refletância
		60	40	
Partículas Inaláveis	24 horas (1) MAA (3)	150	150	Separação Inercial/Filtração
		50	50	
Dióxido de Nitrogênio	1 hora (1) MAA (3)	320	190	Quimiluminescência
		100	100	

(1) Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano
(2) Média geométrica anual (MGA)
(3) Média aritmética anual (MAA)

Fonte: Resolução do CONAMA nº 03 de 1990

A Resolução do CONAMA n.º 05 de 1989 descreve que para implementação de uma política de não-deterioração significativa (PDS) da qualidade do ar ou para atingir os objetivos acima propostos, torna-se necessária a fixação de padrões de qualidade do ar nas diferentes bacias aéreas ou áreas classes I, II e III conforme o uso pretendido:

- Áreas classe I - áreas de preservação, lazer, turismo, tais como Parques Nacionais e Estaduais, Reservas e Estações Ecológicas, Estâncias Hidrominerais e Hidrotermais. Nestas áreas deverá ser mantida a qualidade do ar em nível o mais próximo possível do verificado sem a intervenção antropogênica;
- Áreas classe II - áreas onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão secundário de qualidade;
- Áreas de classe III - áreas de desenvolvimento onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão primário de qualidade.

A mesma resolução prevê ainda que enquanto não for estabelecida a classificação das áreas, pelos órgãos ambientais estaduais, os padrões aplicáveis são os primários.

4.1.2 SOFTWARES PARA MODELAGEM DE DISPERSÃO DE POLUENTES

Atualmente, o advento do PC vem proporcionando uma melhoria na qualidade dos modelos de dispersão atmosférica, permitindo, inclusive, a incorporação de diversas variáveis, aproveitando a rapidez de processamento que essas máquinas proporcionam. O BANCO MUNDIAL (1998) relaciona os seguintes softwares para modelagem:

- ISC3 (Industrial Source Complex) - modelo usado para fontes pontuais (chaminés), emissões de várias fontes e áreas para terrenos planos e complexos;
- CTDMPLUS (Complex Terrain Dispersion) – modelo usado para terrenos complexos;
- UK-ADMS (United Kingdom Meteorological Office Atmospheric Dispersion Modeling System);
- PARADE (desenvolvido pela Electricite de France);
- PLUME 5 (desenvolvido pela Pacific Gas & Electric Co Califória) – aplicável para áreas urbanas e rurais e terrenos complexos;
- The German TA Luft procedures.

Além destes modelos pode-se citar também o modelo CALPUFF e o MESOPUFF. Alguns modelos atualmente são considerados de domínio público e disponibilizados via INTERNET.

4.2 A DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

Os fenômenos meteorológicos que atuam no processo de dispersão o fazem obedecendo a uma sequência de escalas em função da dinâmica da atmosfera. GODISH (1991) destaca que a dispersão dos poluentes atmosféricos é influenciada pela movimentação do ar na micro e na mesoescala, e por ciclones e anticiclones na macroescala. Na macroescala são dispersas substâncias com tempo de residência longo (ex. CO₂ e clorofluorcarbonos). A tabela 4 demonstra as escalas e os fenômenos meteorológicos associados.

Tabela 4 – Escalas dos fenômenos meteorológicos

Escala	Extensão horizontal (10 ³ m)	Período de duração	Fenômenos meteorológicos associados
Macroescala	> 100	Semanas – meses	Circulação geral da atmosfera Frentes do tempo Sistemas de altas e baixas pressões Furacões
Mesoescala	10 – 100	Horas – dias	Brisa marinha e terrestre Ventos de vale Ilhas de calor urbanas
Microescala	<10	Minutos	Comportamento da pluma ¹³ Downwash ¹⁴ Correntes de remoinho

Fonte: GODISH (1991)

O comportamento de uma pluma de acordo com GODISH (1991) depende da inter-relação de fatores como: natureza física e química dos poluentes; parâmetros meteorológicos; localização da fonte relacionada com obstáculos e topografia da região.

GODISH (1991) ressalta que o transporte e diluição dos poluentes na micro e mesoescala dependem dos fenômenos meteorológicos locais e da influência da topografia (exemplo de transporte e diluição pode ser verificado na figura 4). Neste processo de dispersão os fenômenos meteorológicos mais importantes incluem o vento (velocidade e direção), turbulência e estabilidade atmosférica.

¹³ A NBR-8969 (1985) define pluma como um fluxo relativo à emissão atmosférica de uma fonte específica, como por exemplo, uma chaminé. Exemplo de pluma pode ser verificado na figura 4.

¹⁴ A NBR-8968 (1985) define downwash o movimento descendente de parte ou totalidade de uma pluma, devido a baixa pressão formada por esteira (zona posterior a um obstáculo no sentido do vento) de uma chaminé ou edificação, ou, ainda, devido a uma declividade descendente do terreno.

Figura 4 - Pluma - Termoelétrica Charqueadas RS



4.2.1 VENTO

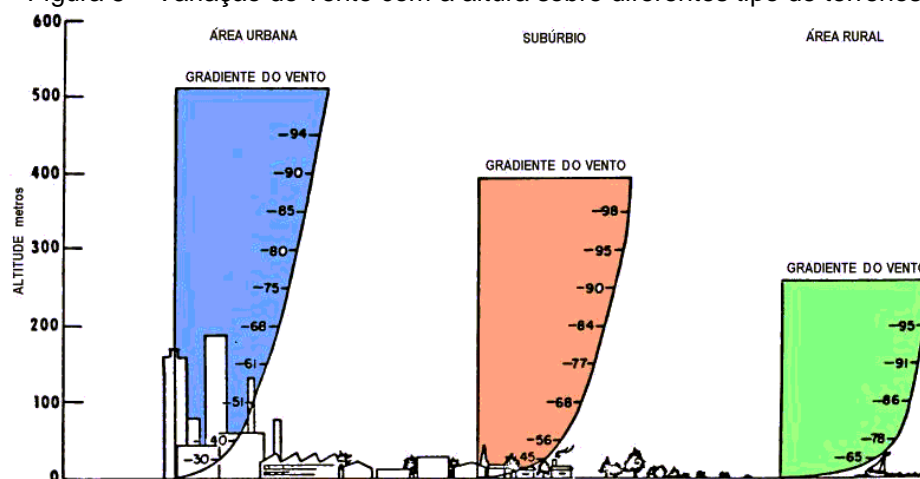
O vento consiste na circulação e no movimento da atmosfera. Este possui dois componentes: o horizontal e o vertical. Embora o componente vertical seja importante, GODISH (1991) destaca que os ventos horizontais são um significativo meio de transporte e diluição de poluentes atmosféricos.

Assim como o vento depende das condições meteorológicas ele também depende dos obstáculos que irá encontrar na superfície da terra. A velocidade dos ventos horizontais é afetada pela fricção proporcionada pela rugosidade da superfície, que é determinada pelas características topográficas (ex. montanhas, vales, rios, lagos, florestas, campos). O efeito da rugosidade da superfície sobre a velocidade do vento assim como a variação com a altitude está ilustrada na figura 5.

A dispersão de poluentes também é afetada pela variação da direção do vento. A frequência da direção da direção do vento e da velocidade em um dado período de tempo pode ser resumida através de uma rosa dos ventos, como a ilustrada na figura 6. Os ventos são denominados a partir da direção de onde eles sopram. Por exemplo um vento norte sopra do norte para o sul, um vento leste sopra de leste para oeste. As medidas básicas do vento referem-se à sua direção e velocidade. STERN (1998) descreve que a velocidade do vento é geralmente maior

no inverno do que no verão, mas estagnações prolongadas são possíveis no inverno. Há também uma tendência da velocidade máxima do vento ocorrer na primavera.

Figura 5 – Variação do vento com a altura sobre diferentes tipo de terrenos



Fonte: TURNER (1969)

TURNER (1994) descreve que para correção da velocidade do vento em função da altitude pode ser utilizada a equação (2).

$$v_2 = v_1 \cdot \left(\frac{h_2}{h_1} \right)^p \quad (2)$$

Onde:

v_2 = velocidade do vento corrigida na altura h_2 (m/s);

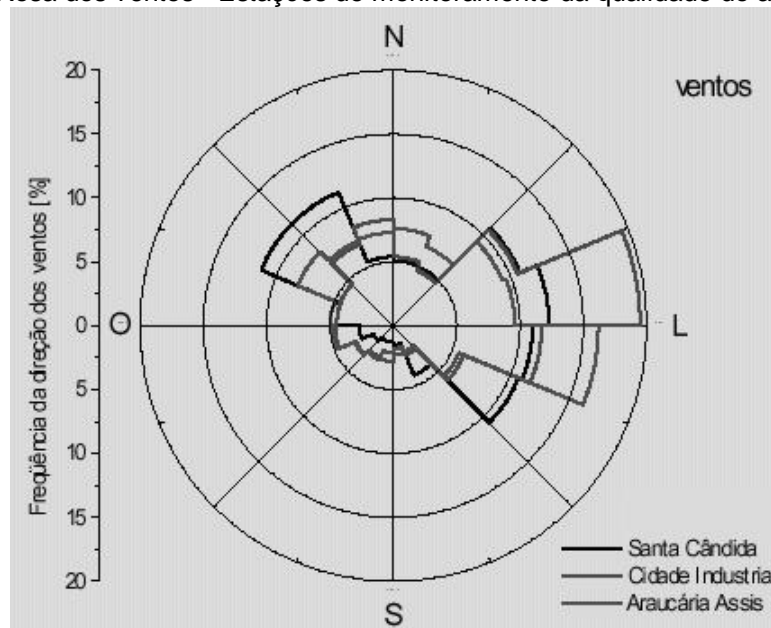
v_1 = velocidade do vento medida na altura h_1 (m/s);

h_2 = altura na qual será corrigida a velocidade do vento (m);

h_1 = altura onde foi medida a velocidade do vento (m);

p = expoente que depende da estabilidade atmosférica presente. Pode variar de 0,07 para condições instáveis e 0,55 para condições estáveis.

Figura 6 –Rosa dos ventos - Estações de monitoramento da qualidade do ar de Curitiba



Fonte: IAP (2001)

4.2.2 TURBULÊNCIA

De acordo com a NBR-8969 (1985) turbulência é a movimentação do vento, de maneira extremamente irregular, com rápidas alterações de velocidade e direção, acompanhada de correntes ascendentes e descendentes. GODISH (1991) comenta que a turbulência atmosférica é produzida por dois processos específicos: a turbulência térmica (resultado do aquecimento atmosférico) e turbulência mecânica (causada pelo movimento do ar em função do vento). TURNER (1995) ressalta que a turbulência consiste em redemoinhos circulares (vórtices).

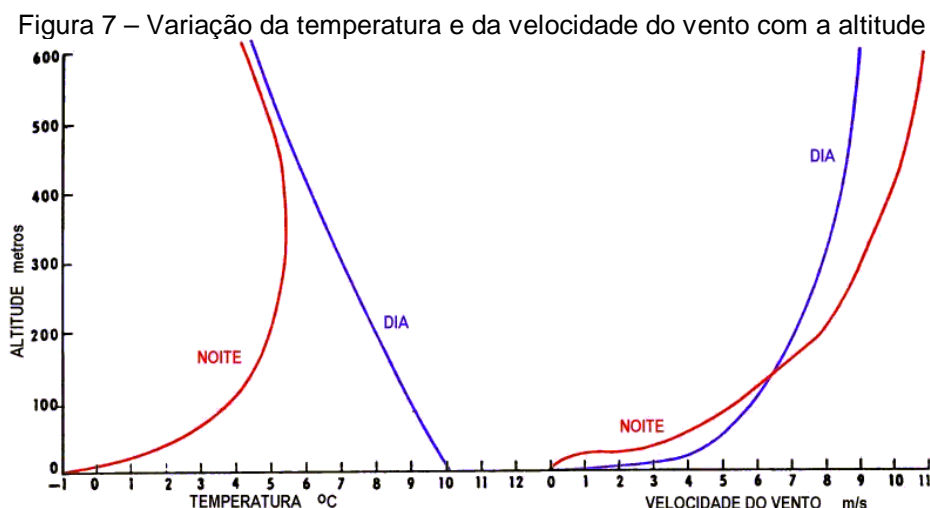
O tema turbulência é bastante complexo e envolve muitos conceitos. Para este trabalho será dado somente o enfoque descrito acima.

4.2.3 ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA

De acordo com TURNER (1969) a maioria dos problemas de dispersão atmosférica leva em conta a camada atmosférica próxima ao solo, variando de centenas a alguns milhares de metros. Variações na turbulência térmica ou mecânica são maiores próximos ao solo. A turbulência térmica está relacionada com a estrutura vertical da temperatura ou gradiente térmico¹⁵ (exemplo desta variação pode ser verificada na figura 7).

Segundo ZANNETTI (1990) esta camada próxima ao solo é conhecida como “*Camada Limite Planetária - CLP*”. SEINFELD (1986) e DE NEVERS (1995) comentam que esta camada eleva-se até 500 m a partir do solo, zona na qual o efeito da superfície é sentido, sendo que a velocidade e direção do vento são governadas por gradientes horizontais de pressão, forças de cisalhamento do vento¹⁶ (ou atrito) e forças de Coriolis. Apesar da altura descrita acima, a CLP pode variar desde centenas até milhares de metros.

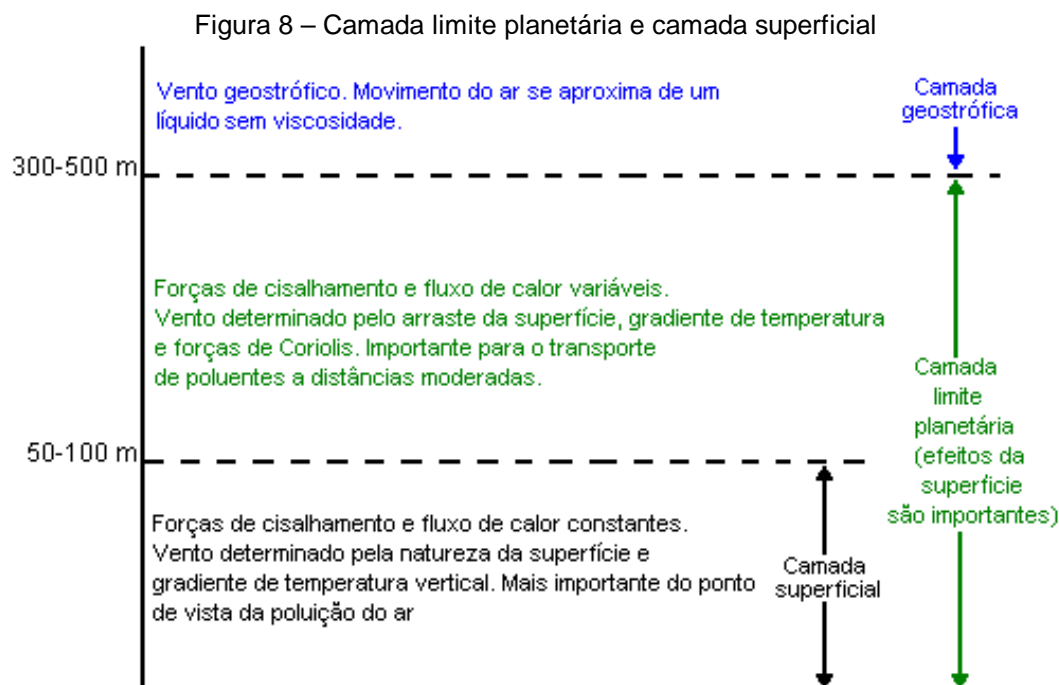
A figura 8 apresenta camadas da baixa troposfera, incluindo a CLP, e os fenômenos associados.



¹⁵ A NBR-8969 (1985) define gradiente térmico como a relação da variação da temperatura da atmosfera em função do aumento da altitude, normalmente negativo para decréscimo da temperatura. Quando a temperatura aumenta com a altura, o gradiente é positivo.

¹⁶ A NBR-8969 (1985) define cisalhamento do vento a interação entre duas camadas horizontais de vento, onde a inferior sofre o efeito de desaceleração pela influência das forças viscosas.

BAUMBACH (1996) comenta que a camada mais próxima ao solo onde os poluentes são misturados com o ar ambiente, em função dos ventos e turbulência térmica, é chamada de camada de mistura.



Fonte: SEINFELD (1986)

GODISH (1991) descreve que na baixa troposfera, até aproximadamente 10 km, a temperatura decresce com a altitude. ZANNETTI (1990) e KIELY (1996) descrevem que este decréscimo é de $0,98\text{ }^{\circ}\text{C}$ para cada 100 m ou aproximadamente $1\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ para o ar em movimento. De acordo com a NBR-8969 (1995) esta taxa de decréscimo é conhecida como Gradiente Térmico Adiabático Seco, e ocorre quando uma parcela de ar seco sobe verticalmente num meio em equilíbrio hidrostático e se expande lentamente sem troca de calor com este meio. KIELY (1996) e LEES (1989) comentam que a taxa de decréscimo da temperatura é conhecido em inglês como “*lapse rate*”.

De acordo com LEES (1989) e DAVIS e CORNWELL (1998) a estabilidade da atmosfera é essencialmente a facilidade ou dificuldade da atmosfera de resistir ao movimento vertical do ar gerado pela turbulência convectiva. É uma função do vento e do perfil vertical de temperatura, mas normalmente é definido em termos deste último. A estabilidade influencia na habilidade da atmosfera de dispersar os poluentes.

LEES (1989) descreve que existem alguns fatores especiais que podem afetar a estabilidade, que incluem (1) áreas com pressão semi-permanente, (2) localizações próximo ao mar e (3) áreas urbanas. Algumas áreas estão sujeitas a sistemas de alta e baixa pressão relativamente fixos. Por exemplo, o Reino Unido está freqüentemente sob influência de baixa pressão, com tempo nublado e geralmente estabilidade neutra. Estabilidade em locais próximo ao litoral sofrem influencia das interações mar-terra. Nas áreas urbanas um aspecto principal que afeta a estabilidade é o efeito de ilha de calor¹⁷.

4.2.3.1 CLASSIFICAÇÃO DA ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA

KIELY (1996) descreve que o estado atmosférico pode ser classificado em instável, estável e neutro (exemplo desta classificação pode ser verificado na tabela 5):

- O estado neutro ocorre quando o gradiente de temperatura é igual ao adiabático seco e a variação da temperatura com a altitude é de aproximadamente $1\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$;
- O estado instável ocorre quando o gradiente de temperatura excede ao adiabático seco e a variação da temperatura com a altitude é maior que $1\text{ }^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$;
- O estado estável ocorre quando o gradiente de temperatura é menor que o adiabático seco e a variação da temperatura com a altitude é menor que $1\text{ }^{\circ}\text{C}/100$.

¹⁷ Efeito ilha de calor segundo a NBR 8969 (1985) são características meteorológicas de determinada área urbana ou industrial que distinguem de áreas vizinhas. Em tais áreas, geralmente ocorrem temperaturas mais altas, perfis térmicos noturnos menos estáveis junto à superfície do solo, umidades relativas comparativamente mais baixas, maior nebulosidade, neblina mais frequente, menor radiação incidente, velocidades de vento mais baixas e maior precipitação pluviométrica.

Tabela 5 - Características das condições atmosféricas

Condição atmosférica	Condições típicas	Fluxo de calor	Estrutura térmica
Instável	Meio dia Céu Limpo Ventos leves	Para cima	Super adiabático
Neutro	Ventos, nublado ou transição	Nulo	Próximo ao Adiabático seco
Estável	Noite Céu limpo Ventos leves	Para baixo	Próximo ao isotérmico ou Inversão

Fonte: TURNER (1994)

O sistema de classificação da estabilidade atmosférica mais utilizado é o de Pasquill-Gifford relacionado na tabela 6. Algumas vezes a classe de estabilidade também é descrita por números, sendo A = 1, B = 2, C = 3, D = 4, E = 5 e F = 6.

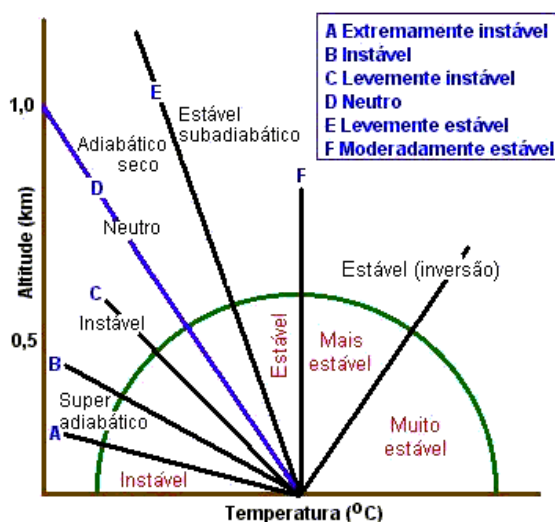
Tabela 6- Classificação da Estabilidade Atmosférica.

Classe	Descrição
A	Extremamente instável
B	Moderadamente instável
C	Levemente instável
D	Neutro
E	Levemente estável
F	Moderadamente estável

Fonte: SEINFELD (1986)

A figura 9 ilustra a o perfil vertical de temperatura e as classes de estabilidade de Pasquill-Gifford.

Figura 9 - Classes de estabilidade Pasquill Gifford e Perfil vertical da temperatura



Fonte: KIELY (1996)

A tabela 7 descreve a relação entre as classes de estabilidade de Pasquill-Gifford e os gradientes de temperatura.

Tabela 7 – Relação entre Classes de estabilidade Pasquill-Gifford e gradientes de temperatura

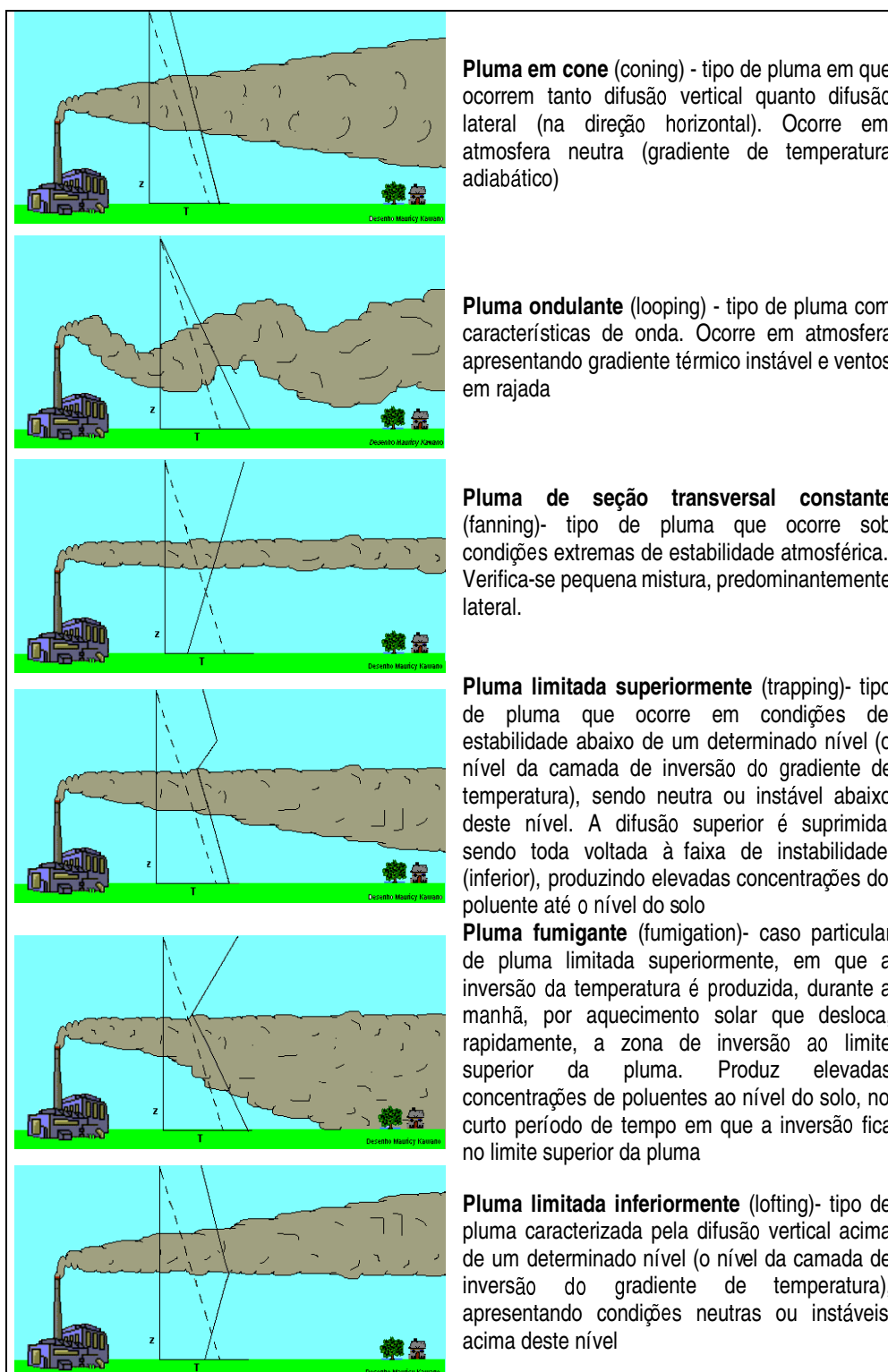
Classe	Gradiente de temperatura ambiente $\partial T/\partial z$ (°C/100 m)	Gradiente de temperatura potencial ¹⁸ $\partial \theta/\partial z$ (°C/100 m)
A	< -1,9	< -0,9
B	-1,9 à -1,7	-0,9 à -0,7
C	-1,7 à -1,5	-0,7 à -0,5
D	-1,5 à -0,5	-0,5 à 0,5
E	-0,5 à 1,5	0,5 à 2,5
F	> 1,5	> 2,5

Fonte: SEINFELD (1986)

As emissões de chaminés produzem plumas que podem variar em formatos com a condição atmosférica. A figura 10 demonstra tipos de plumas que podem ocorrer nas condições instáveis, neutras e estáveis. Do ponto de vista da dispersão, a condição estável é geralmente mais desfavorável à dispersão da pluma e por outro lado a condição instável é a que possui maior turbulência e conseqüentemente uma maior dispersão da pluma. É na condição estável que acontece o fenômeno conhecido como inversão térmica, que associada a poluição atmosférica pode gerar grandes concentrações de poluentes. Uma típica inversão térmica está ilustrada na figura 10 com a pluma limitada superiormente.

¹⁸ Calculado assumindo $\partial \theta/\partial z = \partial T/\partial z + \Gamma$, onde Γ é o gradiente de temperatura adiabático (0,986 °C/100m)

Figura 10- Características das plumas de acordo com gradiente de temperatura



Fonte: Adaptado de ZANNETTI (1990) e ABNT NBR 8969 (1985)

PASQUILL¹⁹ citado em TURNER (1994), introduziu um método para estimar a estabilidade atmosférica, incorporando considerações sobre turbulência térmica e mecânica. A turbulência mecânica é considerada pela velocidade do vento medida à 10 m de altura, e a turbulência térmica positiva e negativa são consideradas pela irradiação solar incidente e pela cobertura de nuvens, respectivamente. Tais critérios para estimar a classe de estabilidade atmosférica em um dado momento estão demonstrados na tabela 8. De acordo com TURNER (1969) este método dá indicações representativas para áreas rurais, mas é menos confiável para áreas urbanas. Esta diferença é devida primariamente a influência da superfície de uma cidade e da formação de efeitos de ilhas de calor. TURNER (1969) comenta também que a cobertura de nuvens diminui a radiação solar incidente e, portanto deve ser considerada na metodologia.

Tabela 8 - Definição da Estabilidade Atmosférica segundo Pasquill-Gifford

Velocidade do vento em m/s (a 10 m) ²⁰	Dia			Noite	
	Radiação solar incidente			Levemente nublado $\geq 4/8$	Claro ou pouco nublado $\leq 3/8$
	forte	Moderada	leve		
0 à 2	A	A-B	B	---	---
2 à 3	A-B	B	C	E	F
3 à 5	B	B-C	C	D	E
5 à 6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Fonte: TURNER (1994)

ZANNETTI (1990) e TURNER (1969) descrevem as seguintes notas sobre a radiação solar incidente :

- Forte - corresponde a uma elevação angular do sol maior ou igual a 60°, considerando o horizonte. Leve - corresponde a uma elevação angular do sol de 15° à 35°, considerando o horizonte;
- Quando o poluente é emitido à noite, com ventos de 0 à 2 m/s, a estabilidade pode considerada como Extremamente Estável e algumas vezes é referenciado como classe "G".

¹⁹ PASQUILL, F. *The Estimation of the Dispersion of windborne material*. Meteorological Magazine, v. 90, p. 33-49, 1961

²⁰ De acordo com ZANNETTI (1990) 10 m é a altura padrão recomendada para monitoramento da velocidade do vento.

Para facilitar a classificação, SEINFELD (1986) relaciona a radiação solar incidente com faixas de radiação descritas na tabela 9.

Tabela 9 – Faixas de radiação solar

Radiação solar incidente	Langley.min ⁻¹	W.m ⁻²
Forte	$I > 1,0$	$I > 700$
Moderada	$0,5 \leq I \leq 1,0$	$350 \leq I \leq 700$
Fraca	$I < 0,5$	$I < 350$

Fonte: SEINFELD (1986)

Atualmente programas computacionais são usados para converter as observações meteorológicas horárias em classes de estabilidade de Pasquill-Gifford, a exemplo o programa EPA STAR ROUTINE citado por NIEUWSTADT (1984).

4.3 FATORES QUE AFETAM OS CÁLCULOS DE DISPERSÃO DOS POLUENTES

O BANCO MUNDIAL (1998) descreve que a dispersão e a concentração de poluentes ao nível do solo são determinadas por uma complexa interação de características físicas da fonte (ex. chaminé), das características físicas e químicas dos poluentes, das condições meteorológicas na proximidade da fonte e da topografia das áreas no entorno. De maneira geral, 3 diferentes tipos de cálculos são necessários para estimar a concentração ao longo do tempo: (1) a elevação da pluma acima da chaminé; (2) a dispersão dos poluentes entre a fonte e as localizações de interesse, devem ser modeladas matematicamente com base nas condições atmosféricas e (3) a concentração ao nível do solo ao longo do tempo deve ser determinada. Fatores chave que afetam estes cálculos, e consequentemente a seleção de modelos de dispersão, são:

- topografia - a área no entorno da planta é caracterizada como plana ou como complexa (com elevações maiores que a chaminé);
- uso do solo - se a área circunvizinha é urbana ou rural. Áreas urbanas têm grandes estruturas e fontes de calor que afetam a dispersão dos poluentes. Em adição, a densidade da população é diretamente proporcional ao número de pessoas impactadas;
- propriedades dos poluentes - propriedades físicas e químicas dos poluentes influenciam o transporte. Assume-se que nenhuma transformação química acontece ao modelar SO_2 entre de 5 a 10 km de uma fonte. Além desta distância, uma função matemática de decaimento exponencial pode ser utilizada. A maioria dos óxidos de nitrogênio são emitidos como óxido nítrico (NO), mas em poucos minutos, dependendo da disponibilidade de ozônio, pode se tornar dióxido de nitrogênio (NO_2). A deposição de particulados é função do tamanho da partícula e do tempo de deslocamento;
- configuração da fonte - altura e temperatura da emissão e a proximidade de outras estruturas afetam a dispersão. A altura efetiva da pluma é a altura física da chaminé ajustada através de fatores que elevam a pluma (ex. flutuabilidade) ou abaixam a pluma (ex. downwash);

- múltiplas fontes - todos os modelos de dispersão assumem que a concentração em um local definido é a soma das concentrações de cada uma das fontes que são modeladas. Em resumo os efeitos são somados e não as taxas de emissões ou parâmetros da chaminé;
- tempo de exposição - os modelos, como ISC3, fazem cálculos para períodos de uma hora. Concentrações para períodos maiores, como 8 horas ou 24 horas, são médias aritméticas das concentrações horárias desses períodos. Médias anuais são computadas calculando as médias horárias durante um ano ou usando modelos que usam frequências de distribuição de eventos meteorológicos para computar uma média anual.

4.4 ALTURA EFETIVA DA CHAMINÉ E ELEVAÇÃO DA PLUMA

A altura efetiva de uma emissão raramente corresponde à altura física da chaminé. Como descrito por ZANNETTI (1990) a maioria das plumas emitidas de fontes estacionárias possuem temperatura superior a do ar ambiente, o que induz uma força de empuxo e os poluente são lançados à atmosfera através da velocidade do fluxo gasoso. Como comenta DE NEVERS (1995) a maioria das plumas visíveis de chaminés elevam-se até determinada altura e tendem a se manter na horizontal. As plumas páram de subir porque misturam-se com o ar atmosférico, perdem velocidade e resfriam-se.

Esta elevação da pluma (ver figura 11) é conhecida em inglês por “*plume rise*”. A altura efetiva da chaminé é calculada pela equação (3) e corresponde a soma da altura física da chaminé mais a elevação da pluma.

$$H = h + \Delta h \quad (3)$$

Onde:

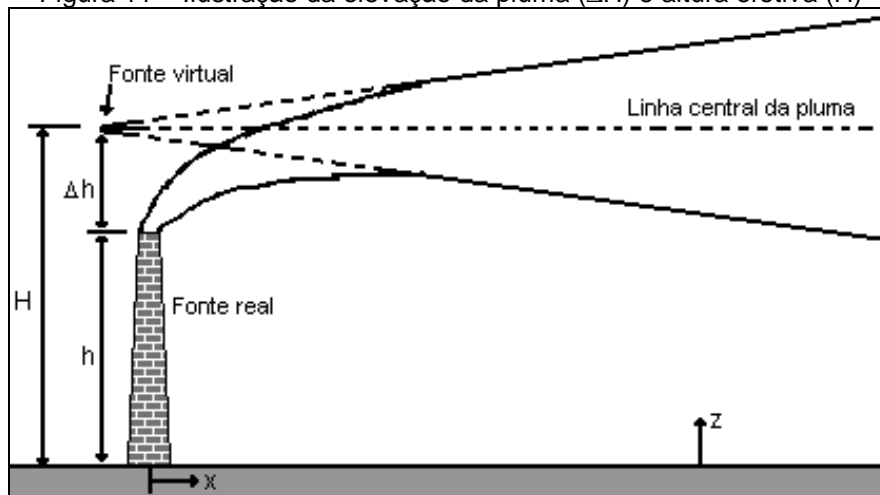
H = altura efetiva da chaminé;

Δh = elevação da pluma acima da chaminé;

h = altura física da chaminé.

GODISH (1991) descreve que a subsequente história da pluma depende da inter-relação de fatores como (a) natureza química e física dos poluentes, (b) parâmetros meteorológicos, (c) localização da fonte e (d) topografia.

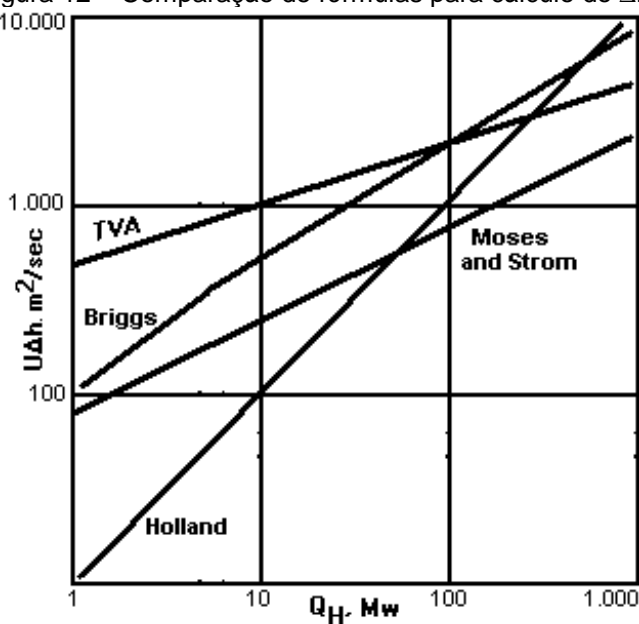
Figura 11 – Ilustração da elevação da pluma (ΔH) e altura efetiva (H)



Fonte: WARK, et al.(1998)

BRIGGS (1975) faz uma comparação de diferentes técnicas para calcular a elevação da pluma (Δh), algumas semi-empíricas e outras que descrevem uma série de interações físicas entre a pluma e o ambiente. Exemplo desta comparação dos modelos para cálculo do Δh pode ser verificada na figura 12, que relaciona o calor emitido pelas fontes (Q_H) com o produto da elevação da pluma com a velocidade do vento ($U\Delta h$). A equação de Holland, comparada com as demais, subestima a elevação para pluma para fontes com baixa potência térmica, mas para fontes com altas potências térmicas superestima Δh .

Figura 12 – Comparação de fórmulas para cálculo do ΔH



Fonte: BRIGGS (1975)

De acordo com BUONICORE e THEODORE²¹ citado em PERRY (1984) algumas das equações mais comuns para cálculo da elevação da pluma incluem:

- ASME;
- Bosanquet-Carey-Halton;
- Briggs;
- Carson and Moses;
- CONCAWE (Conservation of Clean Air and water, Western Europe);
- Csanady;
- Davidson-Bryant;
- Holland;
- Lucas, Moore and Spurr;
- Stone and Clarke;
- Stumbe;
- TVA.

4.4.1 EQUAÇÃO DE HOLLAND

HADLOCK (1998) descreve que um dos modelos historicamente usado para calcular a elevação da pluma é o da equação (4), conhecida como equação de Holland. KIELY (1996) comenta que tal modelo foi desenvolvido na década de 50, baseando-se em fotos do comportamento da pluma. Tal modelo considera a velocidade de emissão ou impulso e a flutuabilidade ou empuxo (diferença de temperatura entre a emissão e o ar ambiente).

$$\Delta h = \frac{v_c \cdot d}{v} \left(1,5 + \left(2,68 \cdot 10^{-3} \cdot P \cdot \frac{\Delta t \cdot d}{t_c} \right) \right) \quad (4)$$

Onde:

Δh = elevação da pluma acima da chaminé (m);

v_c = velocidade do gás na chaminé (m/s);

d = diâmetro interno da chaminé (m);

v = velocidade média do vento na altura física da chaminé (m/s);

P = pressão atmosférica (mbar);

Δt = diferença de temperatura ($t_c - t_{ar}$);

²¹ BUONICORE, Anthony J.; THEODORE, Louis. *Industrial Control Equipment for gaseous pollutants*, vol II, CRC Press, Boca Raton. 1975.

t_c = temperatura do gás da chaminé (K);
 t_{ar} = temperatura ambiente (K);
 $2,68 \cdot 10^{-3}$ = constante ($\text{mbar}^{-1} \text{m}^{-1}$).

Para correção da velocidade do vento, considerando a altura da chaminé, utiliza-se a equação (2). Valores para o expoente “p”, utilizados nesta equação, segundo as classes de estabilidade de Pasquill-Gifford e o tipo de terreno são dados na tabela 10.

Tabela 10 – Expoente “p” para correção da velocidade do vento

Classe	Área rural	Área urbana
A ou B	0,07	0,15
C	0,10	0,20
D	0,15	0,25
E	0,35	0,30
F	0,55	0,30

Fonte: TURNER (1994) e EPA (1995)

WARK et al (1998) comenta que a equação de Holland possui uma tendência de subestimar a elevação da pluma e que aparentemente possui maior precisão para chaminés altas.

TURNER (1969) descreve que HOLLAND²² sugere que a elevação da pluma (Δh), calculada pela equação (4), deve ser corrigida baseando-se na estabilidade atmosférica. Para esta correção são sugeridos os seguintes valores:

- 1,1 e 1,2 vezes o Δh , para condições instáveis;
- 0,8 e 0,9 vezes o Δh , para condições estáveis.

²² HOLLAND, J. Z. *A meteorological survey of the Oak Ridge area*. Atomic Energy Comm., Report ORO-99 Washington DC. 554-559

4.4.2 EQUAÇÕES DE BRIGGS

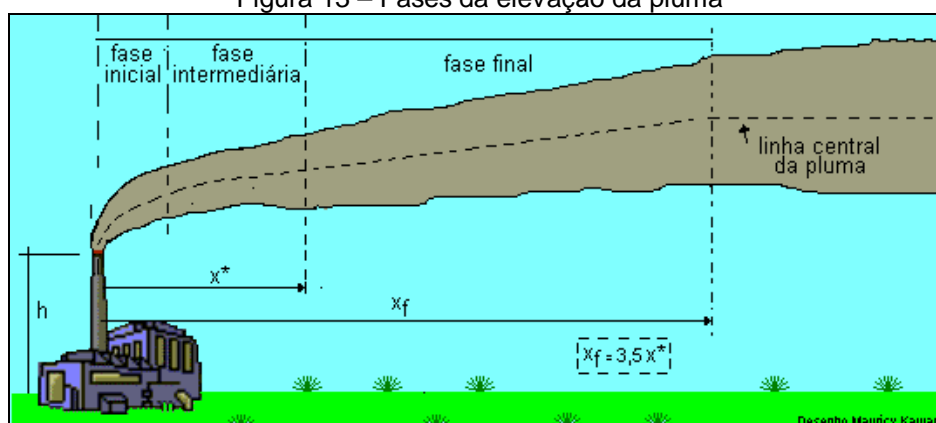
KIELY (1986) e TURNER (1994) descrevem as equações de Briggs como uma outra forma de estimar a elevação da pluma acima da chaminé. De acordo com ZANNETTI (1990) as equações de Briggs são amplamente utilizadas pelos modelos recomendados pela EPA²³, mas segundo autores como HENDERSON-SELLERS e ALLEN²⁴ citados em ZANNETTI (1990), as equações propostas por Briggs, superestimam a elevação da pluma a grandes distâncias da fonte.

Como já comentado a subida da pluma deve-se a dois fatores: a velocidade de escape da pluma, que a impulsiona para cima, e a alta temperatura dos gases, que induz uma força de empuxo. Nos primeiros momentos da pluma a velocidade de saída domina o processo de ascensão. O empuxo, apesar de não provocar uma grande velocidade de subida, atua por um tempo bem maior.

Existem 3 fases para o processo da elevação da pluma (ver figura 13):

- na fase inicial a mistura com o ar é função principalmente da turbulência gerada pela velocidade da própria pluma;
- na fase final a mistura com o ar deve-se a turbulência da atmosfera e a temperatura da pluma, pois a velocidade de ascensão é baixa;
- na fase intermediária os dois fenômenos anteriores são importantes.

Figura 13 – Fases da elevação da pluma



²³ EPA – Environmental Protection Agency

²⁴ HENDERSON-SELLERS, B., ALLEN, S. E. *Verification of plume rise/dispersion model USPR: Plume rise for single stack emissions*. Ecological Modelling, 30. p. 209-277.

Verifica-se também entre autores algumas diferenças no conjunto de equações de Briggs, como é o caso das equações citadas em ZANNETTI (1990), SEINFELD (1986), TURNER (1994) e KIELY (1986). Estas equações estão apresentadas no anexo I. Considerando tais diferenças e em função dos modelos da EPA utilizarem as equações de Briggs, as equações aqui propostas seguem as descritas pela EPA (1995).

A elevação da pluma segundo Briggs é determinada para dois grupos de classes de estabilidade (instáveis/neutras e estáveis). Para cada grupo de estabilidade é necessário determinar se a elevação da pluma é dominada por impulso ou empuxo. Primeiramente determina-se o fluxo de empuxo (*buoyance*) pela equação (5), descrita por BRIGGS (1975), e o fluxo de impulso (*momentum*) pela equação (6)

$$F_b = g.v_c.d^2 \cdot \frac{\Delta t}{4.t_c} \quad (5)$$

$$F_m = v_c^2.d^2 \cdot \frac{t_{ar}}{4.t_c} \quad (6)$$

Onde:

F_b = fluxo de empuxo (m^4/s^3);

F_m = fluxo de impulso (m^4/s^2);

g = aceleração da gravidade ($9,8 m/s^2$).

4.4.2.1 CONDIÇÕES INSTÁVEIS E NEUTRAS

Para casos onde o gás da chaminé possui temperatura maior ou igual a ambiente, se faz necessário determinar se a elevação da pluma é dominada por forças de empuxo ou impulso. Primeiramente deve-se determinar a diferença de temperatura crítica $(\Delta t)_c$, que é dependente de F_b , pelas equações (7) e (8) descritas por BRIGGS (1969):

para $F_b < 55m^4/s^3$

$$(\Delta t)_c = 0,0297.t_c \cdot \frac{v_c^{1/3}}{d^{2/3}} \quad (7)$$

para $F_b \geq 55m^4/s^3$

$$(\Delta t)_c = 0,0057.t_c \cdot \frac{v_c^{2/3}}{d^{1/3}} \quad (8)$$

na sequência, compara-se $(\Delta t)_c$ com Δt :

- se $\Delta t \geq (\Delta t)_c$, a elevação da pluma é dominada pelo empuxo;
- se $\Delta t < (\Delta t)_c$, a elevação da pluma é dominada pelo impulso.

4.4.2.1.1 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O EMPUXO (*BUOYANCE*)

A distância onde a pluma pára de subir, x_f , é determinada pela equação descrita por BRIGGS (1971), onde assume-se a relação apresentada na equação (9). Sendo que x^* é a distância onde a turbulência atmosférica começa a dominar a subida da pluma.

$$x_f = 3,5 \cdot x^* \quad (9)$$

x_f é calculado pelas equações (10) e (12). A elevação da pluma é calculada de acordo com BRIGGS (1971) pelas equações (11) e (13).

para $F_b < 55m^4/s^3$

$$x_f = 49 \cdot F_b^{5/8} \quad (10)$$

$$\Delta h = \frac{21,425 \cdot F_b^{3/4}}{v} \quad (11)$$

para $F_b \geq 55 \text{m}^4/\text{s}^3$

$$x_f = 119 \cdot F_b^{2/5} \quad (12)$$

$$\Delta h = \frac{38,71 \cdot F_b^{3/5}}{v} \quad (13)$$

4.4.2.1.2 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O IMPULSO (*MOMENTUM*)

Para situações onde a temperatura da chaminé é menor ou igual a ambiente, a subida da pluma é dominada por impulso. A elevação da pluma é calculada pela equação (14) descritas por BRIGGS (1969), que sugere que esta equação é mais aplicável para $v_c/v \geq 4$.

$$\Delta h = \frac{3 \cdot d \cdot v_c}{v} \quad (14)$$

4.4.2.2 CONDIÇÕES ESTÁVEIS

Para condições estáveis, primeiramente, é necessário determinar o índice de estabilidade atmosférica, que é calculado pela equação (15) descrita por BRIGGS (1971). O índice de estabilidade é determinado por parâmetros relacionados com a atmosfera e não possui dependência das condições da chaminé.

$$s = \frac{g(\partial\theta/\partial z)}{t_{ar}} \quad (15)$$

Onde:

s = índice de estabilidade atmosférica (s^{-2}).

$\partial\theta/\partial z$ = gradiente de temperatura potencial (K/m), ver tabela 7.

Para casos onde a temperatura da chaminé é maior ou igual à temperatura ambiente, é necessário verificar se a elevação da pluma é dominada por forças de impulso ou de empuxo, através da equação (16) descrita por BRIGGS (1969).

$$(\Delta t)_c = 0,019582.t_c.v_c.\sqrt{s} \quad (16)$$

Notas:

- se $\Delta t \geq (\Delta t)_c$ a elevação da pluma é dominada pelo empuxo;
- se $\Delta t < (\Delta t)_c$ a elevação da pluma é dominada pelo impulso.

4.4.2.2.1 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O EMPUXO (*BUOYANCE*)

A distância onde a pluma pára de subir e a elevação da final da pluma são calculados respectivamente pelas equações (18) e (19), descritas por BRIGGS (1975).

$$x_f = 2,0715.\frac{v}{\sqrt{s}} \quad (18)$$

$$\Delta h = 2,6.\left(\frac{F_b}{v.s}\right)^{1/3} \quad (19)$$

4.4.2.2.2 ELEVAÇÃO ONDE PREDOMINA O IMPULSO (*MOMENTUM*)

A elevação da pluma é calculada pela equação (20) descrita por BRIGGS (1969).

$$\Delta h = 1,5.\left(\frac{F_m}{v.\sqrt{s}}\right)^{1/3} \quad (20)$$

Nota:

- O menor valor entre as equações (14) e (20) deve ser usado para cálculo da altura efetiva nas condições estáveis.

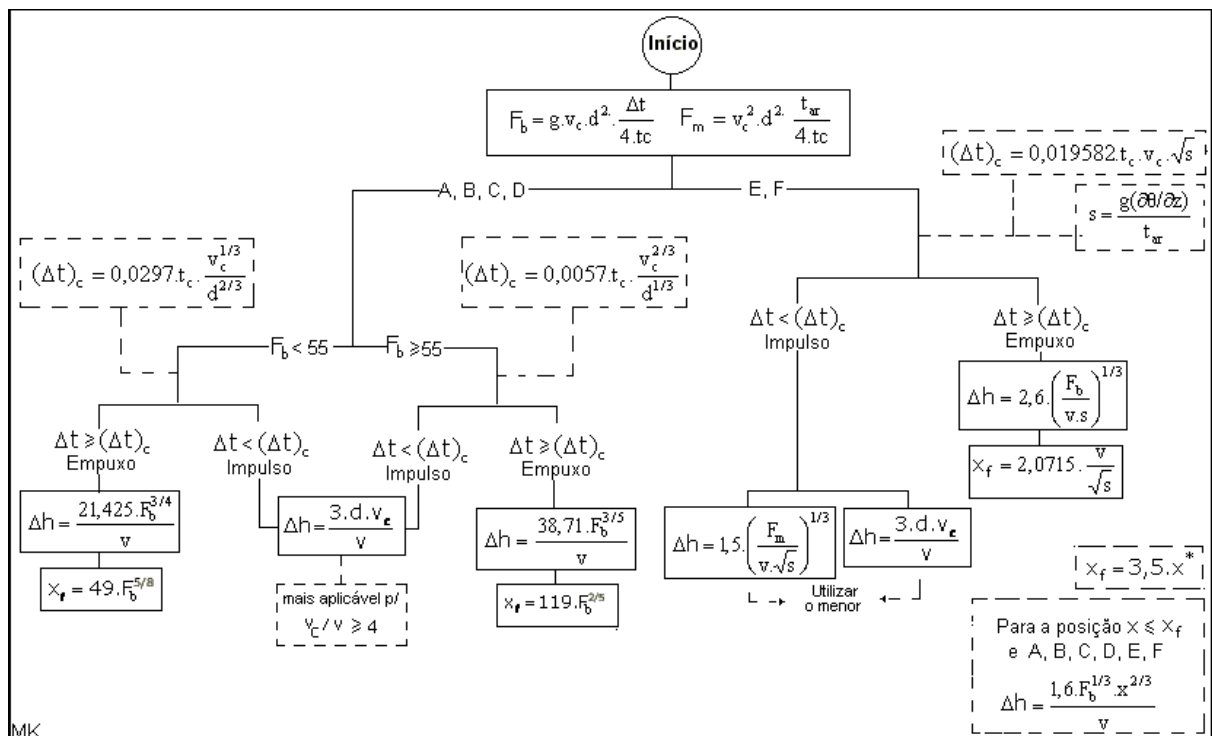
4.4.2.3 CONDIÇÕES INSTÁVEIS, NEUTRAS E ESTÁVEIS

Quando a pluma possui uma temperatura superior à ambiente, esta continuará a subir até que as temperaturas se igualem. Onde a elevação gradual da pluma é necessária, considerando todas as estabilidades atmosféricas, para distâncias do receptor menores que a distância final ($x < x_f$) e onde a pluma está em equilíbrio é utilizada a equação (21), descrita por BRIGGS (1972). Esta equação deve ser utilizada somente nas condições onde existe a predominância do empuxo ($\Delta t \geq (\Delta t)_c$).

$$\Delta h = \frac{1,6.F_b^{1/3} . x^{2/3}}{v} \tag{21}$$

Para facilitar o entendimento, o conjunto de equações propostas por Briggs foi disposto em um diagrama lógico ilustrado pela figura 14.

Figura 14 - Diagrama lógico para equações de Briggs

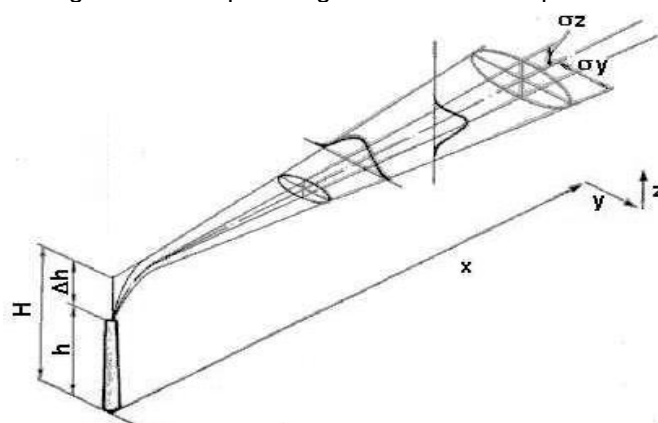


MK
Fonte: adaptado de EPA (1995)

4.5 O MODELO GAUSSIANO OU NORMAL

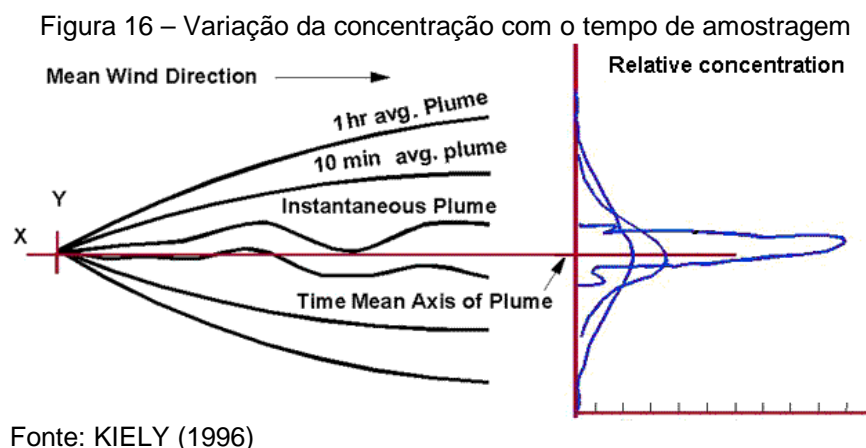
Como descrito por ZANETTI (1990) e KIELY (1996) o modelo gaussiano é a técnica mais amplamente utilizada para estimar o impacto de poluentes não reativos. A EPA (1999) comenta que modelos como ISC (Industrial Source Complex) e RAM (Gaussian-Plume Multiple Source Air Quality Algorithm) são variações dos modelos gaussianos e que em muitos casos a real diferença entre modelos é o grau de detalhamento dos dados de entrada e saída. Os modelos gaussianos, também chamados de modelos de difusão, explicam o comportamento da pluma em períodos de tempo relativamente pequenos, considerando o fato de que a variação da concentração de poluentes ao nível do solo, à medida que nos afastamos da fonte emissora, pode ser expressa por uma curva gaussiana. A pluma sofre uma dispersão, no sentido do vento, nos planos horizontal e vertical tomando a forma de uma curva de Gauss, com um máximo no centro da pluma (figura 15).

Figura 15 – Dispersão gaussiana de uma pluma



Fonte: ZANETTI (1990)

LEES (1989) descreve que para uma amostra virtual instantânea, a distribuição da pluma gaussiana é relativamente estreita e com altos valores de concentrações máximas. Por outro lado se a amostra é tomada como uma média em um determinado tempo, a pluma tende a se espalhar e as concentrações máximas tendem a diminuir. Para longos períodos de amostragem a direção do vento se altera e ocorre um maior espalhamento da pluma (figura 16).



Para modelagem de poluente do ar, segundo a EPA (1991) existem duas categorias de emissões: (1) contínuas (estado estacionário) e (2) instantâneas (transiente). Nas emissões contínuas as características da fonte não variam com o tempo, e a duração da emissão é longa comparada com tempo de transporte. Uma emissão instantânea ocorre quando a duração da emissão é muito menor que o tempo de transporte.

4.5.1 MODELO GAUSSIANO PARA EMISSÕES CONTÍNUAS

A dispersão da concentração de poluentes é determinada por interações complexas entre as características dos vários parâmetros considerados, existindo por isso grandes exigências ao nível de informação para a modelagem da poluição atmosférica.

A equação gaussiana (22), descrita em TURNER (1994), é utilizada para uma situação onde a emissão contínua é de uma chaminé e o ponto de medição, ou avaliação, está à uma distância x , deslocado horizontalmente do centro da pluma a uma distância y e a uma altura definida z (figura 17).

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot v} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2} \cdot \left(e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z} \right)^2} + e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z} \right)^2} \right) \quad (22)$$

Onde:

C = concentração do poluente no ponto de coordenadas x, y, z (g/m^3);

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

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

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

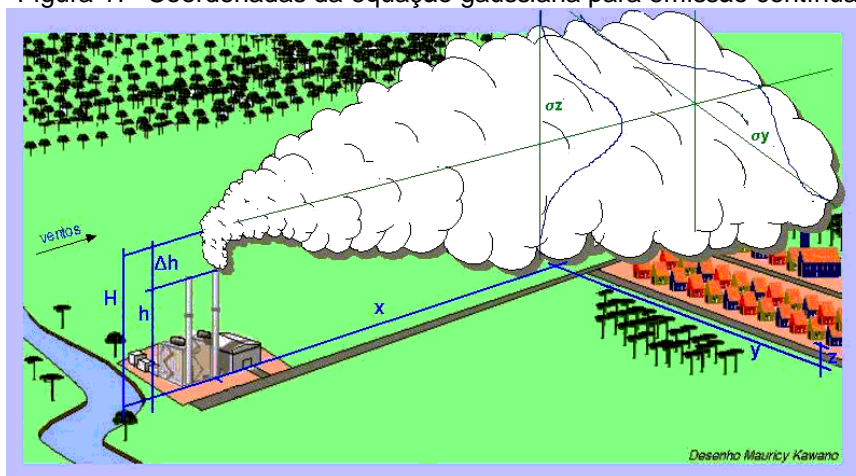
v = velocidade média do vento na altura da chaminé (m/s);

x = distancia horizontal do emissor ao receptor (m);

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

y = distancia horizontal do ponto de medição a uma distancia "y" da linha central da pluma (m).

Figura 17- Coordenadas da equação gaussiana para emissão contínua

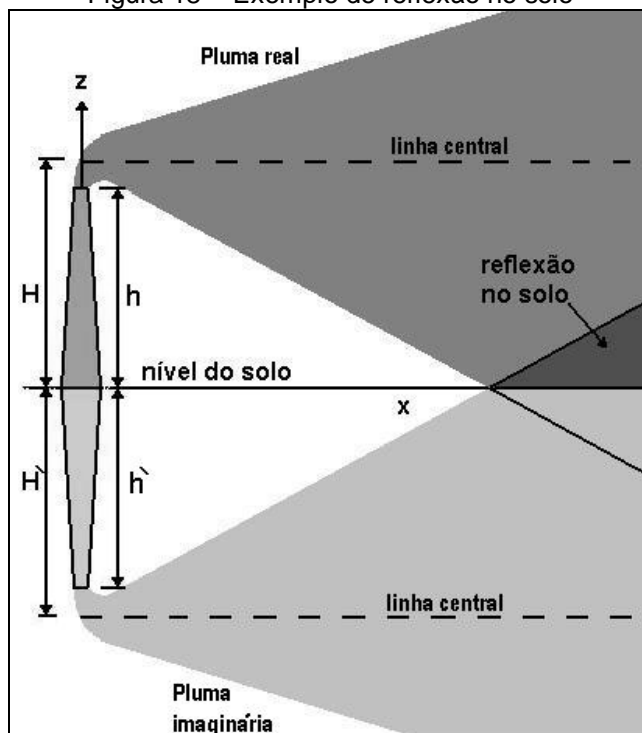


ZANNETTI (1990) descreve que a equação gaussiana (22) assume frequentemente uma total ou parcial reflexão dos poluentes no solo (veja figura 18), ficando, desta forma, o último termo da equação como demonstrado na equação (23).

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2 \cdot \pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot v} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2} \cdot \left(e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z} \right)^2} + \alpha \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z} \right)^2} \right) \quad (23)$$

onde α é coeficiente de reflexão no solo, assumindo-se $\alpha = 1$ para uma reflexão total.

Figura 18 - Exemplo de reflexão no solo



Fonte: adaptado de ZANNETTI (1990) e KIELY (1996)

O modelo gaussiano é baseado numa fórmula simples que descreve, de forma tridimensional, a pluma gerada por uma fonte pontual de emissões, sob condições meteorológicas estacionárias.

A equação (24) é uma simplificação da equação (22) e é aplicada para situações onde o ponto de amostragem é ao nível do solo ($z=0$).

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot v} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{H}{\sigma_z} \right)^2} \quad (24)$$

A equação (25) é uma simplificação da equação (22) e é aplicada para situações onde o ponto de amostragem é ao nível do solo ($z=0$) e o deslocamento horizontal da linha central da pluma é igual a zero ($y=0$).

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot v} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{H}{\sigma_z} \right)^2} \quad (25)$$

A equação (26) é uma simplificação da equação (22) e é aplicada para situações onde o ponto de amostragem é ao nível do solo ($z=0$) e o deslocamento horizontal da linha central da pluma é igual a zero ($y=0$) e a emissão é ao nível do solo ($H=0$).

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{\pi \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z \cdot v} \quad (26)$$

TURNER (1994) e KIELY (1996) descrevem que existem alguns pressupostos quanto ao uso da equação gaussiana:

- Emissão contínua – a emissão do poluente ocorre de forma contínua e não varia com o tempo;
- Conservação de massa – durante o transporte do poluente, a massa emitida do poluente permanece na atmosfera, isto é, não ocorre remoção por reações químicas, deposição por gravidade ou impactação;
- Condições estacionárias – as condições meteorológicas não mudam com o tempo de transporte do poluente;
- Distribuição da concentração no sentido vertical e horizontal – as concentrações médias nas direções horizontal e vertical são representadas por uma distribuição gaussiana ou normal.

Nota-se que estas condições ideais raramente ocorrem na natureza. Contudo, os modelos de dispersão gaussianos são uma importante ferramenta no que se refere à qualidade do ar, mas as concentrações de poluentes assim previstas são apenas estimativas e não valores absolutos. LEES (1989) destaca que a equação gaussiana para emissões contínuas deve ser aplicada somente para duração de emissões (t) maior que a razão entre a distância (x) pela velocidade do vento (v), isto é, $t \geq x/v$.

4.5.1.1 COEFICIENTES DE DISPERSÃO PARA EMISSÕES CONTÍNUAS

TURNER (1969) descreve que após determinada a classe de estabilidade considerando as informações da tabela 8, podem se estimados os valores dos coeficientes de dispersão horizontal (σ_y) e vertical (σ_z), respectivamente, utilizando os gráficos das figuras 19 e 20, conhecidos como curvas de Pasquill-Gifford. TURNER (1994) descreve que para a construção desses gráficos os parâmetros foram plotados em uma escala logarítmica considerando a altura e largura da pluma em diferentes distâncias da fonte. Os valores obtidos desses gráficos são representativos para tempo de amostragens de aproximadamente 10 minutos e são aplicáveis somente a áreas rurais, pois provavelmente, subestimam a dispersão para fontes baixas em áreas com grandes edificações. VENKATRAM (1996) destaca que tais curvas são ideais para distâncias da fonte até 10 km.

Para estimar a concentração em tempos de amostragens maiores que poucos minutos, TURNER (1969) e (1994) apresenta a equação (27) e sugere que esta é apropriada para tempos de amostragem de até 2 h.

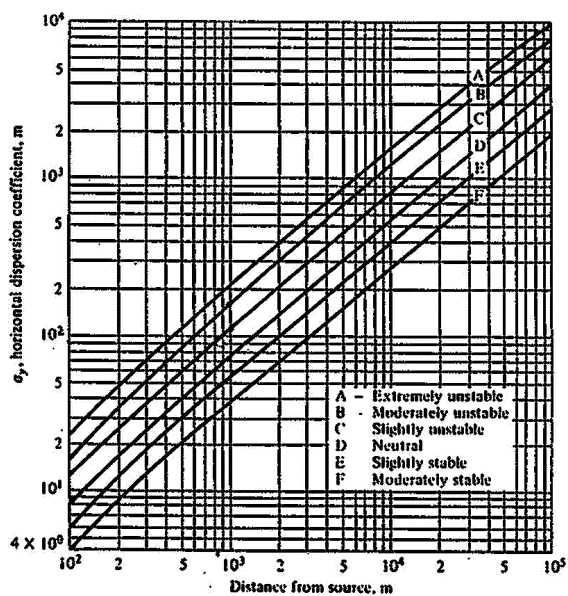
$$C_f = C_i \left(\frac{t_i}{t_f} \right)^{p_t} \quad (27)$$

Onde:

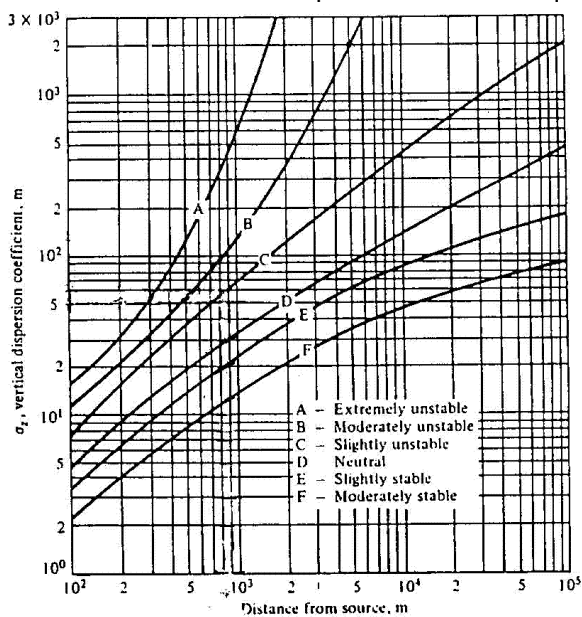
C_f = concentração desejada no tempo de amostragem t_f ;

C_i = concentração média para tempo de amostragem t_i (aproximadamente 10 min para a equação Gaussiana);

p_t = expoente que pode variar de 0,17 - 0,2 e depende da fatores como estabilidade e rugosidade do terreno.

Figura 19- σ_y – Coeficientes de dispersão horizontal Pasquill-Gifford

Fonte: SEINFELD (1996)

Figura 20 - σ_z – Coeficientes de dispersão vertical Pasquill-Gifford

Fonte: SEINFELD (1996)

TURNER (1994) e WARK et al.(1998) comentam que, nos modelos aprovados pela EPA, os coeficientes de Pasquill-Gifford são usados diretamente para estimar a concentração em períodos de uma hora. A EPA não considera que os coeficientes de Pasquill-Gifford são médias de 10 min.

HADLOCK (1998) e VENKATRAM (1996) descrevem que ao longo dos anos diferentes equações foram desenvolvidas para representar as curvas descritas nas figuras 19 e 20 e segundo PERRY (1984) algumas destas equações incluem;

- Bosanquet-Pearson model;
- Pasquill-Gifford model;
- Sutton Model;
- TVA model;
- Briggs.

As equações propostas por Briggs, para cálculo dos coeficientes de dispersão, estão descritas nas tabelas 11 e 12. Tais tabelas apresentam respectivamente os coeficientes de dispersão para condições urbanas e rurais, para as classes de estabilidade de Pasquill-Gifford. Segundo ZANNETTI (1990) os parâmetros de dispersão urbanos são também chamados de “parâmetros de McElroy-Pooler”, pois foram derivados dos experimentos desenvolvidos por McELROY e POOLER²⁶ em 1968.

Tabela 11 - Parâmetros de dispersão urbana (para distâncias entre 100 m à 10.000 m)

Classe de Estabilidade	Coeficiente de dispersão horizontal - σ_y (m)	Coeficiente de dispersão vertical - σ_z (m)
A - B	$0,32.x.(1+0,0004.x)^{-0,5}$	$0,24.x.(1+0,001.x)^{0,5}$
C	$0,22.x.(1+0,0004.x)^{-0,5}$	$0,20.x$
D	$0,16.x.(1+0,0004.x)^{-0,5}$	$0,14.x.(1+0,0003.x)^{-0,5}$
E -F	$0,11.x.(1+0,0004.x)^{-0,5}$	$0,08.x.(1+0,00015.x)^{-0,5}$

Fonte: ZANNETTI (1990)

²⁶ McELROY, J. L., POOLER, F. St. *Louis dispersion study; volume II, Analysis*. National Air Pollution Control Administration, Publication AP-53, 51. US Dept. of. Health, Education and Welfare, arlington, Virgínia. 1968.

Tabela 12 - Parâmetros de dispersão rural (para distâncias entre 100 m à 10.000 m)

Classe de estabilidade	Coefficiente de dispersão horizontal - σ_y (m)	Coefficiente de dispersão vertical - σ_z (m)
A	$0,22 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,5}$	$0,20 \cdot x$
B	$0,16 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,5}$	$0,12 \cdot x$
C	$0,11 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,5}$	$0,08 \cdot x \cdot (1 + 0,0002 \cdot x)^{-0,5}$
D	$0,08 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,5}$	$0,06 \cdot x \cdot (1 + 0,0015 \cdot x)^{-0,5}$
E	$0,06 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,5}$	$0,03 \cdot x \cdot (1 + 0,0003 \cdot x)^{-1}$
F	$0,04 \cdot x \cdot (1 + 0,0001 \cdot x)^{-0,5}$	$0,016 \cdot x \cdot (1 + 0,0003 \cdot x)^{-1}$

Fonte: ZANNETTI (1990)

A definição se a área é rural ou urbana pode ser realizada através do procedimento descrito pela EPA (1999), onde se deve calcular a densidade da população por km². Se a densidade for maior que 750 pessoas/km² usar coeficientes de dispersão urbanos e se for menor que 750 pessoas/km² utilizar coeficientes de dispersão rural. O procedimento da densidade deve ser usado com cuidado e não deve ser aplicado à áreas muito industrializadas, onde a densidade da população é baixa mas a área possui muitas edificações.

4.5.1.2 LIMITAÇÕES DOS MODELOS DE DISPERSÃO GAUSSIANOS

Existe uma grande quantidade de restrições que devem ser levadas em conta quando se deriva a equação de dispersão gaussiana para modelar uma pluma contínua e flutuante proveniente de uma fonte pontual de emissão. As principais limitações associadas aos modelos de dispersão gaussianos estão relacionadas com:

- Escalas temporais: os modelos apresentam maior rigor quando usados para modelar períodos de tempo relativamente curtos. Quando a previsão tem uma escala temporal superior podem-se estimar as concentrações ao nível do solo procedendo a uma interpolação dos resultados das concentrações médias;
- Topografia do terreno: a equação de dispersão gaussiana, na sua forma mais simples, não pretende lidar com os regimes de terreno como vales, montanhas e encosta;

- Condições meteorológicas: a velocidade e a direção são tidas como homogêneas e estacionárias desde a fonte pontual de emissão até ao receptor. A turbulência atmosférica é igualmente considerada como constante ao longo de todo o percurso da pluma de poluentes.
- Expansão da pluma: assume-se que a pluma se expande num estilo cônico à medida que ocorre a sua descida para o nível do solo. Contudo isto representa apenas um dos muitos comportamentos de pluma observados;
- Conservação da pluma: um dos pressupostos do modelo é que toda a pluma é conservada, isto é, não existe deposição ou lavagem dos poluentes; os poluentes que atingem o solo são refletidos de novo para a pluma; nenhum dos poluentes é absorvido por corpos de água ou pela vegetação e os componentes não sofrem transformações químicas.

Os modelos matemáticos de processos atmosféricos têm a si associados níveis significativos de incerteza, o que pode tornar-se ainda mais grave caso ocorram falhas de informação ou que esta não seja fidedigna. Além da qualidade da informação necessária, devem ser consideradas as aproximações do modelo e a variabilidade intrínseca do próprio processo de dispersão.

4.4.2 MODELO GAUSSIANO PARA EMISSÕES INSTANTÂNEAS

Um das características primárias de modelos de dispersão que devem ser modificados para uso em avaliação de odor é o tempo médio de amostragem. A figura 16 demonstra que a concentração instantânea na linha central da pluma é significativamente mais alta que para tempos médios. SCHAUBERG (2001) comenta que a sensação do odor depende da concentração instantânea do odor e não do valor médio. Esta variação dos picos com a concentração média é um fator chave para o processo de modelagem de odores e também para modelagem de substância que geram efeitos em curto prazo, como poluentes tóxicos.

Como descrito em 4.5.1.1, os modelos para emissões contínuas consideram uma concentração média de 10 min à uma hora. DE MELO LISBOA (1997) destaca que flutuações de curto período, ilustradas na figura 21, são ignoradas. Desta forma os modelos para emissões contínuas não são aconselhados para dispersão de odores, pois muitas vezes as concentrações médias estão abaixo dos limites de percepção dos odores.

Figura 21 - O modelo gaussiano para emissões contínuas e as flutuações de concentração de curto período



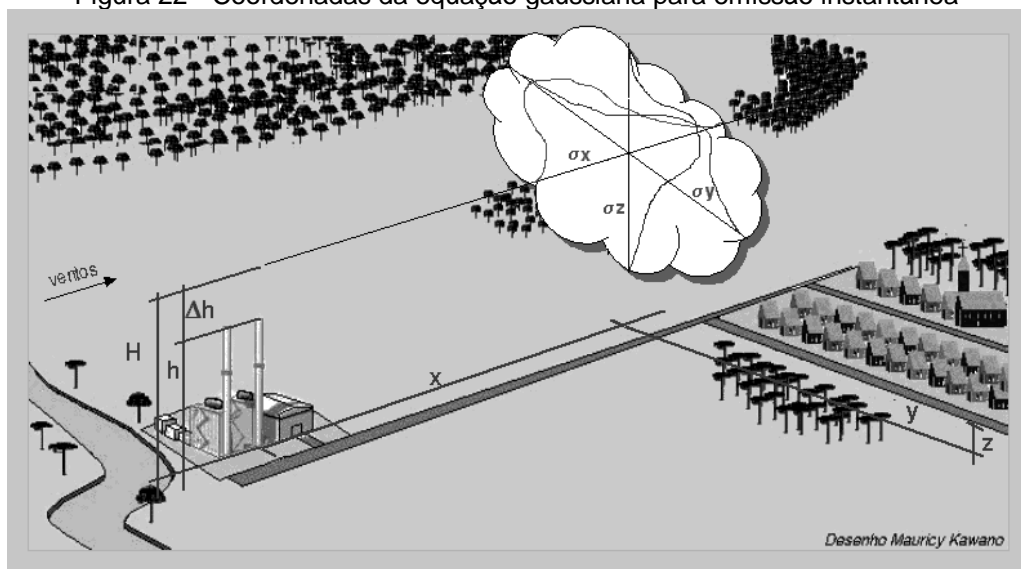
Fonte: DE MELO LISBOA (1997)

RIZZA (2000) comenta que as emissões instantâneas ou *puff* podem ser consideradas como uma nuvem simétrica de poluentes que assume uma distribuição gaussiana dentro da nuvem (ver figura 22).

ZANNETTI (1990) descreve que os modelos do tipo *puff* foram desenvolvidos para tratar as emissões não estacionárias em condições não homogêneas de

dispersão. Os modelos *puff* possuem a vantagem adicional de serem capazes, pelo menos teoricamente, de simular condições de calmarias ou velocidade de ventos pequenas.

Figura 22 - Coordenadas da equação gaussiana para emissão instantânea



O modelos do tipo *puff* assumem que cada emissão de poluente de duração Δt_p introduz na atmosfera uma massa $\Delta M = Q \cdot \Delta t_p$, onde Q é a taxa de emissão do poluente. O centro do *puff* que contém uma massa ΔM é advectada de acordo com a variação local do vento em relação ao tempo. Se em um tempo t , o centro do *puff* está localizado em $p(t) = (x_p, y_p, z_p)$, então a concentração devido ao *puff* no receptor $r = (x, y, z)$ pode ser calculada usando a equação (28) do *puff* gaussiano. A equação (28) é descrita por SEINFELD (1986) e utilizada no modelo CALPUFF apresentado por SCIRE (2000). As coordenadas do *puff* podem ser verificadas na figura 22.

$$C(x, y, z, t) = \frac{\Delta M}{(2 \cdot \pi)^{3/2} \cdot \sigma_x \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{x-vt}{\sigma_x} \right)^2} \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2} \cdot \left(e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z-H}{\sigma_z} \right)^2} + \alpha \cdot e^{-\frac{1}{2} \left(\frac{z+H}{\sigma_z} \right)^2} \right) \quad (28)$$

Onde:

ΔM = massa do poluente (g), $\Delta M = Q \cdot \Delta t_p$;

σ_x = coeficiente de dispersão horizontal da concentração do *puff*, no sentido do vento e em função da distância da fonte (m);

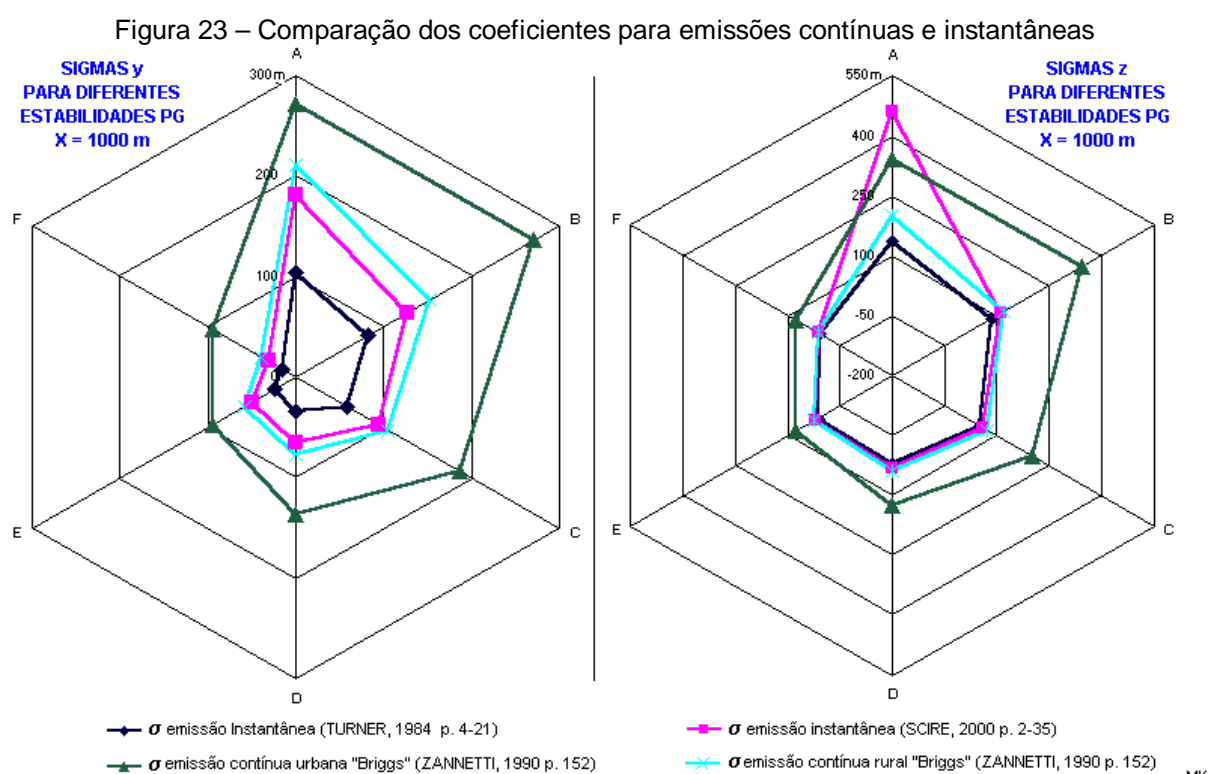
σ_y = coeficiente de dispersão horizontal da concentração do *puff*, em função da distancia da fonte na direção perpendicular à do vento (m);

σ_z = coeficiente de dispersão vertical da concentração do *puff*, em função da distancia da fonte (m).

A equação para emissões instantâneas (*puff*) difere da equação da pluma gaussiana (emissões contínuas), principalmente em função da difusão horizontal ser substituída por um termo de transporte, resultando no desaparecimento da velocidade do vento (v) da equação da pluma gaussiana. Em outras palavras, no modelo *puff*, a velocidade do vento influencia indiretamente a dispersão porque os parâmetros de dispersão (σ_x , σ_y e σ_z) são definidos considerando a estabilidade que uma função da velocidade do vento.

4.5.2.1 COEFICIENTES DE DISPERSÃO PARA EMISSÕES INSTANTÂNEAS

TURNER (1994) descreve que os valores para σ_x , σ_y , σ_z no modelo *puff* são diferentes dos usados no modelo Gaussiano clássico (como as curvas de Pasquill-Gifford ou as equações de Briggs para cálculo dos coeficientes de dispersão), pois σ_y e σ_z tendem a ser menores no *puff*. A figura 23 apresenta uma comparação de sigmas (y e z) para emissões contínuas (segundo equações descritas em ZANNETTI) e instantâneas (segundo equações descritas em TURNER e SCIRE), considerando uma distância $x=1000$ m e diferentes estabilidades. Nota-se que os valores dos sigmas para emissões contínuas apresentam valores superiores aos sigmas para emissões instantâneas.



Para o parâmetro σ_x existem poucos conhecimentos, comparativamente aos parâmetros de dispersão horizontal (σ_y) e vertical (σ_z). Geralmente, como citado por DE MELO LISBOA (1996) e LESS (1989), assume-se para o parâmetro σ_x o mesmo valor de σ_y .

Nota: para distinção dos coeficientes de dispersão para emissões contínuas, sigmas para emissões instantâneas serão chamados neste trabalho de σ_{xp} , σ_{yp} , σ_{zp} .

Comparativamente aos modelos para emissões contínuas, existem poucos estudos sobre parâmetros de dispersão para emissões instantâneas. Alguns modelos, como o EOLE descrito por PAGÉ et al (2000) utilizam, sem distinção, os mesmos parâmetros para as dispersões contínuas e instantâneas.

Estudos conduzidos por SLADE²⁷, citado em TURNER (1994) e LEES (1989,), sugerem valores para σ_{yp} e σ_{zp} para fontes quase-instantâneas.

Os modelos CALPUFF e MESOPUFF como descrito, respectivamente, por SCIRE (2000) e EPA (1994), utilizam parâmetros de dispersão para o *puff*, descritos pelas equações (29) e (30)

$$\sigma_{yp} = \sigma_{xp} = a_y \cdot x^{b_y} \quad (29)$$

$$\sigma_{zp} = a_z \cdot x^{b_z} \quad (30)$$

Os coeficientes a_y , b_y , a_z , b_z são dependentes da estabilidade e estão apresentados na tabela 13.

Tabela 13 – Coeficientes a_y , b_y , a_z , b_z para expansão do *puff*

Classe de estabilidade	a_y	b_y	a_z	b_z
A	0,36	0,9	0,00023	2,1
B	0,25	0,9	0,058	1,09
C	0,19	0,9	0,11	0,91
D	0,13	0,9	0,57	0,58
E	0,096	0,9	0,85	0,47
F	0,063	0,9	0,77	0,42

Fonte: SCIRE (2000) e EPA (1994)

²⁷ SLADE, D. H. *Dispersion estimates from pollutant releases of a few seconds to hours in duration*. Unpublished Weather Bureau Report. Aug. 1965.

5 DESENVOLVIMENTO DO MODELO AID

O modelo de dispersão proposto nos objetivos deste trabalho foi desenvolvido considerando as equações gaussianas para emissões contínuas e instantâneas (*puff*). Foi escolhido este tipo de modelo em função de sua fácil aplicação e de ser muito utilizado para verificação de dispersão de poluentes provenientes de fontes fixas. Para os cálculos de elevação da pluma foram consideradas as equações de Holland e de Briggs.

O desenvolvimento do modelo gerou o programa denominado AID (Avaliação Instantânea da Dispersão), que possui como características:

- Fácil utilização, pois o Visual Basic possui como vantagem a interface gráfica;
- Orientações ao usuário, nas diferentes janelas;
- Aplicação para gases leves ou gases com densidade igual ou inferior ao ar atmosférico (compostos minoritários em relação ao ar);
- Aplicação para terrenos planos;
- Coordenadas polares para direção do vento e posição do receptor;
- Simulação instantânea das concentrações;
- Modelagem para emissões contínuas e instantâneas;
- Cálculo da elevação da pluma segundo as equações de Briggs e Holland;
- Resultados em forma de um mapa com curvas de isoconcentrações;
- Aplicação para terrenos não complexos;
- Apresentação no idioma Português;
- Informações sobre padrões de qualidade do ar;
- Informações sobre características e efeitos de alguns poluentes emitidos por fonte fixas.

O programa AID foi desenvolvido em Excel-2000²⁸ utilizando a ferramenta Visual Basic²⁹. O Visual Basic é uma ferramenta que utiliza aplicações visuais (janelas), programação orientada a eventos e objetos, de fácil programação para iniciantes. Os eventos no Visual Basic são resultados de ações realizadas pelo

²⁸ Planilha eletrônica da Microsoft que consiste de linhas e colunas dispostas em um janela.

²⁹ O Visual Basic para aplicativos do Windows, como o Excel, é semelhante a linguagem de programação Visual Basic desenvolvida para ambiente Windows.

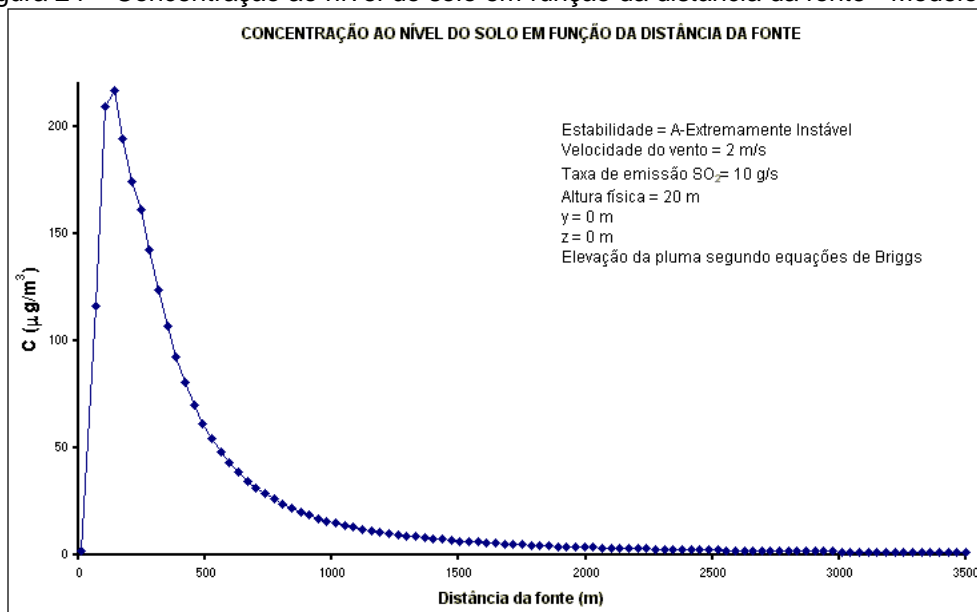
usuário, a exemplo um clicar do mouse em um botão (objeto) ou uma entrada do teclado.

Basicamente o desenvolvimento do programa se resume a:

- Criação da interface com o usuário - definição dos formulários (janelas) e seus comandos (botões, campos);
- Configuração das propriedades de cada interface – definição de cores, tamanho, figuras, etc.;
- Definição dos códigos para os diferentes eventos – definição da programação que será executada em resposta ao evento;
- Teste e depuração da aplicação – execução da programação gerada, visualização do comportamento e realização de correções.

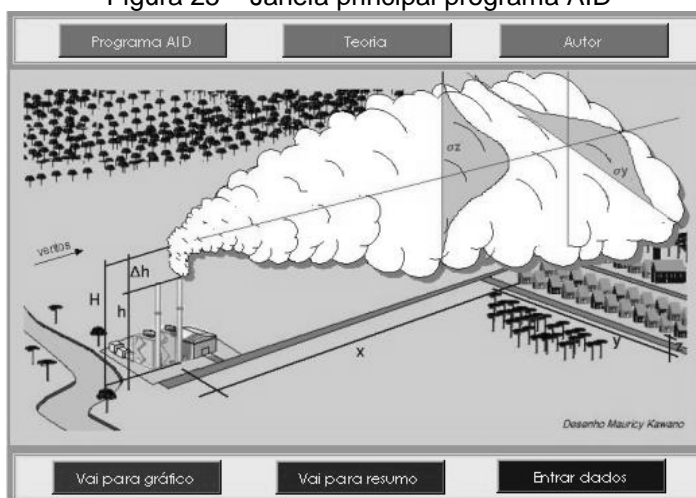
A verificação dos cálculos programados foi realizada comparando os resultados gerados pelo modelo AID com cálculos realizados manualmente. Para resultados divergentes, foi realizada a verificação e correção da programação. A figura 24 demonstra cálculos da concentração realizados pelo modelo AID, onde apresenta o comportamento da dispersão com a distância da fonte. Como esperado pela teoria de dispersão dos modelos gaussianos, a concentração tende a aumentar com a distância da fonte até atingir um valor máximo, e a partir deste ponto, tende a diminuir com a distância da fonte.

Figura 24 – Concentração ao nível do solo em função da distância da fonte - Modelo AID



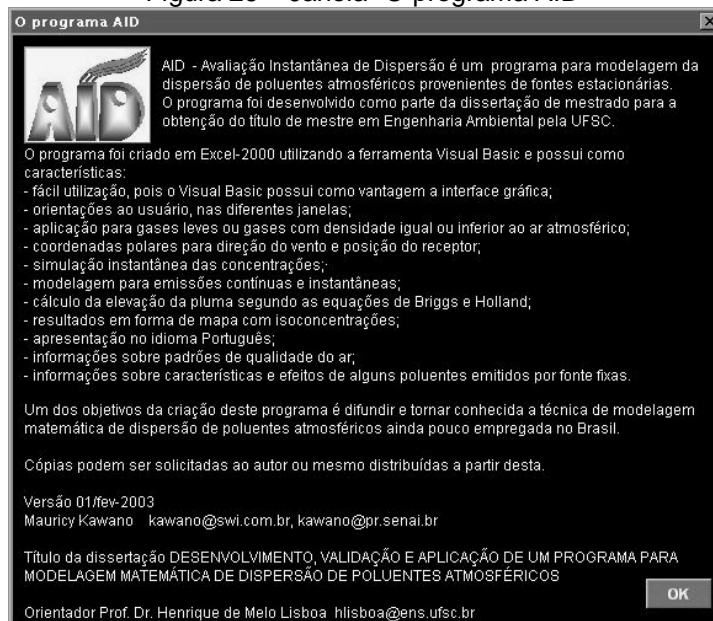
A figura 25 ilustra a primeira janela do programa. Os algoritmos do programa AID estão apresentados no anexo II.

Figura 25 – Janela principal programa AID



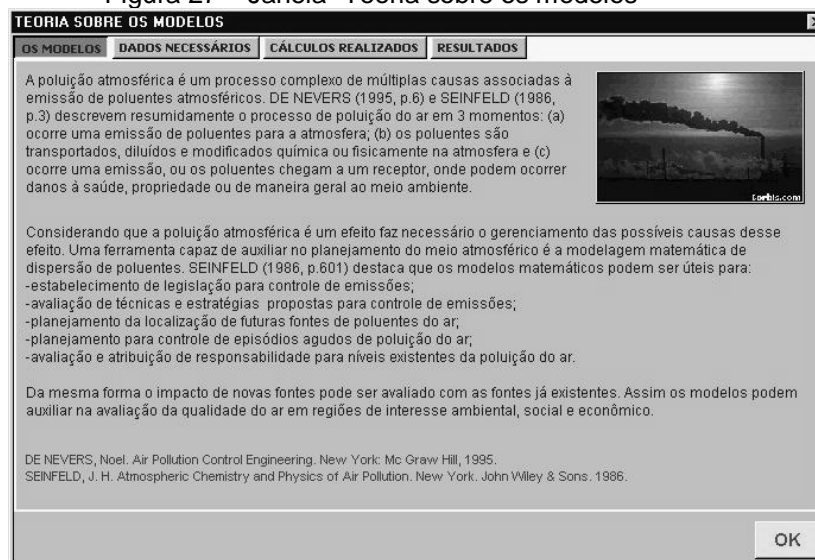
A partir do botão “Programa AID” (figura 25) tem-se acesso à janela apresentada pela figura 26, que apresenta os créditos do programa bem como uma rápida descrição de suas características.

Figura 26 – Janela “O programa AID”



A partir do botão “Teoria” (figura 25) tem-se acesso à janela apresentada pela figura 27, que apresenta uma descrição sucinta sobre os tópicos *Os Modelos*, *Dados necessários*, *Cálculos realizados* e *Resultados*, assim como referências bibliográficas sobre a teoria da modelagem matemática.

Figura 27 – Janela “Teoria sobre os modelos



A partir do botão “Autor” (figura 25) tem-se acesso à janela apresentada pela figura 28, que apresenta um minicurriculo do autor do programa.

Figura 28 – Janela “Autor”



A partir do botão “Entrar dados” (figura 25) tem-se acesso à janela “Entrada de Dados do Modelo” (figura 29), que apresenta a maior interface com o usuário. A partir dela tem-se acesso as demais janelas para entrada dos diferentes dados necessários. Os diferentes botões e suas janelas estão relacionados na tabela 14.

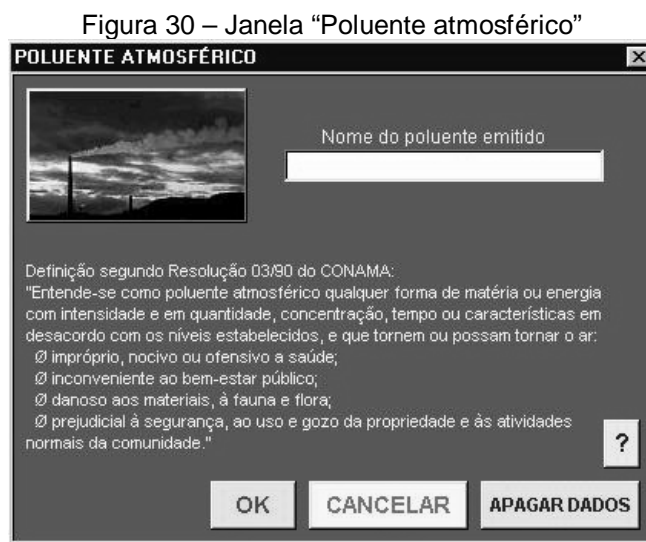
Figura 29 – Janela “Entrada de Dados do Modelo”



Tabela 14 – Botões da janela “Entrada de dados do modelo”

Botão	Janela	Propriedades da Janela
Poluente	Poluente atmosférico	Descrição do nome do poluente. Acesso a informações sobre alguns tipos de poluentes
Tipo de modelo	Modelo	Escolha do modelo para emissões contínuas ou instantâneas. Acesso a informações sobre as equações.
Fonte emissora	Dados da fonte emissora	Entrada de dados da fonte emissora.
Área de estudo	Informações geográficas	Entrada de dados sobre o tipo de região e sua extensão.
Dados meteorológicos	Dados meteorológicos	Entrada de dados meteorológicos. Acesso a informações sobre Rosa dos Ventos e Estabilidade Atmosférica
Ponto receptor	Coordenadas do ponto receptor	Entrada das coordenadas do ponto receptor.
Elevação da pluma	Elevação da pluma	Escolha do modelo para elevação da pluma. Acesso a informações sobre as equações.
Rodar modelo	-----	Início os cálculos, considerando os dados de entrada
Cancelar	-----	Cancela a entrada de dados e fecha a janela “Entrada de dados do modelo”
Limpar todos os dados	-----	Apaga todos os dados de entrada

Na janela “Poluente Atmosférico” (figura 30) é definido o nome do poluente que está sendo emitido e que será simulado pelo modelo.

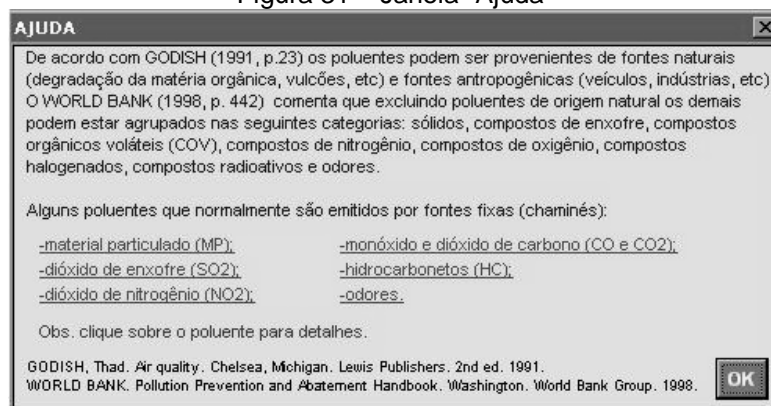


Nas diferentes janelas existem quatro botões. Os botões e seus respectivos eventos ou ações estão ilustrados na tabela 15.

Tabela 15 – Botões da janela “Entrada de dados do modelo”

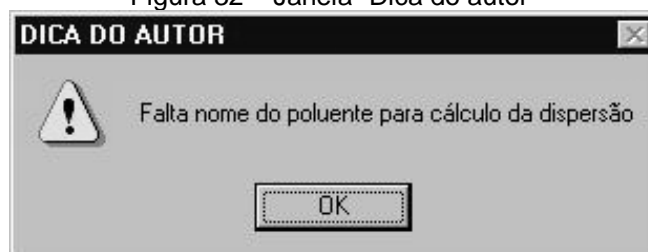
Botão	Ação
OK	Confirma a entrada dos dados e fecha a janela ativa.
Cancelar	Cancela a entrada de dados e fecha a janela ativa.
Apagar dados	Apaga todos os dados da janela ativa.
?	Abre a janela de ajuda, que descreve tópicos referentes a janela ativa (ver figura 31)

Figura 31 – Janela “Ajuda”



Para determinadas ações erradas que possam ser realizadas pelo usuário, existem janelas de aviso como a demonstrada pela figura 32.

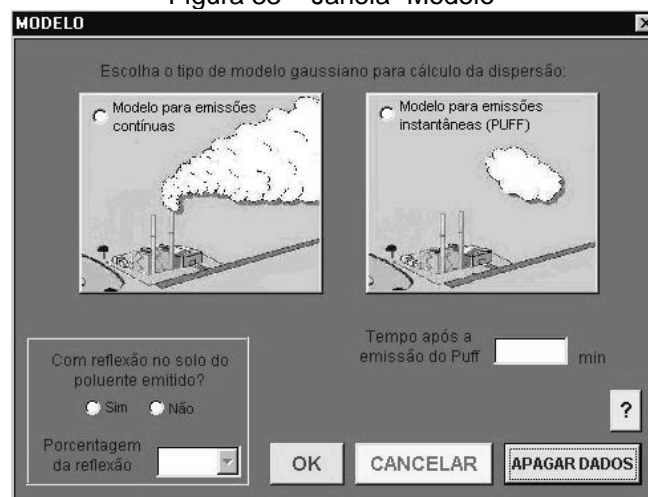
Figura 32 – Janela “Dica do autor”



Na janela “Modelo” (figura 33) é definido o tipo de modelo a ser utilizado, que pode ser para emissões contínuas ou instantâneas. As opções desta janela são:

- “Modelo para emissões contínuas” – utiliza a equação clássica da pluma gaussiana, descrita pela equação (23);
- “Modelo para emissões instantâneas (puff)” - utiliza a equação gaussiana para emissões instantâneas, descrita pela equação (28) ;
- “Com reflexão no solo do poluente emitido?”- esta opção representa o α (alfa) descrito pelas equações (23) e (28). Tal reflexão pode ser definida pelo usuário em uma faixa de 10 % à 100 %, $\alpha = 0,1$ e $1,0$ respectivamente. Caso o usuário opte pela opção “NÃO”, α assume o valor de 0 (zero);
- “Tempo após a emissão do puff” - representa o “t” da equação (28).

Figura 33 – Janela “Modelo”



Na janela “Dados da fonte emissora” (figura 34) são definidos os dados de emissão e dados físicos da fonte (Q , t_c , v_c , d e h).

Figura 34 – Janela “Dados da fonte emissora”

DADOS DA FONTE EMISSORA

Dados de emissão do poluente

Taxa de emissão g/s

Temperatura dos gases na chaminé (tc) Celsius

Velocidade dos gases na chaminé (vc) m/s

Dados físicos

Diâmetro da chaminé (d) m

Altura física da chaminé (h) m

OK CANCELAR APAGAR DADOS ?

Na janela “Informações geográficas” (figura 35) é definido o tipo de região ou área onde estão situados fonte e receptor. As opções “Rural” e “Urbana” influenciam na correção da velocidade do vento para a altura da emissão e nos cálculos dos coeficientes de dispersão segundo as equações de Briggs (ver tabelas 11 e 12). A opção “Extensão” define o tamanho da área avaliada. Considerando as equações da figuras 11 e 12, esta extensão está limitada entre 200 m e 20.000 m.

Figura 35 - Definição do tipo de região ou área onde estão situados fonte e receptor

INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS

Selecione a região onde está localizada a fonte e o receptor.

Urbana Rural

Observação: a escolha do tipo de região ou área influencia na dispersão atmosférica.

Defina a área quadrada a ser avaliada

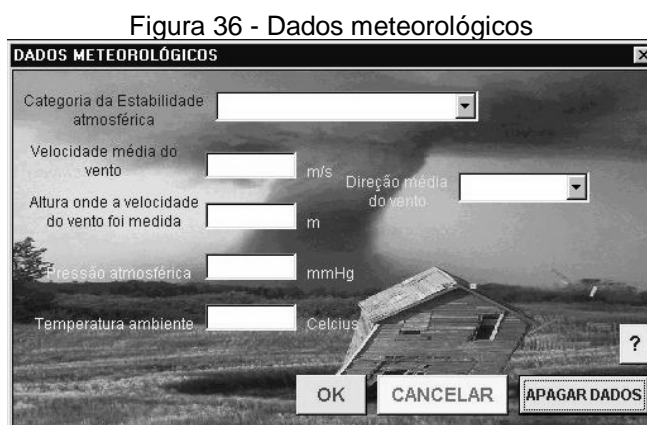
Extensão metros

FONTE EXTENSÃO ?

OK CANCELAR APAGAR DADOS

Na janela “Dados meteorológicos” (figura 36) são definidas as informações necessárias para cálculo da elevação da pluma e da dispersão horizontal. As opções a serem definidas são:

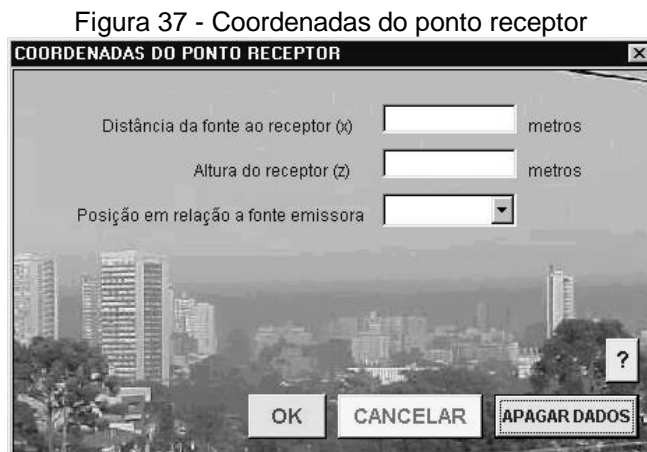
- “Categoria da Estabilidade Atmosférica” - considera as estabilidades de Pasquill-Gifford relacionadas na tabela 6;
- “Velocidade média do vento”;
- “Altura onde a velocidade do vento foi medida” – considera a equação (2) para correção da velocidade do vento na altura da emissão e os dados da tabela 10;
- “Pressão Atmosférica” - dado utilizado para cálculo da elevação da pluma segundo a equação de Holland (equação (4));
- “Temperatura ambiente” – dado utilizado para cálculo da elevação da pluma segundo a equação de Holland e as equações de Briggs (equações (5) à (21));
- “Direção média do vento” – A entrada de dados sobre direção do vento é feita considerando a posição geográfica (N, S, L, O, etc) do vento, utilizando coordenadas polares em relação à fonte.



Na janela “Coordenadas do ponto receptor” (figura 37) são utilizadas coordenadas polares para posicionamento do receptor. Estas foram utilizadas em função da maior facilidade de posicionamento do receptor pelo usuário. As opções desta janela são:

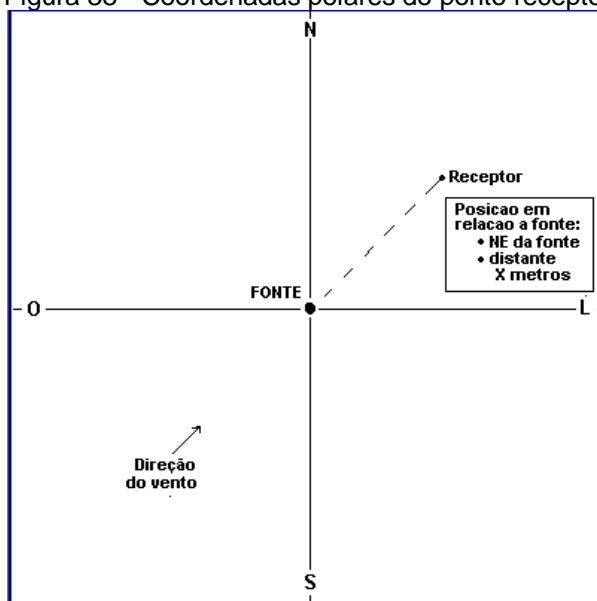
- “Distância da fonte ao receptor (x)” – representa o quão distante está o receptor da fonte;

- “Posição em relação à fonte emissora” - representa a posição geográfica (N, S, L, O, etc) do receptor, considerando a fonte como referência;
- “Altura do receptor”- representa a altura “z” do receptor descrita nas equações (23) e (28).



De acordo com a figura 38, para cálculo da dispersão as informações referente a distância e posição geográfica são coordenadas polares (θ , r) que são convertidas pelo programa em coordenadas retangulares (x , y). Nas coordenadas polares a referência é a fonte emissora e o angulo é medido no sentido dos ponteiros de um relógio.

Figura 38 - Coordenadas polares do ponto receptor



6 VALIDAÇÃO³⁰ DO MODELO AID

O processo de validação do modelo seguiu os conceitos utilizados por DE MELO LISBOA (1996), que utilizou uma base de dados já existentes, conhecida como *Prairie Grass experiment*, descritas por BARAD (1958), para validação do modelo ODODIS (Odous Dispersion Software), modelo aplicável a dispersão de odores e gases passivos não odorantes.

De acordo com HANNA et al (1990) os experimentos de *Prairie Grass*, conduzidos em Nebraska em 1956, produziram um banco de dados de alta qualidade que tem sido utilizado no desenvolvimento e teste de modelos de dispersão. A exemplo PASQUILL (1961) utilizou a base de dados para teste dos modelos de difusão gaussiana, conhecidos atualmente como modelos de Pasquill-Gifford-Turner, também pesquisadores como Van Ulden, Horst e Briggs, citados em VENKATRAN (1996), utilizaram esta base de dados.

Os experimentos de *Prairie Grass* foram desenvolvidos em uma área rural e plana, utilizando a emissão de Dióxido de Enxofre (SO_2) de uma fonte pontual de $h = 0,45$ m em períodos de 10 min. Foram realizadas amostragens de 10 min à 1,5 m de altura do solo em arcos distantes 50, 100, 200, 400 e 800 m da fonte. A cada arco foram verificadas as máximas concentrações, e calculado o pico de concentração normalizada C/Q (s/m^3). As observações meteorológicas foram realizadas em uma torre próxima à fonte emissora com altura de 2 m.

Para validação, as informações utilizadas para geração da base de dados de *Prairie Grass* foram simuladas no modelo AID, considerando somente o modelo para emissões contínuas (ver figura 32). A comparação dos resultados obtidos no modelo AID com os resultados do experimento *Prairie Grass* e com os resultados do modelo ODODIS estão apresentados na tabela 16.

³⁰ De acordo com WEBER e DIGIANO (1996) validação é a aceitação científica de que um modelo inclui todos os principais e relevantes processos, os processos são formulados corretamente e o modelo descreve satisfatoriamente o fenômeno observado para o uso pretendido.

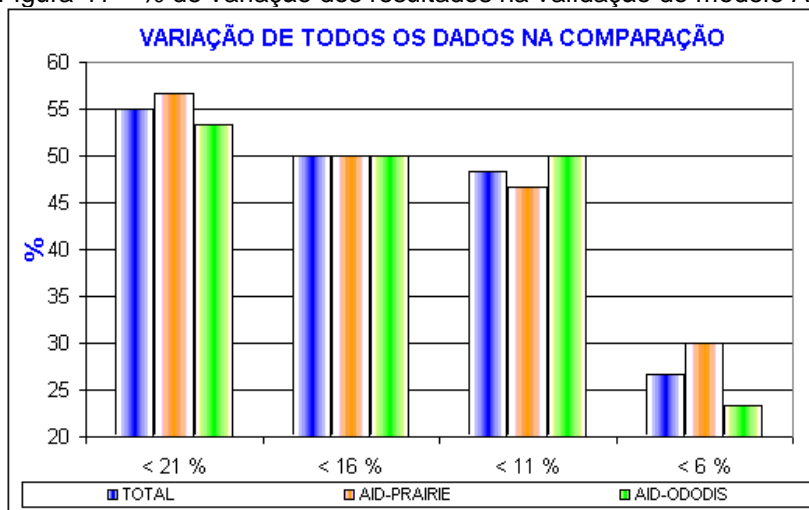
O modelo para emissões instantâneas (*puff*) não foi validado devido à emissão do experimento Prairie Grass ser do tipo contínua. Desta forma os dados obtidos a partir do experimento Prairie Grass não são aplicáveis para validação de modelos do tipo *puff*.

Tabela 16 – Comparação dos resultados do programa AID

Dados do experimento Prairie Grass		Ensaio 7	Ensaio 9	Ensaio 16	Ensaio 28	Ensaio 51	Ensaio 36	
v (m/s)		4,2	6,9	3,2	2,6	6,1	1,9	
Q (g/s)		89,9	92	93	41,7	102,4	40	
Estabilidade		B	C	A	E	D	F	
X= 50 m	ODODIS	Coef. Disp.	Pasquill	Briggs	Doury	Pasquill	Briggs	Pasquill
		α	0,2	1	0	0,9	0	1
		C/Q (s/m ³)	1,07x10 ⁻³	1,96x10 ⁻³	2,1x10 ⁻³	1,19x10 ⁻²	2,1x10 ⁻³	1,98x10 ⁻²
	Prairie Grass	C/Q (s/m ³)	1,03x10 ⁻³	2,02x10 ⁻³	1,88x10 ⁻³	1,16x10 ⁻²	2,5x10 ⁻³	1,99x10 ⁻²
		AID	C/Q (s/m ³)	1,01 x10 ⁻³	1,92 x10 ⁻³	9,74 x10 ⁻⁴	1,69 x10 ⁻²	2,52 x10 ⁻³
	Coef. Disp.		Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs
α	0,2		1	1	0	0	0	
X=100 m	ODODIS	Coef. Disp.	Pasquill	Briggs	Pasquill	Pasquill	Pasquill	Pasquill
		α	0	0	1	1	0	1
		C/Q (s/m ³)	2,3x10 ⁻⁴	5,22x10 ⁻⁴	2,3x10 ⁻⁴	4,5x10 ⁻³	6,38x10 ⁻⁴	1,25x10 ⁻²
	Prairie Grass	C/Q (s/m ³)	2,4x10 ⁻⁴	5,73x10 ⁻⁴	3,55x10 ⁻⁴	4,6x10 ⁻³	6,59x10 ⁻⁴	1,3x10 ⁻²
		AID	C/Q (s/m ³)	2,37 x10 ⁻⁴	5,19 x10 ⁻⁴	2,47 x10 ⁻⁴	5,40 x10 ⁻³	7,03 x10 ⁻⁴
	Coef. Disp.		Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs
α	0,1		1	1	0	0	0	
X=200 m	ODODIS	Coef. Disp.	Briggs	Briggs	Pasquill/ Briggs	Pasquill	Briggs	Pasquill
		α	0	1	1	0,9	0	1
		C/Q (s/m ³)	4,98x10 ⁻⁵	1,34x10 ⁻⁴	5,7x10 ⁻⁵	1,4x10 ⁻³	1,56x10 ⁻⁴	4,47x10 ⁻³
	Prairie Grass	C/Q (s/m ³)	4,7x10 ⁻⁵	1,42x10 ⁻⁴	6,4x10 ⁻⁵	1,38x10 ⁻³	1,67x10 ⁻⁴	4,82x10 ⁻³
		AID	C/Q (s/m ³)	5,47 x10 ⁻⁵	1,35 x10 ⁻⁴	6,27 x10 ⁻⁵	1,47 x10 ⁻³	1,92 x10 ⁻⁴
	Coef. Disp.		Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs
α	0		1	1	0	0	0	
X=400 m	ODODIS	Coef. Disp.	Briggs	Pasquill	Pasquill	Pasquill/ Briggs	Briggs	Briggs
		α	0	0,9	0,2	19	0	0,8
		C/Q (s/m ³)	12,6x10 ⁻⁶	2,9x10 ⁻⁵	6,5x10 ⁻⁶	4,8x10 ⁻⁴	4,37x10 ⁻⁵	1,62x10 ⁻³
	Prairie Grass	C/Q (s/m ³)	7,61x10 ⁻⁶	2,93x10 ⁻⁵	6,37x10 ⁻⁶	4,96x10 ⁻⁴	2,64x10 ⁻⁵	1,52x10 ⁻³
		AID	C/Q (s/m ³)	1,39 x10 ⁻⁵	2,97 x10 ⁻⁵	7,95 x10 ⁻⁶	4,78 x10 ⁻⁴	5,40 x10 ⁻⁵
	Coef. Disp.		Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs
α	0		0,7	0	0,2	0	0	
X=800 m	ODODIS	Coef. Disp.	Briggs	Pasquill	Pasquill	Pasquill	Briggs	Briggs
		α	0	0,1	0	1	0	1
		C/Q (s/m ³)	32,26x10 ⁻⁷	5,5x10 ⁻⁶	8,6x10 ⁻⁷	1,52x10 ⁻⁴	13,1x10 ⁻⁶	5,21x10 ⁻⁴
	Prairie Grass	C/Q (s/m ³)	8,19x10 ⁻⁷	5,26x10 ⁻⁶	5,11x10 ⁻⁷	2,01x10 ⁻⁴	3,96x10 ⁻⁶	9,62x10 ⁻⁴
		AID	C/Q (s/m ³)	3,53 x10 ⁻⁶	5,49 x10 ⁻⁶	2,01 x10 ⁻⁶	2,02 x10 ⁻⁴	1,61 x10 ⁻⁵
	Coef. Disp.		Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs	Briggs
α	0		0,2	0	0,8	0	0,6	

Para avaliação dos resultados apresentados na tabela 19, foi calculada a porcentagem de variação dos resultados da concentração normalizada (C/Q), entre AID-Prairie Grass e AID-ODODIS. Considerando tal porcentagem, foi verificada a quantidade de resultados que estão abaixo das faixas de variação de 21%, 16%, 11% e 6%, que estão ilustrados na figura 41.

Figura 41 – % de variação dos resultados na validação do modelo AID



A figura 41 ilustra demonstra que:

- 55% de todos os dados possuem variações menores 21%;
- 50% de todos os dados possuem variações menores 16%;
- 48% de todos os dados possuem variações menores 16%;
- 26% de todos os dados possuem variações menores 6%.

Para avaliação do comportamento da variação dos resultados, os dados foram estruturados considerando às diferentes distâncias, diferentes estabilidades atmosféricas e diferentes velocidades do vento.

As figuras 42 e 43 apresentam a variação dos resultados nos diferentes ensaios, considerando diferentes distâncias.

Figura 42 –Variação dos resultados da comparação AID-Prarie Grass considerando a distância

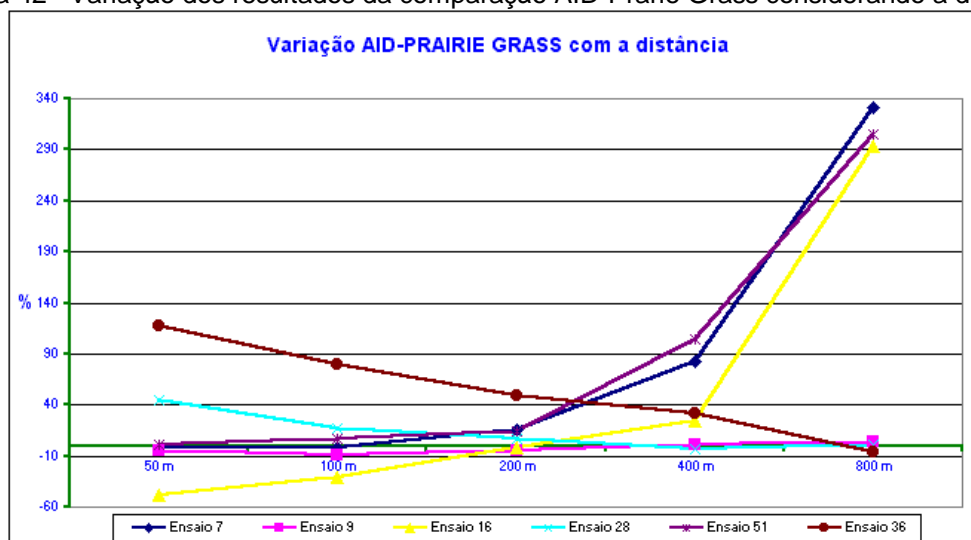
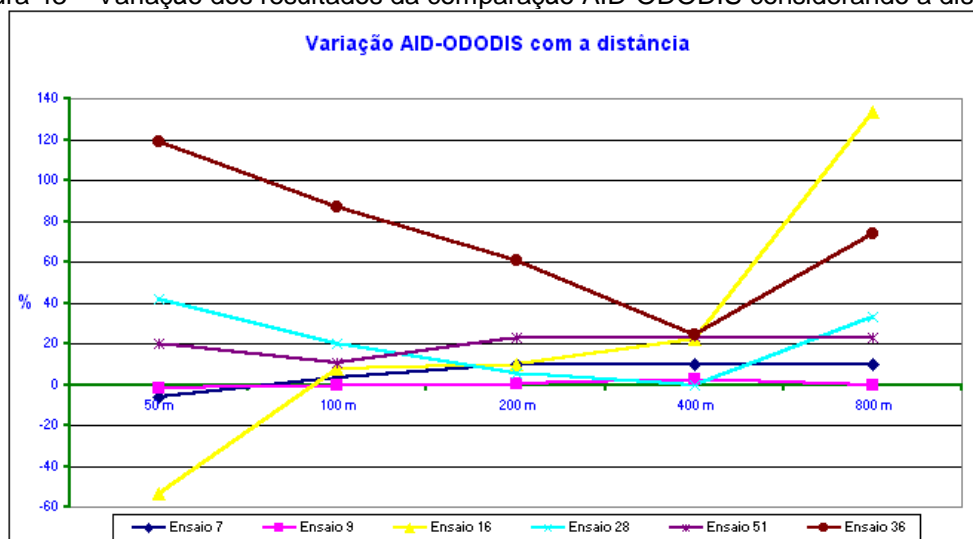


Figura 43 – Variação dos resultados da comparação AID-ODODIS considerando a distância



Verifica-se que nas comparações, AID-Prarie Grass e AID-ODODIS, o modelo AID tem uma tendência de sobre-estimar os resultados em pequenas e grandes distâncias.

As figuras 44 e 45 apresentam a variação dos resultados considerando diferentes estabilidades atmosféricas.

Figura 44 – Variação dos resultados da comparação AID-Prairie Grass considerando a estabilidade

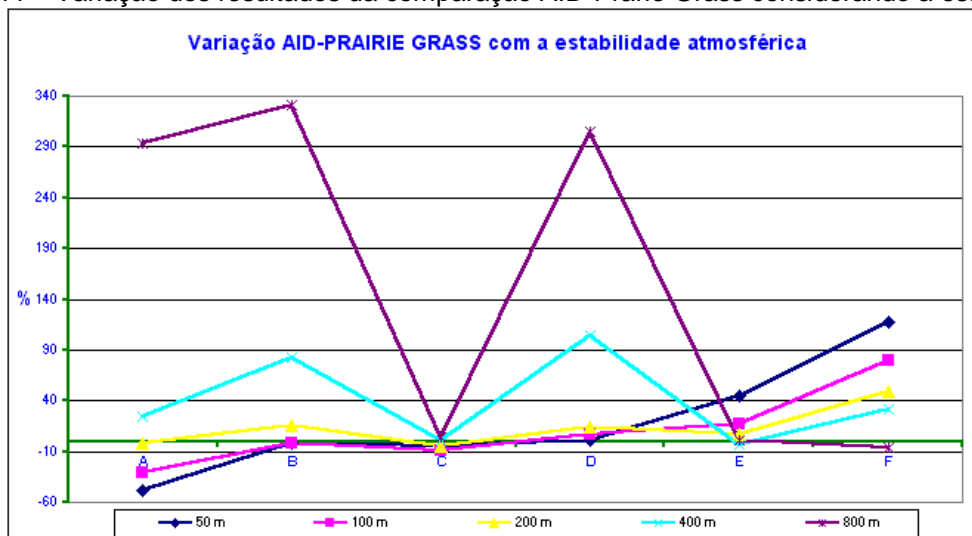
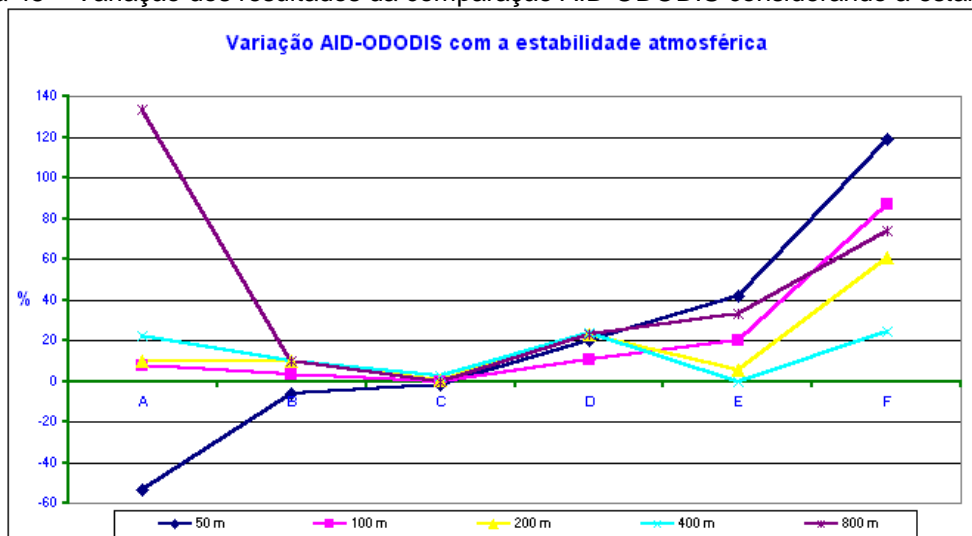


Figura 45 – Variação dos resultados da comparação AID-ODODIS considerando a estabilidade



Verifica-se que nas comparações, AID-Prairie Grass e AID-ODODIS, o modelo AID tem uma tendência de sobre-estimar os resultados em estabilidades estáveis.

As figuras 46 e 47 apresentam a variação dos resultados considerando diferentes velocidades do vento.

Figura 46 – Variação dos resultados da comparação AID-Prairie Grass considerando o vento

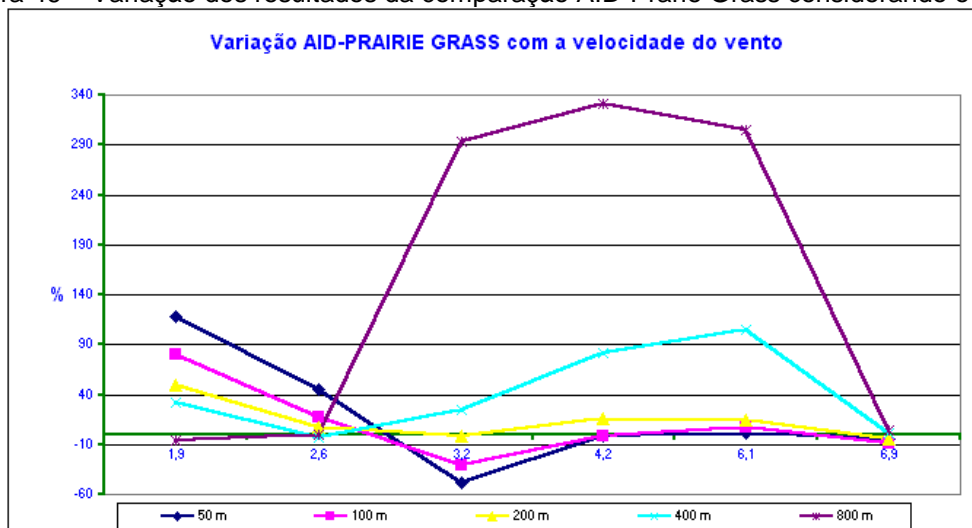
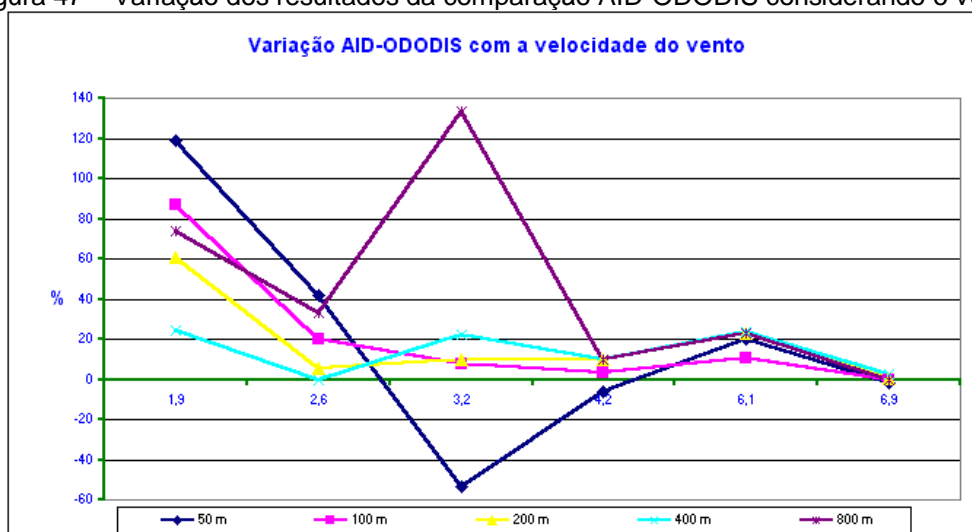


Figura 47 – Variação dos resultados da comparação AID-ODODIS considerando o vento



Verifica-se que nas comparações, AID-Prairie Grass e AID-ODODIS, que o modelo AID tem uma tendência de sobre-estimar os resultados em baixas velocidades do vento.

Para verificação da correlação dos resultados da concentração normalizada (C/Q) do modelo AID com Prairie Grass e com o modelo ODODIS foram gerados vários gráficos, considerando diferentes distâncias e diferentes ensaios. Os resultados obtidos estão apresentados nas figuras 48 e 49.

Apesar das diferentes porcentagens de variação dos resultados, (apresentadas nas figuras 41 à 47), verifica-se através dos gráficos das figuras 48 e 49 uma ótima correlação dos resultados, sendo está sempre próxima de $r = 0,99$. Com isto verifica-se que apesar das variações existentes entre os resultados do modelo AID com os experimentos de Prairie Grass e com o modelo ODODIS, o modelo AID demonstra satisfatoriamente o processo de dispersão de poluentes atmosféricos.

Figura 48 – Gráficos de correlação considerando as distâncias de Prairie Grass

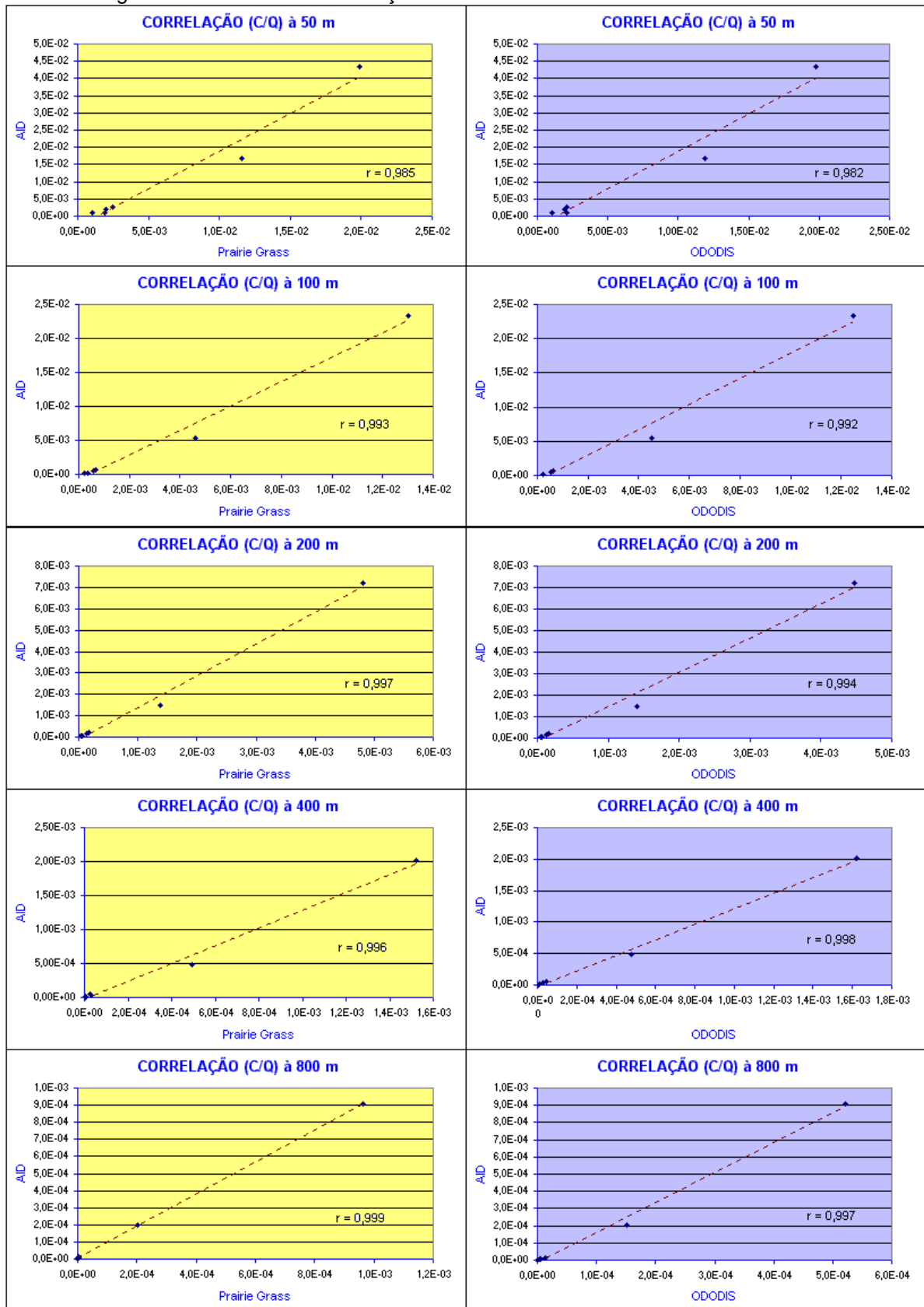
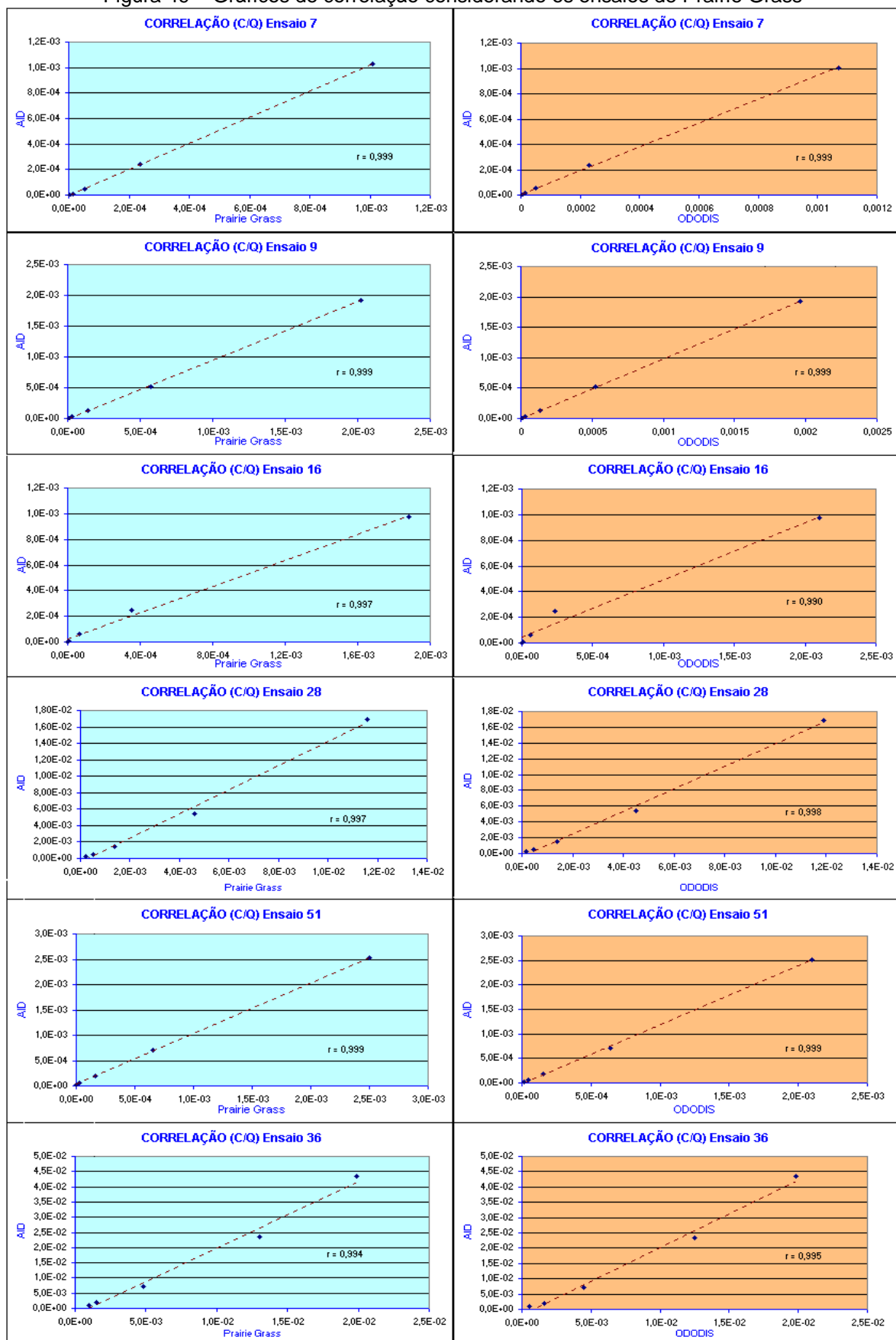


Figura 49 – Gráficos de correlação considerando os ensaios de Prairie Grass



7 APLICAÇÃO DO MODELO AID

O modelo AID foi aplicado considerando as emissões da Klabin Papéis Monte Alegre, situada na Fazenda Monte Alegre em Telêmaco Borba Paraná, empresa fabricante de papel e celulose. A figura 50 apresenta uma vista da empresa ao fundo.

Figura 50 – Vista Klabin Papéis Monte Alegre



De acordo com PAZZINATO JUNIOR e SILVA (2001) a produção de celulose através do processo Kraft produz como subproduto substâncias odoríferas (TRS- Total Reduced Sulfur) devido ao uso de sulfeto de sódio (Na_2S) no licor de cozimento da madeira. O TRS em uma fábrica de celulose é composto de: Sulfeto de hidrogênio (H_2S), metil mercaptana (CH_3SH), dimetil dissulfeto (CH_3SSCH_3) e ainda outros sulfetos orgânicos de cadeia carbonada maior em menor frequência. As fontes emissoras mais importantes de TRS na Klabin Papéis Monte Alegre são a caldeira de recuperação de licor preto, digestores, sistema de lavagem de celulose, sistema de evaporação de múltiplo efeito, sistema de tratamento dos condensadores, tanque de dissolução de produtos químicos e forno de cal. Os dados das diferentes fontes emissoras da empresa estão apresentados nas tabelas 17 e 18.

Tabela 17 – Dados de emissão das fontes

Fonte	Taxa de emissão (g/s)					t _c (°C)	V _c (m/s)
	TRS	M. P	NO _x	CO	SO _x		
Caldeira de Recuperação	0,426	11,740	18,104	86,017	0,263	185,9	26,9
TQ de Dissolução	0,323	5,211	0,022	0,118	0,232	103,5	15,5
Forno de Cal	0,164	1,692	3,235	11,162	0,483	202,0	28,7
Caldeira 04/05	-----	24,111	4,547	20,829	0,074	182,6	10,2
Caldeira 06	-----	9,233	19,650	27,039	0,044	163,9	20,7
Caldeira 07	0,026	10,551	10,619	5,743	0,007	263,2	18,0

Fonte: SECA (2002)

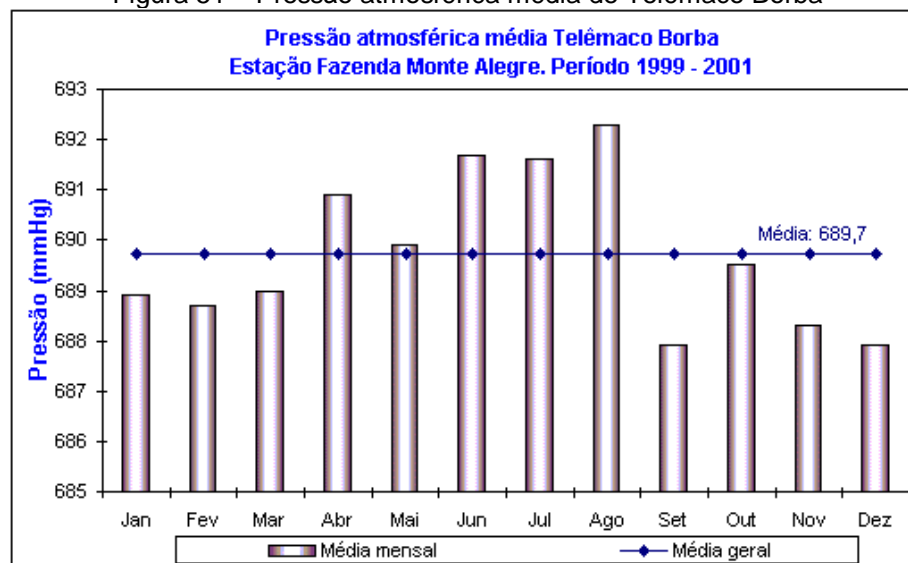
Tabela 18 – Dados físicos das fontes

Fonte	h (m)	d (m)
Caldeira de Recuperação	64,11	2,9
TQ de Dissolução	59,2	1,0
Forno de Cal	40	1,2
Caldeira 04/05	63,824	2,55
Caldeira 06	69,5	3,2
Caldeira 07	35,25	1,5

Fonte: SECA (2002)

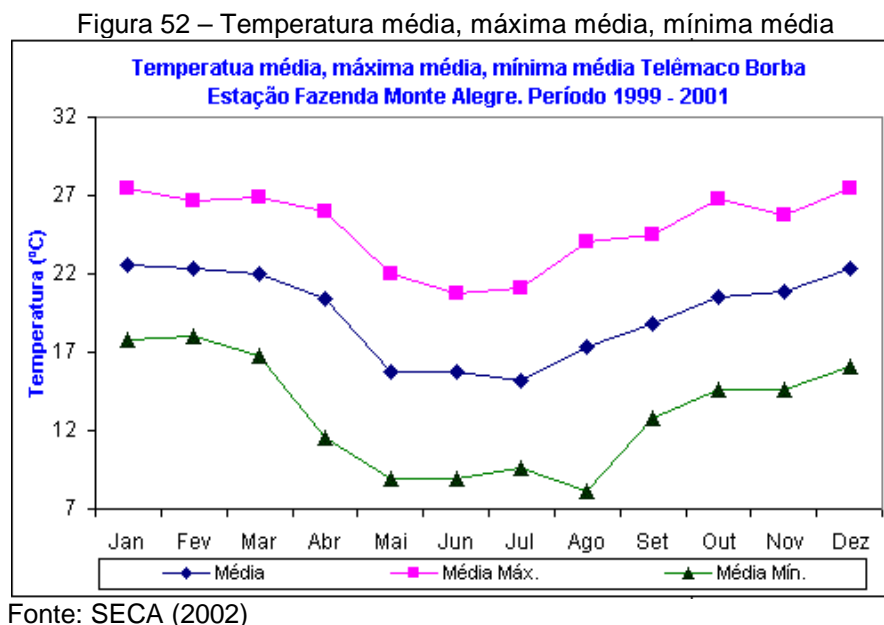
A figura 51 apresenta a distribuição da pressão média mensal do período de 1999 à 2001. Verifica-se nos meses de junho a agosto as maiores médias da pressão.

Figura 51 – Pressão atmosférica média de Telêmaco Borba



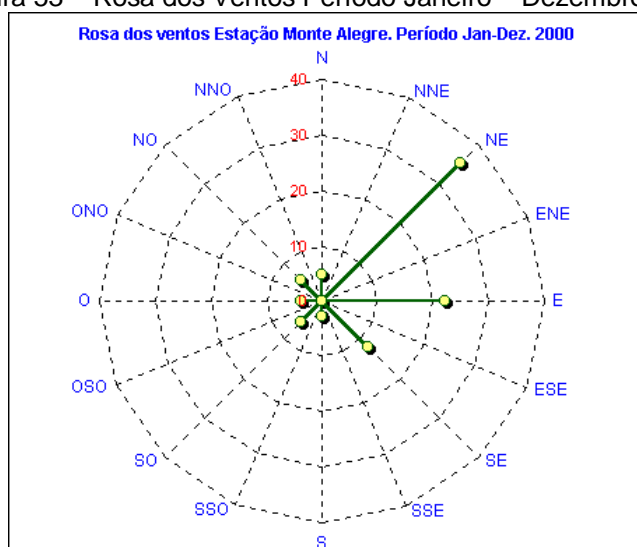
Fonte: SECA (2002)

A figura 52 apresenta a distribuição da temperatura média mensal, da máxima e a mínima média referentes ao ano de 1999 a 2001. Verifica-se a partir de abril uma queda das temperaturas, atingindo os menores valores de junho e julho.



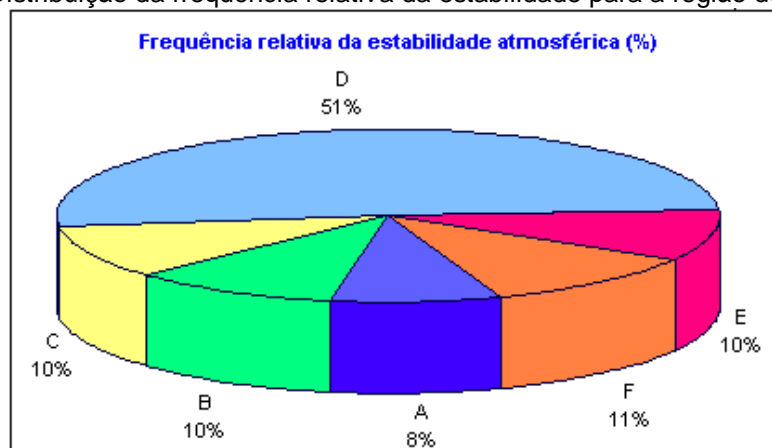
A figura 53 apresenta a Rosa dos Ventos do período de Janeiro a Dezembro de 2000. Verifica-se a predominância do vento Nordeste (35,2%) e Leste (22,1%), com velocidades do vento na ordem de 0,51 à 1,80 m/s e 1,80 à 3,34 m/s respectivamente.

Figura 53 – Rosa dos Ventos Período Janeiro – Dezembro 2000



De acordo com a SECA (2002) utilizando os dados horários da estação de Telêmaco Borba e considerando os critérios estabelecidos por Pasquill-Gifford (ver tabela 8) foi definida a classificação da estabilidade atmosférica para a região. Os resultados são apresentados na figura 54, onde verifica-se que a categoria mais predominante na região é a D (neutra).

Figura 54 – Distribuição da freqüência relativa da estabilidade para a região de Monte Alegre

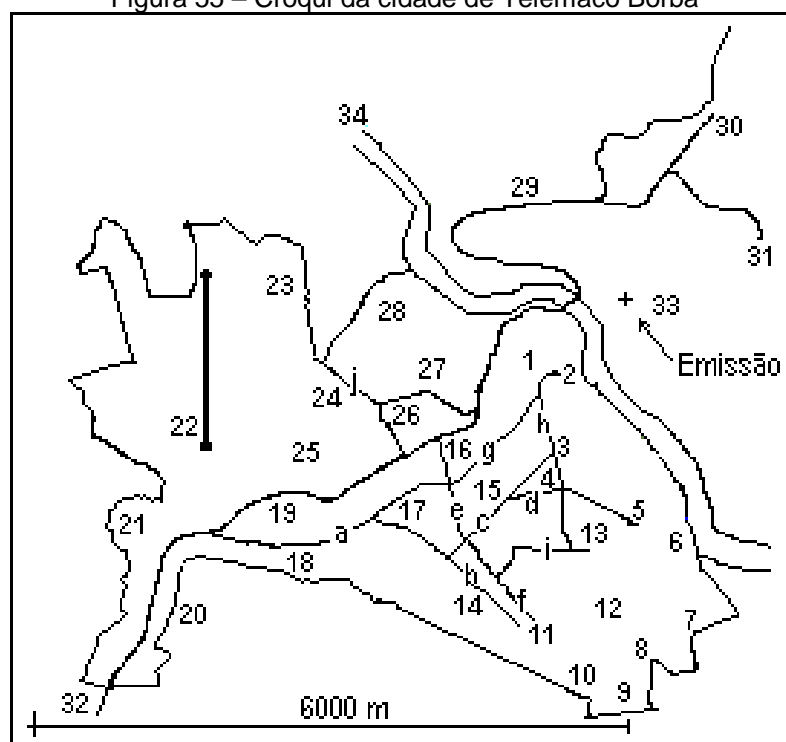


Fonte: SECA (2002)

7.1 RESULTADOS

Considerando a possibilidade de sobrepor uma planta da área de estudo sobre o mapa de isoconcentrações, foi gerado um croqui da cidade de Telêmaco Borba (ver figura 55) a partir de um desenho em AutoCAD 14.01. Deste desenho em AutoCAD, foram retirados detalhamentos existentes (como nome de ruas, curvas de nível, redes de água e esgoto) e mantidos alguns pontos de referência (ver tabela 19), para facilitar a avaliação do impacto da dispersão dos poluentes.

Figura 55 – Croqui da cidade de Telêmaco Borba



Obs: números e letras representam bairros, ruas e pontos de referência descritos na tabela 20.

Tabela 19 – Pontos de referência da cidade de Telêmaco Borba

1	Ginásio de esportes Bela Vista	26	Igreja Nossa Senhora do Rosário
2	Estação do teleférico	27	Colégio Est. Nossa Senhora das Graças
3	Hospital Dr Feitosa	28	Bairro Vila Esperança
4	Colégio Wolff Klabin	29	Rodovia PR 160/239
5	Praça dos Pinheiros	30	Avenida Brasil
6	Bairro Santa Rita	31	Clube Harmonia
7	Fazenda Escola CAIC	32	Rodovia do Papel
8	CAIC	33	Klabin Papéis Monte Alegre
9	Bairro São Francisco	34	Rio Tibagi
10	Centro Comunitário	30	Avenida Brasil
11	Complexo esportivo Minicentro	31	Clube Harmonia
12	Subestação COPEL	32	Rodovia do Papel
13	Praça Claudomiro Miguel Fernandes	33	Klabin Papéis Monte Alegre
14	Parque Recreativo D. Luba Klabin	34	Rio Tibagi
15	Praça Castelo Branco	a	Av. Mal. Floriano Peixoto
16	Trevo	b	Av. Mal. Deodoro
17	Colégio Est. Marcelino Nogueira	c	Av. Chanceler Horácio Laffer
18	Colégio Monte Alegre (Positivo)	d	Av. Presidente Kennedy
19	Bairro Parque Limeira	e	R. XV de Novembro
20	Cemitério Parque Jardim da Saudade	f	R. Guataçara Borba Carneiro
21	Núcleo Residencial Bandeirantes	g	Av. Horácio Klabin
22	Aeroporto Monte Alegre	h	Av. Paraná
23	Jardim São Silvestre	i	Av. Nossa Senhora Aparecida
24	Colégio Est. Jardim Alegre	j	Av. das Flores
25	Centro Social (Rua das Palmeiras)	--	-----

O programa foi utilizado para modelagem da dispersão dos poluentes provenientes das fontes descritas na tabela 17. O resumo dos dados utilizados no programa AID está apresentado nas tabelas 20 e 21.

Tabela 20 – Resumo dos dados da modelagem dos poluentes

Região	Rural	-----
Extensão da área quadrada em estudo	12000	m
Altura do receptor (z)	0	m
Tipo de modelo gaussiano para cálculo da dispersão	Modelo para emissões contínuas	-----
Com reflexão no solo do poluente emitido?	Sim	100%
Cálculo da elevação da pluma acima da chaminé segundo equação de:	Briggs	-----

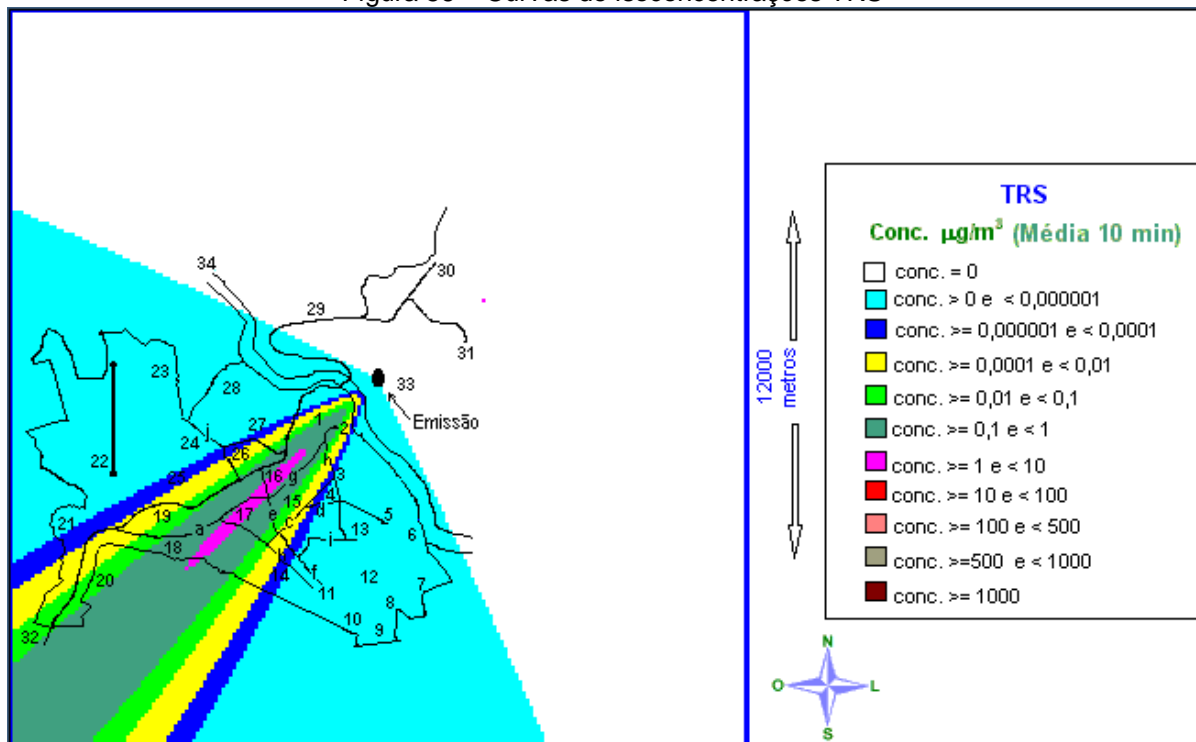
Para todas as modelagens foram utilizados os dados meteorológicos predominantes na região, descritos na tabela 21.

Tabela 21 – Resumo dos dados meteorológicos utilizados

Categoria da Estabilidade atmosférica	D-Neuro	----
Velocidade do vento (v)	1,8	m/s
Direção do vento	NE-Nordeste	----
Pressão atmosférica (Patm)	689,7	mmHg
Temperatura do ar (tar)	22	Celcius
Altura onde o vento foi medido	10	m

Em função do modelo AID possibilitar a modelagem de somente uma fonte, para geração dos resultados apresentados nas figuras 56 à 60, foi realizado a modelagem poluente a poluente pelo modelo AID, e os diferentes resultados foram integrados, isto é, foram somados os impactos causados por todas as fontes emissoras de um determinado tipo de poluente.

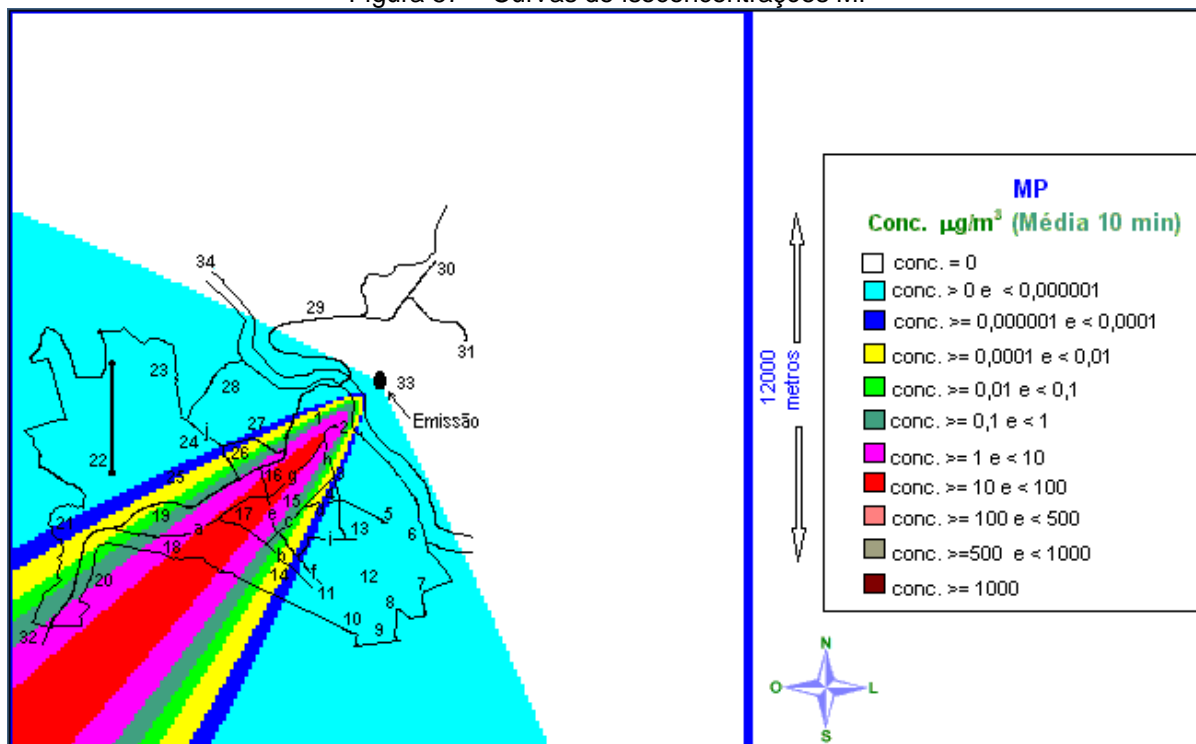
Figura 56 – Curvas de isoconcentrações TRS



Observações:

- 1- concentração de TRS proveniente das fontes Caldeira de recuperação, TQ de dissolução, Forno de Cal e Caldeira 07.
- 2- os pontos com as maiores concentrações de TRS são o Trevo (16) e Colégio Marcelino Nogueira (17).

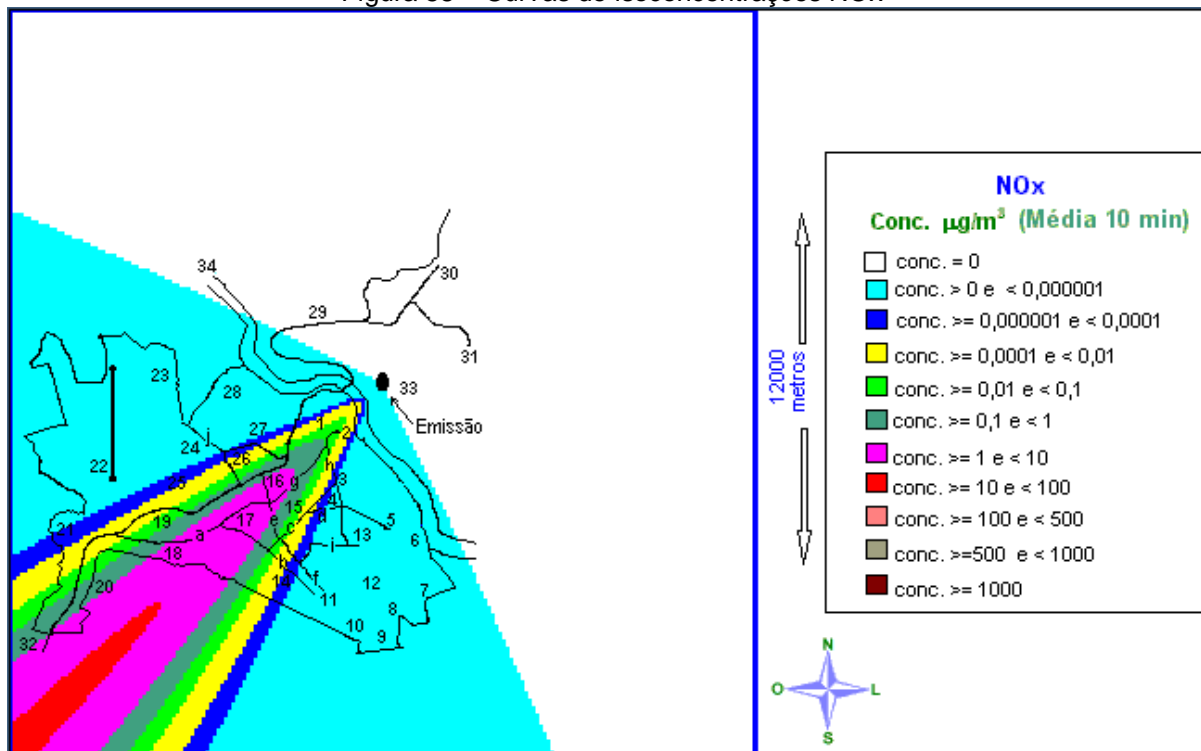
Figura 57 – Curvas de isoconcentrações MP



Observações:

- 1- concentração de MP proveniente das fontes Caldeira de recuperação, TQ de dissolução, Forno de Cal, Caldeira 04/05, Caldeira 06 e Caldeira 07.
- 2- os pontos com as maiores concentrações de MP são o Trevo (16), Colégio Marcelino Nogueira (17) e Av. Horácio Klabin (9).

Figura 58 – Curvas de isoconcentrações NOx

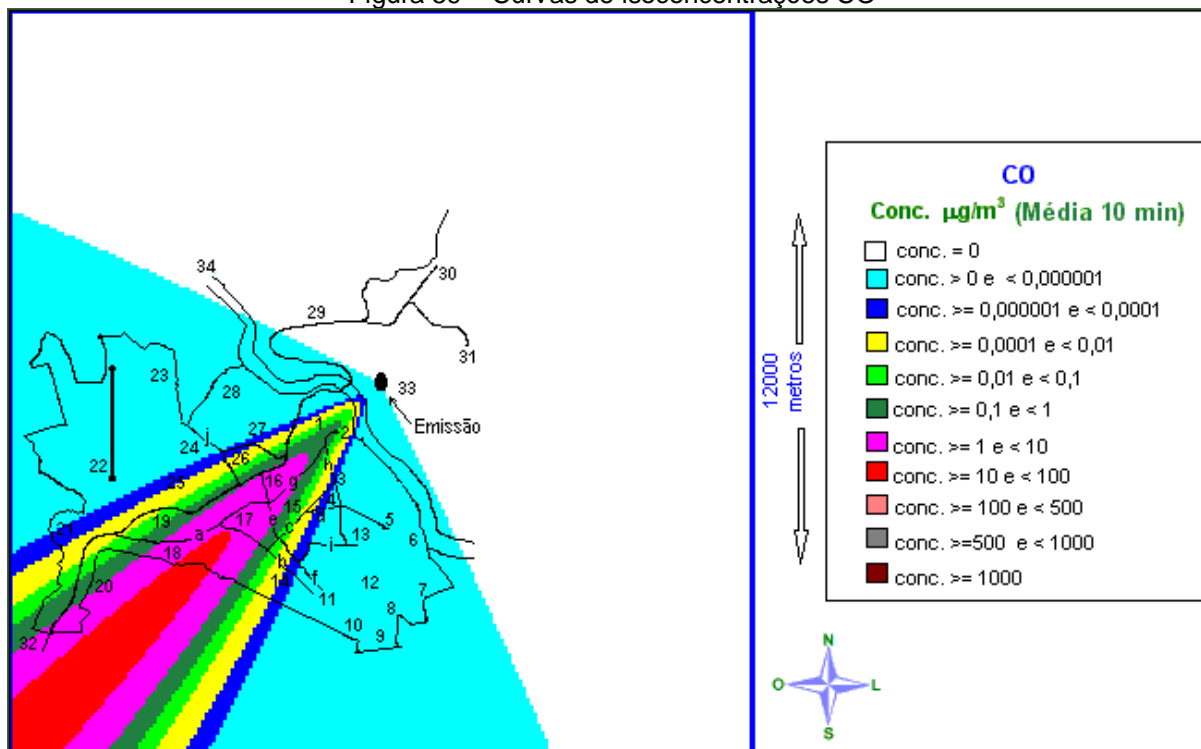


Observações:

1-concentração de NOx proveniente das fontes Caldeira de recuperação, TQ de dissolução, Forno de Cal, Caldeira 04/05, Caldeira 06 e Caldeira 07.

2- os pontos com as maiores concentrações se encontram fora do perímetro urbano.

Figura 59 – Curvas de isoconcentrações CO

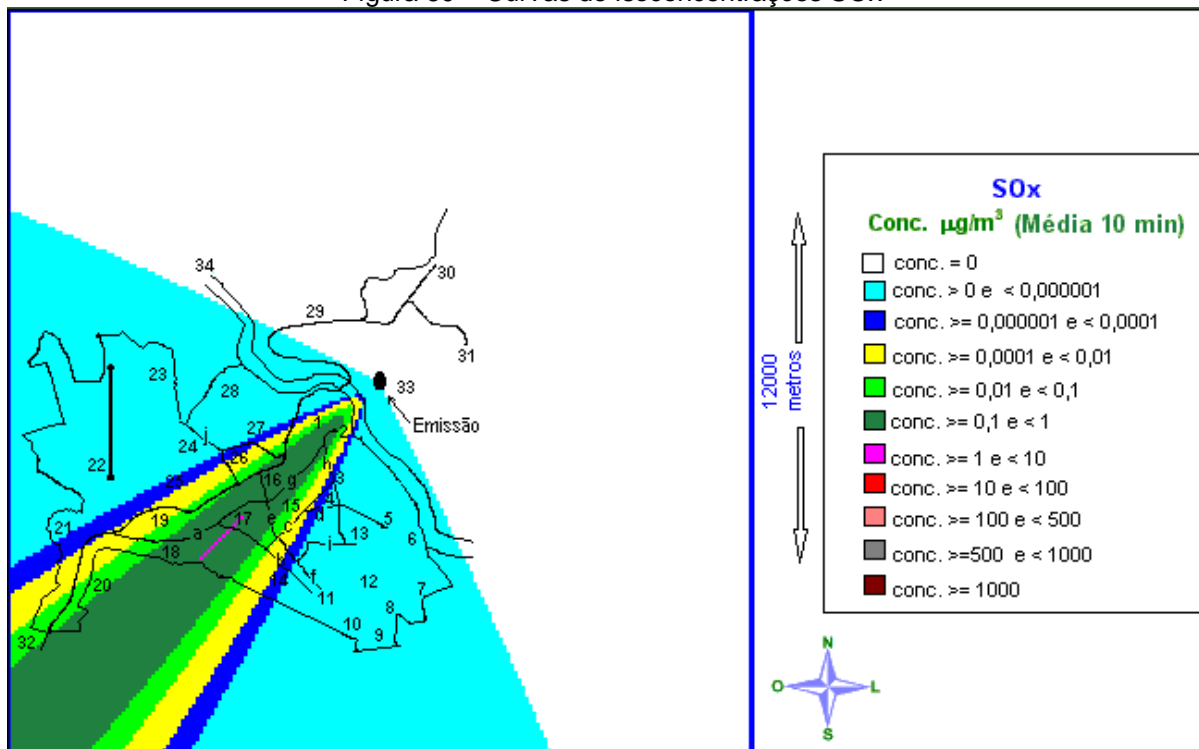


Observações:

1-concentração de CO proveniente das fontes Caldeira de recuperação, TQ de dissolução, Forno de Cal, Caldeira 04/05, Caldeira 06 e Caldeira 07.

2- o ponto com as maiores concentrações é nas proximidades do Colégio Monte Alegre (18).

Figura 60 – Curvas de isoconcentrações SOx



Observações:

1-concentração de SOx proveniente das fontes Caldeira de recuperação, TQ de dissolução, Forno de Cal, Caldeira 04/05, Caldeira 06 e Caldeira 07.

2- o ponto com as maiores concentrações é nas proximidades do Colégio Est. Marcelino Nogueira (17).

Apesar do modelo AID gerar resultados de concentrações médias de 10 minutos, os resultados foram comparados com padrões primários de qualidade do ar do CONAMA 03/90, descritos na tabela 3. Para esta verificação foi considerada que:

- as concentrações de MP foram comparadas com Partículas totais em suspensão (média diária);
- as concentrações de SOx foram comparadas com SO₂ (média diária);
- as concentrações de NOx foram comparadas com NO₂ (média diária);

Para o poluente CO foi considerado a média horária e para o poluente TRS não foi realizada a comparação em função do CONAMA 03/90 não prever padrões de qualidade do ar.

Verifica-se que, mesmo com a integração das fontes, as concentrações estão bem abaixo dos padrões primários, mas considerando a predominância dos ventos e a posição geográfica da cidade, percebe-se que as áreas mais impactadas são as da região central da cidade (por exemplo ponto de referência g).

Considerando que nos pontos de referência 2 e 18, a empresa mantém estações manuais para monitoramento da qualidade do ar (Hivol e Trigás), é importante que estes monitoramentos sejam sistemáticos e que cubram todos os poluentes emitidos pelas fontes, para assim identificar e monitorar o real impacto das fontes emissoras na qualidade do ar da cidade. Para o poluente TRS, como não existe padrão para qualidade do ar, pode ser realizada uma verificação olfatométrica nas diferentes áreas da cidade para conhecer melhor o impacto que este pode estar causando ou mesmo implantar metodologias para monitoramento através do Tri-gás.

8 CONCLUSÃO

Os objetivos deste trabalho são em resumo o desenvolvimento, validação e aplicação de um programa computacional para modelagem matemática da dispersão de poluentes atmosféricos. Os primeiros capítulos foram dedicados a fundamentação teórica sobre poluição atmosférica, modelos de qualidade do ar, modelos para cálculo da elevação da pluma e modelos gaussianos. Os capítulos seguintes descrevem o desenvolvimento do programa AID, sua validação e aplicação prática. No processo de desenvolvimento, uma das principais dificuldades encontradas foi a construção dos algoritmos de programação, com destaque nos que descrevem os cálculos para elevação da pluma segundo as equações de Briggs.

A validação de modelos de dispersão deve ser uma prática constante em desenvolvimento de modelos, com o objetivo de demonstrar que os resultados são confiáveis. Destaca-se que além da validação é importante que os modelos também demonstrem também suas incertezas, ou melhor dizendo, que os modelos sejam calibrados.

O programa AID, mesmo considerando as variações dos resultados obtidos, descritos no processo de validação, demonstra que é capaz de reproduzir o processo de dispersão de poluentes na atmosfera, e desta forma pode ser utilizado como ferramenta para avaliação inicial da dispersão de poluentes provenientes de fontes fixas, aplicável à dispersão de emissões contínuas. A aplicação prática do modelo AID com as emissões da Klabin, apresenta uma forma fácil de avaliação do impacto, através das curvas de isoconcentrações, facilitando a análise dos resultados por parte de pessoas com poucos conhecimentos técnicos.

O programa AID não é exato, assim como outros modelos existentes não o são. Pois muitos dos erros estão associados à suposição de que as condições de dispersão são as mesmas, aos erros referentes aos cálculos de elevação da pluma, aos cálculos dos coeficientes de dispersão e à conversão das concentrações de curto prazo para prazos adequados à legislação.

O programa AID apresenta uma idéia qualitativa/quantitativa do que pode acontecer. Pode ser utilizado para verificar as piores condições meteorológicas e as distâncias onde ocorrem as concentrações máximas, mas nunca deve substituir por completo o monitoramento da qualidade do ar.

Para a dispersão de poluentes considerando as emissões instantâneas e em função deste modelo (*puff*) não ter sido validado, o programa AID produz uma noção de como ocorre a dispersão de uma emissão instantânea na área de interesse.

De maneira geral, o modelo AID pode ser utilizado tanto para fins profissionais assim como didáticos. Destaca-se principalmente a característica de ajuda ou apoio ao usuário, que o modelo apresenta nas diferentes janelas. Considerando que a modelagem matemática de qualidade do ar é pouco conhecida no Brasil, o modelo AID pode ser utilizado para difundir o conhecimento e os conceitos sobre modelagem matemática de dispersão de poluentes.

Considerando as limitações já apresentadas sobre o modelo AID e como perspectivas da continuidade do desenvolvimento do modelo AID, recomendam-se algumas melhorias que podem ser introduzidas:

- a validação do modelo para emissões instantâneas (*puff*) e ao mesmo o desenvolvimento de algoritmos que permitam trabalhar com múltiplos *puffs* ou *puffs* aleatórios. Desta forma o modelo AID poderá ser utilizado para a avaliação da dispersão de determinados poluentes que não devem ser modelados com modelos gaussianos para emissões contínuas, como por exemplo os odores.
- desenvolvimento de algoritmos que permitam entrar com bancos de dados meteorológicos, de forma a poder predizer a concentração dos poluentes em diferentes situações meteorológicas, assim como calcular a concentração em médias diferentes de 10 minutos, a exemplo médias diárias, mensais ou mesmo anuais;
- desenvolvimento de algoritmos que incorporam situações de terrenos complexos ou não planos, decaimento dos poluentes na atmosfera e também a reflexão na camada de inversão, semelhante a reflexão no solo;

- desenvolvimento de algoritmos que incluam situações como downwash e plumas fumigantes, permitindo a avaliação do impacto de determinado poluente em situações mais críticas de dispersão.

Além dos pontos descritos acima se faz necessário também desenvolver a possibilidade do modelo AID trabalhar com mais de uma fonte emissora simultaneamente, assim como o modelo deve permitir a possibilidade de analisar a dispersão de poluentes considerando a concentração de fundo, existente na área de interesse.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. NBR 8969. *Poluição do ar - Terminologia*. Jul/1985.

AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION. *Plano de Trabalho para Avaliação de Risco Atmosférico*. Seção Brasil. 1997.

BANCO MUNDIAL. *Brasil: Gestão dos Problemas da Poluição- A Agenda Ambiental Marrom. Vol.1 . Relatório de Política*. 1998.

BANCO MUNDIAL. *Pollution Prevention and Abatement Handbook*. Washington. World Bank Group. 1998.

BARAD, M. L. Project Prairie Grass. A field program in diffusion. Geophys. Res. Paper 59, vol I e II, Air Force Cambridge Research Center, Bedford, MA, USA, 1958.

BAUMBACH , Gunter. *Air Quality Control*. Berlim, Springer-Verlag, 1996.

BEAMAN, A.L. *A novel approach to estimating the odor concentration distribution in the community*. Atmospheric Environment. , 22, 3, 561-567, 1988.

BÓÇON, Fernando Tadeu. *Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na microescala atmosférica*. Tese de doutorado apresentado a UFSC. 1998.

BRIGGS, G.A. *Plume Rise, USAEC Critical Review Series*. TID-25075, National Technical Information Service, Springfield, Virginia 22161, 81 p., 1969.

BRIGGS, G.A. *Some Recent Analyses of Plume Rise Observations*. In Proceedings of the Second International Clean Air Congress, Academic Press, New York, p. 1029-1032, 1971.

BRIGGS, G.A. *Discussion on Chimney Plumes in Neutral and Stable Surroundings*. Atmos. Environ., 6, p. 507-510, 1972.

BRIGGS, G.A. *Diffusion Estimation for Small Emissions*. In ERL, ARL USAEC Report ATDL-106. U.S. Atomic Energy Commission, Oak Ridge, Tennessee, 59 p., 1974.

BRIGGS, G.A. *Plume Rise Predications. In Lectures on Air Pollution and Environmental Impact Analysis*. Workshop Proceedings, Boston, Massachusetts. September 29 – October 3. American Meteorological Society, Boston, Massachusetts, 296 p.,1975.

BUONICORE, Anthony; THEODORE, Louis e DAVIS, Wayne. *Air Pollution Engineering Manual*. Van Nostrand Reinhold .1992.

CAMPOS, I. C. B. et al. *Simulation of Air Pollution from modele source emission in city of Rio de Janeiro*. J. Braz. Chem. soc., Vol. 10. No 3, p. 203-208, 1999.

CETESB. NT-05. *Terminologia da Poluição do ar*. São Paulo. 1^o ed. 1978.

CHEN, Yong Cheng; BUNDY, Dwaine S.; HOFF, Steven. *Development of a model of dispersion parameters for odour transmission from agricultural sources*. J. Agric. Engng Res. 69 (1998) 229 – 238.

CONAMA. *Resolução 03 de 28 de junho 1990*.

CONAMA. *Resolução 05 de 15 de junho 1989*.

CSANADY, G. T. *Turbulent diffusion in the environment*. Dordrecht, D. Reidel, 1973.

DAVIS, Mackenzie L., CORNWELL, David A. *Introduction to environmental engineering*. 3ed. Boston, Mcgraw-Hill, 1998.

DE MELO LISBOA, H. *Contribuição à la mise en oeuvre et à la validation de modèles de dispersion atmosphérique applicables aux composés odorants*. Tese de doutorado. Université de Pau et des Pays de l'Adour – Ecole des Mines d'Alès, 196 p., outubro de 1996.

DE MELO LISBOA, H., et al. *ODODIS : um software aplicado a dispersão de odores e gases passivos na atmosfera*. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, setembro de 1997.

DE MELO LISBOA, H. et al. *Determinação de uma base de dados aplicada a dispersão de odores na atmosfera para validação do programa ODODIS*. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, setembro de 1997.

DE NEVERS, Noel. *Air Pollution Control Engineering*. New York: Mc Graw Hill, 1995.

EPA. *GUIDANCE on the application of refined dispersion models for air toxics releases*. EPA-450/4-91-007. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, 1991.

EPA. *A revised user's guide to MESOPUFF II (V5.1)*. EPA-454/B-94-025. North Carolina. U.S. Environmental Protection Agency , 1994.

EPA. *User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models, Volume II - Description of Model Algorithms*. EPA-454/B-95-003b. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park,NC. , 1995.

EPA. *Guideline on Air Quality Models, 40 CFR Ch I, Appendix W to Part 51, U.S.* Environmental Protection Agency, 1999.

EPA. *Workbook of screening techniques for assessing impacts of toxic air pollutants (revised)*. EPA-454/R-92-024. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park,NC. , 1992.

GODISH, Thad. *Air quality*. Chelsea, Michigan. Lewis Publishers. 2nd ed. 1991.

GUIDANCE on the application of refined dispersion models for air toxics releases. EPA-450/4-91-007. Cincinnati: EPA, 1991.

HADLOCK, Charles R. *Mathematical Modeling in the Environment*. New York, The Mathematical Association of América. 1998.

HANGARTENER, M. NABHOLZ, M. *Calibration of dispersion Models by diffusive samplers*. Zurich, Switzerland. Swiss Federal Institute of Technology. 1998.

HANNA, Steven H., et al. *Uncertainties in source emission rates estimates using dispersion models*. Atmospheric Environment. Vol. 24A, No 12, pp. 2971-2890, 1990.

HEMOND, Harold F. *Chemical fate and transport in the environment*. San Diego. Academic Press Inc., 1994.

HÖGSTRÖM, U. *An experimental study on atmospheric diffusion*. Tellus XVI, n.2, p. 205-247, 1964.

HÖGSTRÖM, U. A method for predicting odor frequencies from a point source. Atmospheric Environment., n.6, p.103-121, 1972.

HÖGSTRÖM, U. *A statistical approach to the air pollution problem of chimney emission*. Atmospheric Environment. n.2, p.251-271, 1968.

HIMMELMAN, Willian. *Air Quality Control*. Lambton College Of Applied Arts and Technology. Sarnia, Canadá. 1993.

IAP- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. *Relatório Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Curitiba - Ano 2000*. Versão 1. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Curitiba. 2001.

KIELY, Gerard. *Environmental Engineering*. Berkshire England. McGraw-Hill.1996.

LEE, Joseph H. W., RODI , Wolfgang., WONG, C. F. *Turbulent line momentum puff*. Journal of engineering mechanics. January 1996.

LEES, Frank P. *Loss Prevention in the process industries*. Volume 1. London, Butherworth & Co. 1989.

LEI Nº 13.806 – 30/09/2002. *Dispõe sobre as atividades pertinentes ao controle da poluição atmosférica, padrões e gestão da qualidade do ar, conforme especifica e adota outras providências*. Diário Oficial Governo do Estado do Paraná.

MORI, Akira. *Integration of plume and puff diffusion models/application of CFD*. Atmospheric Environment 34 (2000) 45 – 49.

MUSSIO, P. GNYP, A.W. HENSHAW, P.F. *A plume dispersion model for the prediction of odour-impact frequencies from continuous stationary sources*. Atmospheric Environment 35 (2001) 2955 – 2962.

NIEUWSTADT, F. T. M.; DOP, Van Han. *Atmospheric turbulence and air pollution modelling*. Dordrecht, D. Reidel, 1984.

ORTEGA, Ricardo Galligos et al. *H₂S dispersion model at Cerro prieto Geothermoelectric Power Plan*. Proceedings World Geothermal Congress 2000. Kyushu-Tohoku, Japan.

PAGÉ, Thierry, GUY Christophe, GENEST, David. *Manuel d'utilisation EOLE 5.0*. École Polytechnique Montreal. 2000.

PAZINATO JUNIOR, Romulo., SILVA, Valdenei D. Simões da. *Alternativas para eliminação de odores de gases não condensáveis (GNC) na fabricação de celulose e papel: Estudo de Caso*. Ponta Grossa, 2001. (Monografia apresentada ao curso de especialização em Gestão Ambiental da UEPG - Universidade Estadual de Ponta Grossa para obtenção do título de especialista).

PERRY, Robert H.; GREEN, Don W. *Perry's Chemical Engineers's Handbook*. 6th ed. New York, McGraw-Hill. 1984.

PIRINGER, Martin., SCHAUBERGER, Gunther. *Comparison of a gaussian diffusion model with guidelines for calculating the separation distance between livestock farming and residential areas to avoid odour annoyance*. Atmospheric Environment. 33 (1999) 2219 – 2228.

REIBLE, Danny D. *Fundamentals of environmental engineering*. Boca Raton, Lewis, 1999.

RISA, Umberto., et al. *An advanced puff model based on a mixed eulerian/lagrangian approach for turbulent dispersion in the convective boundary layer*. Boundary Layer Meteorology 95: 319-339, 2000.

SECCA. *Estudo de dispersão atmosférica para avaliar emissões de poluentes da Klabin Papéis Paraná*. Documento M-0227-10/10-06/SECA. SECA – Consultoria em Clima e Meio Ambiente, Julho 2002.

SEMA. Resolução 06 de 20 de novembro de 1992.

SCIRE, J.S., Strimaitis D.G. and Yamartino, R.J. *A user's guide for the CALPUFF dispersion Model (Version 5)*. Earth Tech. Inc. 196 Baker Avenue, Concord, MA 01742. 2000

SCIRE, J.S., LURMANN, F.W., Bass, A., Hanna, S.R. *User's Guide to the MESOPUFF II dispersion model*. EPA-600/8-84-013, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. 1984b.

SCHAUBERGER, G., PIRINGER, M., PETZ, E. *Separation distance to avoid odour nuisance due to livestock calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM)* Agriculture, Ecosystems and Environment 87 (2001) 13-28.

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

SIVACOUMAR, R., et al. *Air pollution modeling for an industrial complex and model performance evaluation*. Environmental Pollution 111 (2001) 471 – 477.

SMITH, R. J., WATTS, P. J. *Determination of odour emission rates from cattle feedlots: Part 1, A Review*. J. Agric. Engng Res. 57 (1994) 145 – 155.

STERN, Arthur C. *Air Pollution*. 2nd Ed. Vol. 1. Academic Press, New York. 1968.

SYRAKOV, D., PRODANOVA, M. *Bulgarian emergency response models-validation against etex first release*. Atmospheric Environment. 32 (1998) 4367 – 4375.

TURNER, D. Bruce. *Workbook of atmospheric dispersion estimates*. Cincinnati. U.S. Public Health Service. 1970.

TURNER, D. Bruce. *Workbook of atmospheric dispersion estimates*. New York: Lewis Publishers, 2nd ed. 1994.

ULKE, Ana G. ANDRADE, M. Fátima. *Modeling urban air pollution in São Paulo, Brazil: sensitivity of model predicted concentrations to different turbulence parameterizations*. Atmospheric Environment 35 (2001) 1747 – 1763.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Biblioteca Central. *Normas para apresentação de trabalhos*. Curitiba, 1992. pt. 2: Teses, dissertações e trabalhos acadêmicos.

VAN DOP, Han. *Air pollution modeling and its application VII*. New York: Plenum Press, 1989.

VAN ULDEN, A.P.. *Simple estimates for vertical diffusion from sources near the ground*. Atmospheric Environment 12 (1978), 2125- 2129.

VENKATRAM, Akula. *An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme*. Atmospheric Environment 30 (1996) 1283 – 1290.

VDI 3881-Part 1. *Olfactometry. Odour threshold determination*. Dusseldorf. Verein Deutscher Ingenieure. May 1986.

VDI 3882-Part 1. *Olfactometry. Determination of odour intensity*. Dusseldorf. Verein Deutscher Ingenieure. October 1992.

ZANNETTI, Paolo. *Air Pollution Modelling: theories, computational methods and available software*. New York. Van Nostrand Reinhold. 1990.

WARK, Kenneth., WARNER, Cecil F., DAVIS, Wayne T. *Air Pollution: its origin and control*. 3rd ed. Berkeley, Addison-Wesley, 1998.

WEBER, Walter J.; DIGIANO, Francis A. *Process Dynamics in Environmental Systems*. New York, Wiley & Sons, 1996.

10 ANEXOS