



# METEOROLOGIA EM TÓPICOS

VOLUME 1: POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

ORGANIZADOR: GLAUBER LOPES MARIANO

**Meteorologia em tópicos:**  
**Volume 1: Poluição atmosférica**

**1ª Edição**

**Organizador:** Glauber Lopes Mariano

**Pelotas-RS - Dezembro de 2014**

**DR LTDA**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação:**  
Bibliotecária Daiane Schramm – CRB-10/1881

M589 Meteorologia em Tópicos: volume 1: poluição Atmosférica  
/

Organizado por Glauber Lopes Mariano. –  
Pelotas: Clube dos Autores, 2014.

216p.: il. color.

Vários autores/colaboradores

ISBN 978-85-68891-00-1

1. Meteorologia. 2. Poluição atmosférica. 3.  
Concentração de poluentes. I. Mariano, Glauber  
Lopes; org.

CDD 551.5

# **Meteorologia em tópicos:**

## **Volume 1: Poluição atmosférica**

**1ª Edição**

**Organizador:** Glauber Lopes Mariano

**Autores /colaboradores:**

Marcelo Félix Alonso

Karen Leandra Ávila da Silva

Ericka Voss Chagas Mariano

Mateus Dias Nunes

Glauber Lopes Mariano

André Becker Nunes

Gervásio Annes Degrazia

Cláudia Rejane Jacondino de Campos

Fabrcio Pereira harter

Marco Antonio Chamon

Haroldo Fraga de Campos Velho

Anderson Spohr Nedel

Fábio Luiz Teixeira Gonçalves

**Pelotas-RS - Dezembro de 2014**



## Sumário

PREFÁCIO.....	7
CAPITULO 1 - Inventários de fontes de emissão .....	9
Marcelo Félix Alonso	
Karen Leandra Ávila da Silva	
CAPITULO 2 - Dióxido de enxofre atmosférico - Fontes, medições, monitoramento e impactos na América do Sul.....	51
Ericka Voss Chagas Mariano	
Mateus Dias Nunes	
Glauber Lopes Mariano	
CAPÍTULO 3 - Estimativa da concentração superficial de contaminantes considerando diferentes coeficientes de difusão turbulentos.....	101
André Becker Nunes	
Gervásio Annes Degrazia	
Cláudia Rejane Jacondino de Campos	
CAPÍTULO 4 - Filtragem de Kalman aplicada ao monitoramento da qualidade do ar .....	165
Fabrcício Pereira Harter	
Marco Antonio Chamon	

Haroldo Fraga de Campos Velho

CAPÍTULO 5 - A saúde humana e as variáveis ambientais: breve  
resenha..... 181

Anderson Spohr Nedel

Fábio Luiz Teixeira Gonçalves

Sobre os autores..... 209

## **PREFÁCIO**

O entendimento da Poluição Atmosférica bem como as ferramentas para quantificar os impactos das fontes de poluição tem evoluído consideravelmente nos últimos anos. Esta evolução tem cooperado de forma definitiva para o controle da qualidade do ar e, também, para as tomadas de decisão no sentido de reverter o aumento das emissões de poluentes na atmosfera.

A obra aqui apresentada é uma contribuição valiosa, uma vez que a literatura científica não dispõe de muitos textos, em língua portuguesa, que abordem de forma consistente e com fundamentação científica o assunto poluição atmosférica. O livro está organizado em capítulos quase independentes, permitindo ao leitor escolher o tópico que considerar relevante para a sua área de atuação.

O organizador e os autores dos capítulos estão de parabéns pela iniciativa de discutir e divulgar, em uma única obra, questões complexas como inventário de fontes, modelagem numérica, turbulência da camada limite planetária e análise da concentração de poluentes. Trata-se de uma obra destinada principalmente a professores e estudantes de Graduação e Pós-Graduação que atuam na Meteorologia e áreas afins, mas também ao público em geral.

**Professor Dr. Jonas da Costa Carvalho**  
**Diretor da Faculdade de Meteorologia**  
**Universidade Federal de Pelotas**



## CAPITULO 1

### INVENTÁRIOS DE FONTES DE EMISSÃO

*Marcelo Felix Alonso*

*Karen Leandra Ávila da Silva*

#### 1.1 Introdução

As emissões de gases traço tóxicos para a troposfera e os produtos de sua oxidação representam um risco direto a saúde (SALDIVA et al., 1994, 1995; ABELSHON et al., 2002; LIN et al., 2003). Nos países em desenvolvimento este problema é, em geral, agravado pela idade da frota veicular, intenso uso de combustíveis fósseis em detrimento de fontes mais eficientes de energia tanto no setor de transporte quanto na indústria.

A caracterização da poluição requer um conhecimento detalhado de suas fontes. O nível de especificidade é, de fato, a característica principal que define um inventário, e também a causa principal das incertezas.

A contribuição relativa de cada fonte para a emissão de um determinado poluente primário, dentro de um ambiente urbano, envolve um complexo levantamento de diversos fatores. Comumente, classificam-se diferentes tipos de fontes: As fontes pontuais são identificadas

individualmente (chaminés, por exemplo) e são tratadas como um objeto geométrico pontual, possuindo parâmetros termodinâmicos e dinâmicos particulares e fundamentais para se tratar a emissão de uma pluma (velocidade de vazão, temperatura da chaminé, por exemplo).

As fontes linha correspondem a vias de comunicação (rodovias, por exemplo) e são utilizadas para representar os efeitos das fontes móveis. Por fim as fontes áreas são utilizadas para representar agregação de todas as fontes que não às pontuais e linhas (parques florestais, por exemplo) e são representadas por polígonos (figura 1). Existem duas abordagens principais comumente utilizadas no desenvolvimento de inventários: a “de cima pra baixo” (do inglês *Top-Down*) e a “de baixo pra cima” (do inglês *Bottom-Up*) (EPA, 1999). A primeira considera a estimativa de emissões baseadas em informações nacionais ou regionais, cuja função ou relação com o propósito de cálculo seja conhecida. Como exemplos aplicados no Brasil, citam-se o primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (MCT, 2006) e o cálculo do balanço de carbono sobre o Balanço Energético Nacional (MCT e E&E, 2003). Tipicamente, essa abordagem é usada para estimativa de emissões em fontes área, quando os dados locais não estão disponíveis, o que se caracteriza em desvantagem em termos de exatidão. Por outro lado, tem a vantagem de requerer o mínimo de recursos na compilação das informações (PIRES, 2005).

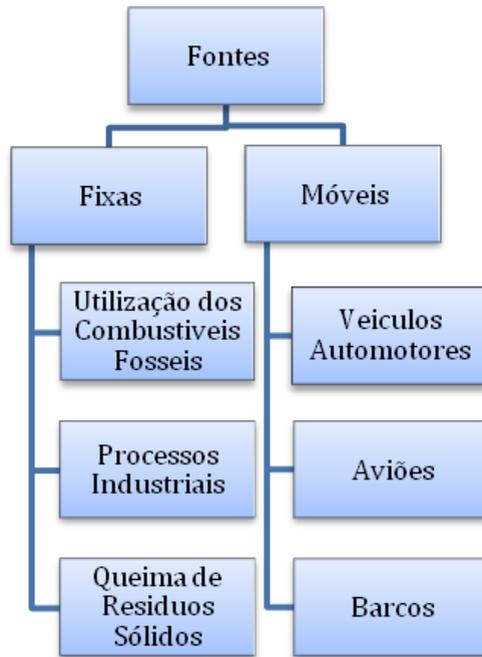


Figura 1 – Diagrama esquemático mostrando a classificação comumente usada para as fontes de emissão.

A metodologia *Bottom-Up* é tipicamente usada para estimativa de emissões de fontes pontuais, no entanto, pode ser usada também para fontes área, desde que se tenha acesso às informações específicas. Esta abordagem requer maiores recursos para a coleta de informações locais e, naturalmente, resulta em estimativas mais representativas e acuradas das fontes. Por exemplo, no caso das fontes móveis,

especificamente emissões de veículos, consideram-se informações sobre a frota veicular, tráfego e configuração das vias. Além disso, os fatores de emissão dependem fortemente do padrão de condução do veículo, o qual pode variar dependendo da localidade (BERKOWICZ et al., 2006).

A metodologia utilizada na estimativa das emissões de fontes móveis nas grandes cidades em geral envolve a estimativa do fluxo veicular através da contagem de veículos ou a utilização de modelos de transporte (REYNOLDS e BRODERICK, 2000).

Nesse capítulo iremos discutir sobre os inventários globais de emissão disponíveis, contextualizar o Brasil com relação aos inventários locais e regionais existentes e analisar uma sugestão de metodologia através de um estudo de caso para a cidade de Pelotas/RS.

## **1.2 Inventários globais**

Com relação às emissões antrópicas (urbanas e industriais), destacam-se dois inventários globais que comumente são usados em modelos numéricos de transporte e química de larga escala: o RETRO (*REanalysis of TROpospheric chemical composition over the past 40 years* – <http://www.ceip.at/>) e EDGAR (*Emission Database for Global Atmospheric Research*– OLIVIER e BERDOWSKI, 2001). O RETRO está disponível para o período 1960 – 2000, com resolução temporal mensal e resolução espacial de 0,5 graus. O projeto EDGAR provém emissões globais anuais

para o ano base 2000 (com resolução espacial de  $1^\circ \times 1^\circ$ ) e 2005 ( $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ ). Ambos os inventários usam dados nacionais de organizações como a IEA (*International Energy Agency*), porém possuem importantes diferenças metodológicas, como por exemplo, a estimativa dos fatores de emissões e a classificação/distribuição das fontes.

A resolução espacial desses inventários globais de emissões é normalmente baixa, portanto, não consegue captar características específicas das emissões por região, temporalmente e espacialmente, principalmente no que diz respeito à representação dos centros urbanos. Gurjaret al. (2004) mostraram que as emissões individuais estimadas para as principais megacidades mundiais nos inventários globais RETRO, EDGAR e IPCC-AR4 (*Intergovernmental Panel on Climate Change – Fourth Assessment Report - DENTENER et al., 2005*) apresentam variações significativas no que diz respeito a distribuição geográfica e magnitude por conta das diferenças nas suas metodologias (Figura 2). Em alguns casos particulares, como, por exemplo, a cidade de Tóquio, a discrepância chega a ser de um fator 2 (BUTLER et al., 2008).

Portanto, embora representem o estado da arte na estimativa das emissões em escala global, esses inventários comumente divergem na representação de grandes centros urbanos, o que pode comprometer significativamente suas aplicações em modelos numéricos de dispersão e química, por exemplo. Em geral, esse problema é agravado em

regiões que apresentam poucas informações em nível local e nacional, como a América Latina, embora esta represente uma fração considerável das emissões globais estimadas (Figura 3).

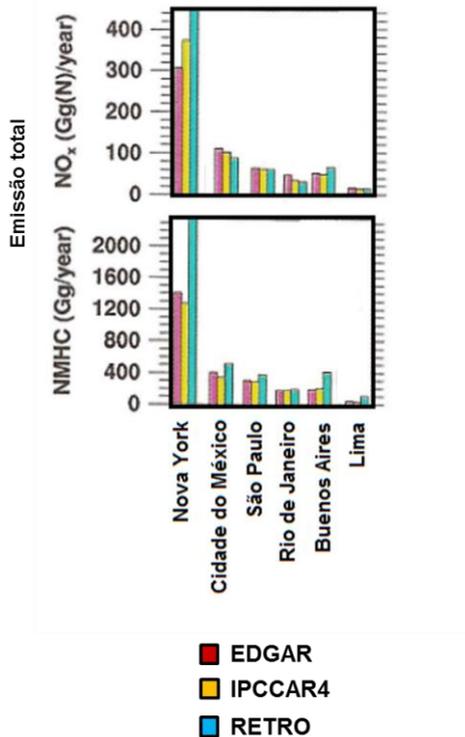


Figura 2 – Emissão total de Não Metano Hidrocarbonetos (NMHC) e Óxidos de Nitrogênio (NO<sub>x</sub>), em Gg/ano, para algumas cidades do continente americano, estimadas pelos inventários globais RETRO, EDGAR 3 e IPCC-AR4 (extraído de BUTLER et al., 2008)

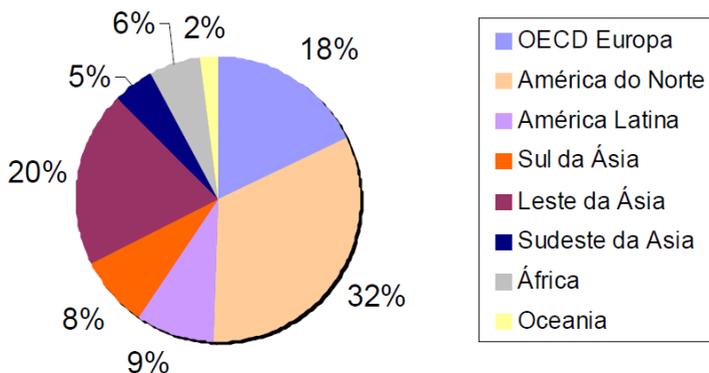


Figura 3 – Emissão antrópica total estimada no inventário RETRO.

Nos últimos anos, investiu-se na elaboração de cenários de emissões no intuito de suprir a demanda da comunidade de modelagem climática (MOSS et al., 2010). As bases de dados ACCMIP (*Emissions for Atmospheric Chemistry and Climate Modeling Intercomparison Project* - LAMARQUE et al., 2010) incluem um conjunto global de dados históricos antrópicos e de queima de biomassa elaborados a partir da combinação de inventários globais e regionais existentes. Os inventários *Representative Concentration Pathways* (RCPs) possuem uma completa lista de cenários com diferentes forçantes radiativas (VAN VUUREN et al., 2011) e usam resolução temporal decadal (para emissões antrópicas) e mensal (queima de biomassa)

para o período estendendo-se até 2100. Os inventários MACCity (MACC/CityZen) e PEGASUS (*Pan-European Gas-Aerosols-Climate Interaction Study Atmospheric Chemistry and Climate Change Interactions*) são extensões das bases ACCMIP e RCPs. O primeiro compreende o período de 1990-2010 e o segundo incorpora dados históricos de emissão (do EDGAR para o período de 1970 - 2005) com cenários RCPs estendendo-se até 2010.

As emissões globais biogênicas (naturais) podem ser obtidas do MEGAN, um sistema de modelagem para a estimativa da emissão líquida, de ecossistemas terrestres, de gases e aerossóis na atmosfera (GUENTHER et al., 2006) e do programa *Global Emissions Initiative* (GEIA), um esforço dedicado a troca de informações sobre emissões e capacidade para elaboração de novos inventários. O GEIAv1 provém emissões de NO<sub>x</sub> do solo (YIENGER e LEVY, 1995) e relâmpagos (PRICE et al., 1997) e emissões vulcânicas (ANDRES e KASGNOV, 1998).

Alguns desses inventários são fornecidos pela rede "*Emissions of atmospheric Compounds & Compilation of Ancillary Data*" (ECCAD – <http://pole-ether.fr/eccad>). A tabela 1 mostra alguns exemplos de inventários globais da rede ECCAD.

Tabela 1: Exemplo de inventários globais encontrados no ECCAD-GEIA.

Base de dados(ano)	Período	Variabilidade temporal	Poluentes* / Tipo de fonte
ACCMIP (2010)	1850-2000	Decadal	OC,CH <sub>4</sub> ,CO,NO <sub>x</sub> ,NMHC,S O <sub>2</sub> ,NH <sub>3</sub> <i>Antrópico e queima de biomassa</i>
MACCity (2010)	1990-2010	Anual	OC,CH <sub>4</sub> ,CO,NO <sub>x</sub> ,NMHC,S O <sub>2</sub> ,NH <sub>3</sub> <i>Antrópico</i>
EDGAR V3.2/V4.2	2000 / 2005	Anual	OC,CH <sub>4</sub> ,CO,NO <sub>x</sub> ,NMHC,S O <sub>2</sub> ,NH <sub>3</sub> ,MP10 <i>Antrópico e queima de biomassa</i>
RETRO (2005)	1960 - 2000	Mensal	CH <sub>4</sub> ,CO,NO <sub>x</sub> ,SO <sub>2</sub> ,NH <sub>3</sub> , MP <sub>10</sub> ,MP <sub>25</sub> <i>Antrópico e queima de biomassa</i>
Junker – Lioussé (2008)	1860 –1945 1946–2003	Decadal Anual	OC,BC <i>Antrópico</i>
GFED3 (2010)	1997 - 2010	Mensal	,NO <sub>x</sub> ,NMHC, .NH <sub>3</sub> ,MP <sub>25</sub> <i>Queima de biomassa</i>

Continuação tabela 1

Base de dados(ano)	Período	Variabilidade temporal	Poluentes* / Tipo de fonte
GICC (2010)	1900 - 2005	Decadal	OC,CH <sub>4</sub> ,CO,NOX,SO <sub>2</sub> ,
		Mensal	NH <sub>3</sub> <i>Queima de biomassa</i>
GEIAv1 (2005)	1984 - 1990	Anual	OC ,NOX ,SO <sub>2</sub>
		Mensal	<i>Antrópico, queima de biomassa e natural</i>
MEGAN(2006)	2000	Mensal	CO,CH <sub>4</sub> <i>Natural</i>

\* Monóxido de carbono (CO); metano (CH<sub>4</sub>); óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>); Não metano hidrocarbonetos (NMHC); dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>); amônia (NH<sub>3</sub>); carbono orgânico (OC); carbono grafite (BC); Material particulado de 2.5 µm (MP<sub>25</sub>) e 10 µm (MP<sub>10</sub>).

### **1.3 Inventários locais e regionais de emissões antrópicas**

A elaboração de inventários de emissões locais é de suma importância no entendimento da qualidade do ar experimentada nas cidades e fundamental para a modelagem numérica de dispersão e química dos poluentes.

Para as indústrias, as emissões podem ser inventariadas em três níveis de detalhamento: Nível de Planta, referente a uma atividade industrial que poderá conter várias atividades emissoras; Nível Pontual, medidas diretas de chaminés, dutos, ventos ou outras fontes de emissões e Nível de Processo, operação unitária de uma categoria específica de fontes (EPA, 1999). Os inventários de fontes estacionárias são raros e defasados em grande parte dos estados brasileiros (nota do autor).

Para fontes móveis, por exemplo, é importante conhecer o tipo e idade da frota veicular, o comportamento do tráfego e a configuração das vias. Detalham-se na sequência as peculiaridades de alguns inventários elaborados no Brasil para esse tipo de fonte:

**Estado de São Paulo:** O monitoramento da qualidade do ar no estado é realizado pela Companhia ambiental do estado de São Paulo (CETESB-<http://www.cetesb.sp.gov.br/>). De acordo com o último relatório de emissões veiculares publicado no ano de 2011, a frota circulante no Estado era de aproximadamente 13,6 milhões de veículos, sendo 9

milhões de automóveis, 1,6 milhões de comerciais leves, 500 mil ônibus e caminhões e 2,5 milhões de motocicletas. A idade média da frota circulante é de oito anos, mas cerca de 4,3 milhões de veículos acima de 10 anos ainda estão em circulação no Estado. As fontes de emissões analisadas são monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), hidrocarbonetos totais (NMHC), metano (CH<sub>4</sub>), e material particulado (MP). A metodologia utilizada neste relatório é a mesma adotada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA).

**Estado do Espírito Santo:** O Instituto Estadual do Meio Ambiente e recursos Hídricos (IEMA - <http://www.meioambiente.es.gov.br/>) desenvolveu o inventário de emissões atmosféricas da Região da Grande Vitória (RGV), que abrangem os municípios de Cariacica, Serra, Vitória, Viana e Vila Velha. Nesse inventário, foi realizado um levantamento das fontes fixas, móveis, locais, remotas, naturais e antropogênicas.

Em relação às fontes móveis, a representação das emissões veiculares foi dividida em duas etapas, a primeira etapa foi classificada em vias primárias (vias de maior fluxo de trânsito) e a segunda etapa em vias secundárias (vias com menor fluxo de trânsito). Para o monitoramento das emissões, foram considerados os seguintes poluentes: material particulado total (MP), material particulado menor que 10 µm (MP<sub>10</sub>), material particulado menor que 2,5µm

(MP<sub>25</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (COV). A metodologia utilizada segue os padrões da EPA.

**Estado do Rio de Janeiro:** a Fundação Estadual de Engenharia do meio Ambiente (FEEMA - <http://www.inea.rj.gov.br/fma/a-feema.asp?cat=5>) é responsável pelo monitoramento da qualidade do ar e inventaria as emissões das fontes fixas e móveis no estado do RJ. No relatório da qualidade do ar em 2007, foram considerados somente os poluentes regulamentados: MP<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, NMHC. Cita-se também o inventário elaborado pela equipe coordenada pelo prof. Márcio de Almeida D'Agosto da COPPE (COPPE, 2011).

**Estado do Rio Grande do Sul:** A Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM - <http://www.fepam.rs.gov.br/>) desenvolveu o primeiro inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis no ano base de 2009. Este inventário priorizou as zonas de situação ambiental crítica dividindo o estado em macrorregiões, a Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) e as áreas formadoras da bacia hidrográfica do Guaíba. Foram estudadas as emissões de monóxido de carbono (CO), óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), material particulado (MP), aldeídos (R-CHO) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). A metodologia utilizada segue os

padrões usados pela EPA e os dados coletados são do tipo “*Bottom-Up*”.

**Região metropolitana de Porto Alegre:** Teixeira et al. (2008) realizou um estudo das emissões de fontes móveis para a Região Metropolitana de Porto Alegre, região localizada no sul do Brasil. Nesse inventário foram considerados veículos fabricados antes de 1980 até o ano de 2004, os poluentes analisados foram CO, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, MP, R-CHO e NMHC e a metodologia adotada, segue os padrões utilizados pela EPA.

**Cidade de Maringá-Paraná:** Lima et al (2009) estimou as emissões originadas de veículos leves e os poluentes analisados foram NMHC, CO, NO<sub>x</sub> e R-CHO. O artigo considerou veículos circulantes pós 1980 até o ano de 2005 e utilizou a mesma metodologia adotada pela CETESB.

A tabela 2 mostra as emissões totais de CO, NO<sub>x</sub> e NMHC para as regiões e cidades citadas acima.

Tabela 2 - Emissão total dos inventários locais citados\*\*.

Inventários	CO(t)	NO <sub>x</sub> (t)	NMHC(t)	MP(t)
Estado do Rio Grande do Sul (FEPAM)	430.830	64.380	33.630	2.400
Região Metropolitana de São Paulo (CETESB)	168.194	109.772	33.576	2.638
Região Metropolitana da Grande Vitória (IEMA)	139.783	14.567	-	9.176
Região Metropolitana do Rio de Janeiro (FEEMA)	314.700	60.200	53.400	7.800
Região Metropolitana de Porto Alegre (Teixeira et. al, 2008)	195.740	34.110	23.450	2.350
Município de Maringá (Lima et al, 2009)*	11.494	876	1.188	-

\*Somente contabiliza veículos leves

\*\* Inventários com ano-base diferente, variando de 2005 a 2010 (ver referências).

#### **1.4 Inventário de emissões veiculares para Pelotas/RS (estudo de caso)**

Nesse item será discutida a metodologia que foi sugerida para a elaboração de um inventário de emissões para Pelotas/RS. O objetivo deste estudo de caso é fornecer

ao leitor subsídios para a aplicação do método em outras cidades, mediante discernimento crítico para atender a especificidade de sua região. Esse estudo de caso é um exemplo de como inventários de emissões móveis podem ser elaborados para cidades de médio porte no Brasil. Para complementação, sugere-se a leitura dos inventários citados no item 1.3. Os autores destacam e sugerem também a leitura do inventário elaborado pela equipe coordenada pelo prof. Márcio de Almeida D’Agosto da COPPE para o estado do Rio de Janeiro (COPPE, 2011).

A expansão socioeconômica da região sul do estado do Rio Grande do Sul (RS), mais especificamente no eixo Rio Grande – Pelotas, associada com o aumento da frota veicular e episódios de poluição, motivou a elaboração de um inventário de emissões veiculares para a cidade de Pelotas/RS. A cidade está localizada na encosta sudeste a 250 km da capital do estado do Rio Grande do Sul, ocupa uma área de 1.610.084 km<sup>2</sup>, território que se divide em sete bairros e nove distritos com uma população de 328.275 habitantes (IBGE, 2013), representando a terceira cidade mais populosa do estado.

Para a realização deste inventário utilizou-se a metodologia “*bottom-up*”. A análise das emissões dos poluentes hidrocarbonetos não-metano (NMHC), monóxido de carbono (CO) e óxidos de nitrogênio (NOx) seguiu metodologia proposta pela CETESB, baseada na Agência de

Proteção Ambiental Norte-americana (EPA). Essa metodologia consiste no levantamento das emissões ( $E$ ) por tipo de combustível ( $c$ ), por espécie de poluente ( $p$ ), para um determinado ano de estudo ( $t$ ), considerando o número de veículos da frota circulante ( $NV_{i,t}$ ), a distância média anual percorrida ( $DM_{i,t}$ ) por esta frota e os fatores de emissão médios corrigidos de cada poluente ( $FEC_{i,p,c}$ ), que são desagregados por ano de fabricação do veículo ( $i$ ), como mostra a eq. 1.

$$E_t = \sum (NV_{i,t} \times DM_{i,t} \times Fec_{i,p,c})_{c,p} \quad (1)$$

Onde,  $E$  refere-se às emissões,  $NV$  ao número de veículos,  $DM$  é a distância média anual de cada categoria de veículo e  $Fec$  refere-se ao fator de emissão corrigido por categoria e combustível consumido.

Os fatores de emissão utilizados foram baseados nos fatores médios de emissão para veículos novos (CETESB, 2010), corrigidos por fatores de deterioração, conforme proposto pela EPA (MCT, 2011). As etapas da metodologia são ilustradas na Figura 4.

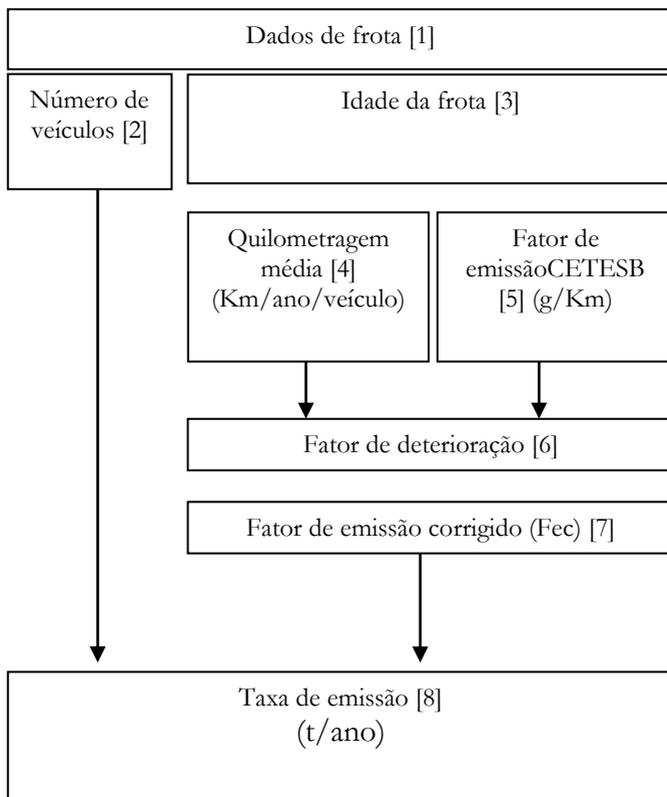


Figura 4 – Diagrama esquemático com as etapas da metodologia proposta.

### 1.4.1 Categorização da frota veicular para Pelotas

Esse item refere-se às etapas [1], [2] e [3] da metodologia proposta (figura 4) e dispõe também dos

resultados obtidos. Foram definidas cinco categorias veiculares: veículos leves (automóveis); veículos comerciais leves (micro-ônibus, camionetes e camionetas), motocicletas, caminhões (caminhões, caminhões trator e trator rodas) e ônibus (ônibus). A categorização seguiu os inventários regionais e nacionais já existentes, com algumas modificações inerentes à particularidade da frota veicular para a cidade de Pelotas (tabela 3).

O levantamento da frota veicular na cidade de Pelotas segue os dados do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN - <http://www.denatran.gov.br/>). Como a base de dados municipal não possui informação sobre a idade da frota, para veículos anteriores a 2001, assumiremos que esse parâmetro segue a distribuição Nacional. Quanto à categorização pelo combustível consumido, assumimos a distribuição obtida pela Agência Nacional de Fabricante de Veículos Automotores (ANFAVEA - <http://www.anfavea.com.br/>) que dispõe essa informação para a frota nacional.

Tabela 3 - Categorização da frota em Pelotas.

Categoria	Motor/Combustível	Definição
Veículos Leves	Otto/Gasolina C	Veículo automotor destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até oito pessoas, inclusive o condutor
	Otto/Etanol Hidratado	
	Otto/Flex Fuel	
Veículos comerciais leves	Otto/Gasolina C	Veículo automotor destinado ao transporte de pessoas ou carga, com peso bruto de até 3.500kg
	Otto/Etanol Hidratado	
	Otto/Flex Fuel	
Motocicletas	Diesel	Veículo automotor de duas rodas, com ou sem side-car, dirigido em posição montada
	Otto/Gasolina C	
Caminhões	Otto/Flex Fuel	Veículo automotor destinado ao transporte de carga, com carroçaria, e PBT superior a 3.500 kg
	Diesel	
Ônibus	Diesel	Veículo automotor de transporte coletivo

\*PBT - peso bruto total

Tabela 4- Distribuição da frota por categoria

Ano	Leves	C. Leves	Caminhões	Motocicletas	Ônibus	Total
2012	95.372	13.346	7.322	44.433	1.089	161.562
%	59,031	8,261	4,539	27,502	0,674	100

Fonte: DENATRAN

Definiu-se a distribuição dos veículos por combustível utilizando-se os dados nacionais da ANFAVEA. Os resultados da distribuição do total de veículos por categoria e por combustível são apresentados na tabela 5. Do total de veículos da frota, 72% é a gasolina, 2% a álcool, 8% a diesel e 18% bicomcombustíveis (total flex).

Tabela 5- Distribuição da frota por categoria e combustível.

Categoria	Gasolina	Álcool	Diesel	Total Flex
Motocicletas	44.433(100%)	-	-	-
Automóveis	65.321(68%)	2.922(3%)	1.076(1%)	26.053(27%)
C. Leves	65.321(47%)	2.922(3%)	3.300(25%)	3.379(25%)
Caminhões	-	-	9.971(100%)	-
Ônibus	-	-	1.089(100%)	-

Com relação à distribuição dos veículos por idade (Figura 5), nota-se que a frota veicular gaúcha é relativamente antiga, isto é, cerca de 50% dos veículos fabricados antes de 2001 (veículos com mais de 10 anos) ainda estão em circulação. A tendência da frota por idade em Pelotas segue o padrão estadual apresentando ligeira diferença no perfil mais novo (veículos fabricados entre 2009 e 2012).

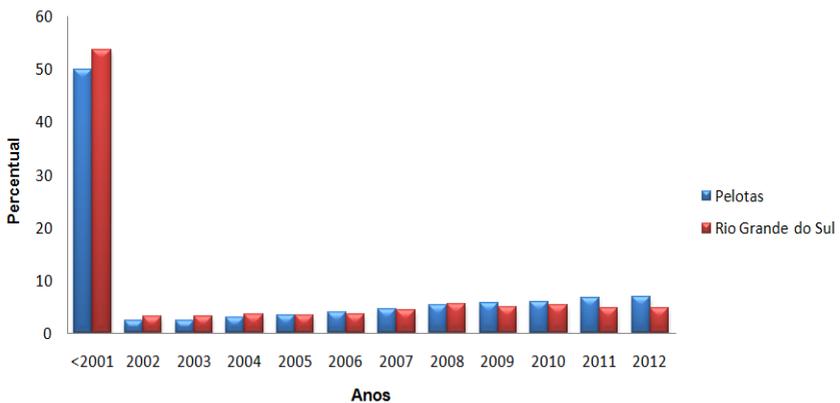


Figura 5 - Percentual da distribuição dos veículos por idade no período de <2001 até 2012 Pelotas (azul) e Rio Grande do Sul (vermelho).

### 1.4.2 Fatores de emissão

Esse item refere-se às etapas [5], [6] e [7] da metodologia proposta (figura 4) e dispõe também dos resultados obtidos. Com relação aos **automóveis (veículos leves)** foram considerados veículos licenciados movidos a gasolina, álcool e bicomcombustível (álcool e gasolina). Os fatores de emissão foram corrigidos para cada poluente utilizando a equação (2).

$$Fec = FD \times FE \quad (2)$$

Onde, *Fec* é o fator de emissão corrigido, *FD* é o fator de deterioração e *FE* é o fator de emissão. Para obter *FD*, adotou-se a metodologia proposta pela EPA, utilizada em muitos inventários brasileiros (UEDA 2008; LIMA et al., 2009). O equacionamento utilizado para o cálculo do *FD* em automóveis com ano de fabricação após 1977 é apresentado na tabela 6.

Tabela 6 – Metodologia de cálculo do *FD* proposta pela EPA.

Ano de Fabricação	NMHC	CO	NO <sub>x</sub>
Após 1977	$FD_{HC} = \frac{4,43 + 0,25y}{4,43}$	$FD_{CO} = \frac{56,34 + 2,55y}{56,34}$	1

Sendo  $FD_{CO}$  o fator de deterioração para monóxido de carbono e  $FD_{NMHC}$  fator de deterioração para hidrocarboneto e  $Y$  se obtém através da equação 3.

$$y = \begin{cases} \frac{Km_{acum}}{1,61(10.000)}, se[km < 100.000] \\ y = 6,21, se[km > 100.000] \end{cases} \quad (3)$$

O parâmetro  $Y$  representa a razão entre a quilometragem acumulada e dez mil milhas. A EPA assume que o valor de  $Y$  é constante após 100.000 km (MCT, 2011).

A quilometragem média foi baseada nos valores de referência da distância média anual percorrida, estimados pela CETESB em seus inventários. Essa metodologia foi aplicada para cada categoria.

Os fatores de emissão para NMHC foram baseados em dois processos distintos: escapamento ( $NMHC_{escap}$ ), que contempla a emissão devido a combustão incompleta e o processo evaporativo ( $NMHC_{evap}$ ) que contempla a emissão oriunda da evaporação do cárter.

A tabela 7 mostra os fatores de emissão para veículos leves e comerciais leves corrigidos pelo fator de degradação.

Destaca-se que os fatores de emissão utilizados para os veículos comerciais leves do ciclo Otto [motor composto de um cilindro, contendo um êmbolo móvel (pistão) e diversas peças móveis], são muito utilizados em veículos leves movidos a gasolina, álcool e gás natural veicular (FEPAM, 2010.) foram os mesmos aplicados nos veículos leves e para os veículos comerciais leves movidos a Diesel foram considerados os fatores de emissão aplicados aos veículos pesados (CETESB, 2009), descritos adiante. O cálculo dos fatores de deterioração para NMHC e CO, segue metodologia proposta para os automóveis leves.

Tabela 7 – Fatores de emissão para automóveis/comerciais leves (g/km)

<b>Ano</b>	<b>Comb.</b>	<b>CO</b>	<b>NOx</b>	<b>NMHC<sub>escap</sub></b>	<b>NMHC<sub>evap</sub></b>
2001	Gasolina	1,062	0,206	0,138	0,05875
	Etanol	1,156	0,124	0,167	0,11
2002	Gasolina	0,966	0,181	0,134	0,0525
	Etanol	1,196	0,121	0,170	0,10875
2003	Gasolina	0,888	0,176	0,130	0,05875
	Etanol	1,186	0,127	0,166	0,121
	Flex Gas.	0,988	0,096	0,085	0,05875
	Flex Etan.	0,926	0,177	0,159	-
2004	Gasolina	0,788	0,140	0,126	0,05875
	Etanol	1,193	0,113	0,170	0,121
	Flex Gas.	0,828	0,100	0,103	0,05875
	Flex Etan.	0,833	0,173	0,148	-

Continuação tabela 7

<b>Ano</b>	<b>Comb.</b>	<b>CO</b>	<b>NOx</b>	<b>NMHC<sub>escap</sub></b>	<b>NMHC<sub>evap</sub></b>
2005	Gasolina	0,726	0,134	0,113	0,05875
	Etanol	1,149	0,109	0,165	0,121
	Flex Gas.	0,836	0,094	0,121	0,05875
	Flex Etan.	0,719	0,129	0,143	-
2006/ 2007	Gasolina	0,662	0,118	0,089	0,05875
	Etanol	0,953	0,075	0,118	0,121
	Flex Gas.	0,812	0,088	0,104	0,05875
2008	Flex Etan.	0,753	0,095	0,111	-
	Gasolina	0,646	0,071	0,066	0,05625
	Etanol	0,905	0,071	0,113	0,035
	Flex Gas.	0,786	0,073	0,093	0,05625
2009	Flex Etan.	0,945	0,069	0,077	-
	Gasolina	0,518	0,045	0,053	0,05625
	Flex Gas.	0,548	0,055	0,051	0,035
	Flex Etan.	0,746	0,049	-	-

Fonte: CETESB(2009)

Como os dados do DENATRAN contabilizam os veículos anteriores a 2001 em uma única categoria, foi realizado um levantamento dos veículos em circulação entre o período de 1957 a 2001, baseado nos dados nacionais da ANFAVEA. Assim foi possível calcular fatores de emissão médios característicos à frota nesse período. Os resultados finais obtidos são mostrados na tabela 8.

Tabela 8 - Fatores de emissão para automóveis/comerciais leves anteriores a 2001 (g/km)

< 2001	Combustível	CO	NO <sub>x</sub>	NMHC <sub>escap</sub>	NMHC <sub>evap</sub>
Veículos leves	Gasolina	9,952	0,728	0,809	1,030
	Etanol	13,238	1,103	1,177	1,164
2002	Gasolina	8,364	0,682	0,691	0,875
	Etanol	12,39	1,179	1,148	1,108

Considerou-se que todos os **veículos pesados** (caminhões e ônibus) são movidos a diesel. Os fatores de emissão foram obtidos nos relatórios da qualidade do ar para o período de 2001 até 2011 (CETESB, 2010), obedecendo inclusive às denominações do Programa de Controle Veicular (PROCONVE) vigentes (tabela 9).

Tabela 9 – Fatores de emissão de motores para veículos pesados do ciclo diesel<sup>1</sup> (CETESB,2010)

FASE PROCONVE	CO (g/k Wh)	NMHC (g/k Wh)	NOx (g/k Wh)	MP (g/k Wh)
P1	(2)	(2)	(2)	(2)
P2	1,86	0,68	10,70	0,660
P3	1,62	0,54	6,55	0,318
P4	0,85	0,29	6,16	0,120
P5	0,86	0,16	4,67	0,078
P6	nd	nd	nd	nd

1 - Médias cumulativas para cada fase do PROCONVE, obtidas a partir das homologações e da produção acumulada em cada fase, segundo as Resoluções CONAMA n.º 08/93 e 315/02. Em vigor estão as fases P5 (por força do acordo judicial com o Ministério Público Federal, até 2011) e P6, embora todos os motores homologados em 2009 atenderam ainda a Fase P5 e nenhum a Fase P6.

2 - Na Fase P1, nenhum destes poluentes era controlado, apenas a emissão de fumaça em regime de carga.

nd - não disponível.

A tabela 10 apresenta os fatores de emissão de CO e NOx para caminhão e ônibus movidos a diesel de acordo com as fases do PROCONVE. Observe que para adequar a realidade da frota para veículos pesados em Pelotas,

consideramos somente as categorias para ônibus urbanos e caminhões médios.

Tabela 10: Fatores de emissão para veículos pesados (g/km)

Fases	CO		NO <sub>x</sub>		NMHC	
	Ônibus Urbano	Caminhões Médios	Ônibus Urbano	Caminhões Médios	Ônibus Urbano	Caminhões Médios
Proconve						
Pré						
P1 e P2	3,06	1,26	17,57	7,28	1,12	0,46
P3	2,75	1,14	11,1	4,6	1,12	0,38
P4	1,5	0,62	10,84	4,49	0,51	0,21
P5	1,39	0,58	7,84	0,25	0,27	0,11

Com relação às **motocicletas**, estimaram-se os fatores de emissão baseando-se na premissa de que as motocicletas são menores ou iguais a 150 cilindradas e todas de fabricação nacional. Os dados foram obtidos através dos anuários da Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares (ABRACICLO) e são apresentados na tabela 11 em g/km.

Tabela 11 – Fator de emissão para motocicletas (g/km)

Ano	CO	NO <sub>x</sub>	NMHC
<2002	19,7	0,1	2,21
2003	6,36	0,18	0,71
2004	6,05	0,18	0,66
2005	3,12	0,16	0,49
2006	2,21	0,17	0,27
2007	1,83	0,16	0,3
2008	1,12	0,09	0,18
2009 - 2012	1,02	0,1	0,14

### 1.4.3 Intensidade de uso

Esse item refere-se à etapa [4] da metodologia proposta (figura 4) e dispõe também dos resultados obtidos. Devido à escassez das informações referentes à intensidade de uso da frota de veículos na cidade de Pelotas, utilizamos as informações disponíveis no relatório anual da CETESB (2010), baseada no primeiro inventário nacional de emissões por veículos automotores. Como não há informação de quantos caminhões leves, médios e pesados estão em circulação nas vias públicas de Pelotas, a intensidade de uso para esta categoria, foi estimado através

do cálculo da média simples conforme apresentado na tabela 12.

Tabela 12 – Intensidade de uso (km/ano)

Ano de Uso	Automóvel e comercial ciclo Otto	Comerciais a diesel	Motocicletas	Ônibus Urbanos	Caminhões (média)
0	10.000	10.000	6.000	45.000	36.922
1	19.400	19.600	11.600	88.200	72.366
2	18.800	19.200	11.200	86.400	70.889
3	18.200	18.800	10.800	84.600	69.412
4	17.600	18.400	10.400	82.800	67.936
5	17.000	18.000	10.000	81.000	66.459
6	16.400	17.600	9.600	79.200	64.982
7	15.800	17.200	9.200	77.400	63.505
8	15.200	16.800	8.800	75.600	62.028
9	14.600	16.400	8.400	73.800	60.551
10	14.000	16.000	8.000	72.000	59.074
11	13.400	15.600	7.600	70.200	57.598

#### 1.4.4 Emissões

As emissões para CO, NO<sub>x</sub> e NMHC foram estimadas de acordo com a metodologia proposta pela CETESB, baseada na EPA. Para cada categoria utilizou-se os fatores de emissão e intensidade de uso que melhor se ajustassem a realidade de frota veicular em Pelotas. O ano base é 2012 e os cálculos das emissões estão representados em ton/ ano.

Os resultados mostraram que a frota veicular emite por ano aproximadamente 11.947 toneladas de CO e 3.727 toneladas de NO<sub>x</sub>. Com relação aos hidrocarbonetos não metanos, estimou-se 1.447 toneladas por combustão incompleta (emissão pelo escapamento) e 833 toneladas por emissão evaporativa, totalizando 2.280 ton/ano (tabela 13).

Observando a Figura 6, podemos notar que os automóveis (que totalizam 59% da frota) foram responsáveis por aproximadamente 63% da emissão de CO no município, as motocicletas (que representam 27% da frota) também apresentaram emissões consideráveis (28% da emissão total de CO) por possuir altos fatores de emissão para essa espécie.

Para o poluente NO<sub>x</sub>, os resultados apontaram que os caminhões emitem 57% e os ônibus 19%, totalizando em 76% da emissão de NO<sub>x</sub> na cidade de Pelotas por veículos pesados Figura 7. Já para o poluente NMHC, os veículos leves

foram responsáveis por 72% da emissão total, sendo 35% por combustão incompleta do escapamento (NMHC<sub>escap</sub>) e 37% por emissão evaporativa (NMHC<sub>evap</sub>). Salienta-se que as motocicletas foram responsáveis por 18% da emissão total dessa espécie (Figura 8).

Tabela 13–Total de emissões de CO, NO<sub>x</sub> e NMHC para cidade de Pelotas (ton/ano).

Emissões (t)	Automóveis	Comerciais Leves	Caminhão	Motocicleta	Ônibus	Total
CO	7.517	619	340	3.360	112	11.947
NO <sub>x</sub>	608	170	2.129	94	726	3.727
NMHC <sub>escap</sub>	798	107	88	421		1.447
NMHC <sub>evap.</sub>	771	62	-	-	-	883

## 1.5 Comentários finais

O presente capítulo traz uma revisão sobre inventários de emissão, com uma abordagem sucinta sobre as principais bases de dados globais, regionais e locais disponíveis para a comunidade científica sul-americana. Também traz um estudo de caso detalhado da elaboração de um inventário para a cidade de Pelotas/RS. O presente

trabalho tem o intuito de suprir os acadêmicos com uma revisão atualizada e didática, em língua portuguesa, sobre o tema.

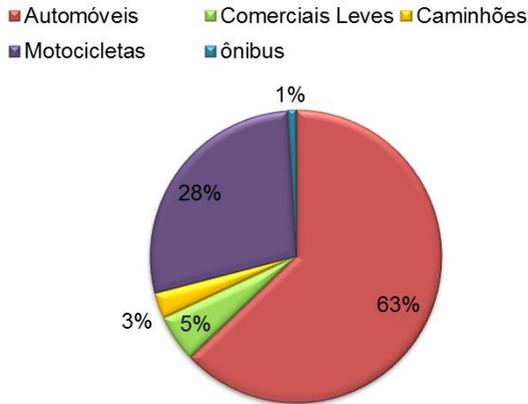


Figura 6 – Percentual de emissão de CO para a cidade de Pelotas/RS.

■ Automóveis    ■ Comerciais Leves    ■ Caminhões  
■ Motocicletas    ■ Ônibus

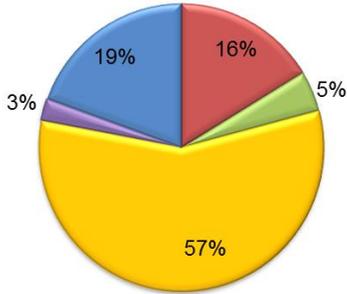


Figura 7 – Percentual de emissão de NOx para a cidade de Pelotas/RS.

■ Automóveis    ■ Comerciais Leves    ■ Caminhões  
■ Motocicletas    ■ Ônibus    ■ Evaporativa

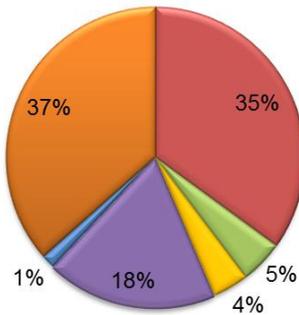


Figura 8 – Percentual de emissão de NMHC para a cidade de Pelotas/RS.

## 1.6 Referências Bibliográficas

ABELSHON, A.; STIED, D.; SANBORN M.D.; WEIR E. Identifying and managing adverse environmental health effects: 2. Outdoor air pollution. **Canadian Medical Association Journal**, v. 166, n. 9, p. 1161-1167, 2002.

ANDRES, R. J.; KASGNOCA. D.A time-averaged inventory of subaerial volcanic sulfur emissions, **J. Geophys. Res.**, 103(D19), p. 25251–25261, doi:10.1029/98JD02091, 1998.

BERKOWICZ, R.; WINTHER, M.; KETZEL, M. Traffic pollution modeling and emission data. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, p. 454–460, 2006.

BUTLER, T.M.; LAWRENCE, M.G.; GURJAR B.R.; VAN AARDENNE J.; SCHULTZ M.; LELIEVELD J. The representation of emissions from megacities in global emission inventories. **Atmospheric Environment**, v.42, p. 703 – 719, 2008.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2005**. São Paulo: 2006. 184p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2006**. São Paulo: 2007. 167p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2009**. São Paulo: 2010. 292p.

COPPE - Laboratório de Transporte de Carga - LTC/PET/COPPE/UFRJ - **Inventário de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores do Estado do Rio de Janeiro. Relatório Final**. Rio de Janeiro: 2011.151 p.

DENTENER F.; STEVENSON D.; COFALA J.; MECHLER R.; AMANN M.;BERGAMASHI P.; RAES F.; DERWENT R. The impact of air pollutant and methane emission controls on tropospheric ozone and radiative forcing: CTM calculations for the period 1990–2030.**Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 5, p. 1731–1755, 2005.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.**Compilation of AirPollutant Emission Factors 5 ed**.Washington: 1999. AP-42, v. 1

FEEMA - FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Relatório Anual da Qualidade do Ar**.Rio de Janeiro: 2007. 91 p.

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. **1º Inventário de emissões atmosféricas das fontes móveis do Estado do Rio Grande do Sul – Ano Base - 2009**. Porto Alegre: 2010. 79 p.

GUENTHER, A.; KARL, T. HARLEY, P.; WIEDINMER, C.; PALMER, P. I.; GERON, C. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6, p. 3181–3210, 2006.

GURJAR, B.R.; van AARDEENE, J.A.; LELIEVELD J.; MOHAN M. Emission estimates and trends (1990 – 2000) for megacity Delhi and implications. **Atmospheric Environment**, v. 38, n. 33, p. 5663 – 5681, 2004.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades@. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php?codmun=431440&search=rio-grande-do-sul|pelotas>>. Acesso em: 31 jul. 2013.

LAMARQUE, J.-F.; BOND, T. C.; EYRING, V.; GRANIER, C.; HEIL, A.; KLIMONT, Z.; LEE, D.; LIOUSSE, C.; MIEVILLE, A.; OWEN, B.; SCHULTZ, M. G.; SHINDELL, D.; SMITH, S. J.; STEHFEST, E.; VAN AARDENNE, J.; COOPER, O. R.; KAINUMA, M.; MAHOWALD, N.; MCCONNELL, J. R.; NAIK, V.; RIAHI, K.; VAN VUUREN, D. P. Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology and application, **Atmos. Chem. Phys.**, 10, p. 7017-7039, doi:10.5194/acp-10-7017-2010, 2010.

LIMA, Ed. Estimacão das Emissões originadas de Veículos leves na cidade de Maringá para o ano de 2005. **ActaScientiarumTechnology**, Maringá v. 31, n. 1, p. 43-50, 2009.

LIN, C. A; PEREIRA, L.A.A; BRAGA, A.L.F; CONCEIO, G.M.S; KISHI, H.S; MILANI, R. Association Between Air Pollution and Ischemic CardiovascularEmergency Room Visits. **Environmental Research**; v. 92, n. 1, p. 53-63, 2003.

MCT - Ministério da Ciência e Tecnologia. **Primeiro inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**. Brasília: 2011. 114 p.

MCT / E&E - Ministério da Ciência e Tecnologiae Economiae Energia. **Relatório final, projeto: balanço de carbono**. Brasília: 2003. n.010065.00.

MCT - Ministério da Ciência e Tecnologia. **Emissões de dióxido de carbono por queima de combustíveis: abordagem top-Down - primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa - Relatório de referência**. Brasília: 2006. 115 p.

MOSS R.H;EDMONDS J. A.;HIBBARD K.A.;MANNING M.R.;ROSE S.K.;VAN VUUREN D.P.;CARTER T.R.;EMORI S.;KAINUMA M.;KRAM T.;MEEHL G.A.;MITCHELLJ.F.B.; NAKICENOVIC N.;RIAH I K.;SMITH S.J.;STOUFFER

R.J.; THOMSON A.M.; WEYANT J.P.; WILBANKS T.J. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. 463, p. 747 – 756, 2010. doi:10.1038/nature08823, 2010.

OLIVIER, J.G.J.; BERDOWSKI J.J.M. Global emissions sources and sinks. In: BERDOWSKI, J.; GUICHERIT, R.; B.J. HEIJ (EDS.) **The climate system, Lisse**. The Netherlands: Balkema Publishers/Swets & Zeitlinger Publishers, p. 33-78. A.A. ISBN 90 5809 255 0, 2001.

PIRES, D.O. **Inventário de emissões atmosféricas de fontes estacionárias e sua contribuição para a poluição do ar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. 2005. 180 f. Tese (doutorado em Planejamento Energético), Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 2005.

PRICE, C.; PENNER J.; PRATHERM. NO<sub>x</sub> from lightning: 1. Global distribution based on lightning physics, **J. Geophys. Res.**, 102(D5), p. 5929–5941, doi:10.1029/96JD03504, 1997.

REYNOLDS, A.W.; BRODERICK, B.M. Development of an emissions inventory model for mobile sources, **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 5, n. 2, p. 77–101, 2000.

SALDIVA, P.H.N.; LICHTENFELS, A.J.F.C.; PAIVA, P.S.O.; BARONE, I.A.; MARTINS, M.A.; MASSAD, E; PEREIRA, J.C.R.;

XAVIER, V.P.; SINGER, J.M.;BOHM, G.M. Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: a preliminary report. **EnvironmentResearch**, v. 65, p. 218-225, 1994.

SALDIVA, P.H.N.; POPE, C.A.; SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D.W.;LICHTENFELS, A.J.; SALGE, J.M.; BARONE, I.; BOHM, G.M. Air pollution andmortality in elderly People: a time-series study in São Paulo, Brazil. **ArchivesofEnvironmental Health**, v. 50, n. 2, p. 159-163, 1995.

TEIXEIRA, E. Estudo das emissões de fontes móveis na região metropolitana de porto alegre, rio grande do sul **Química. Nova**, v. 31, n. 2, p. 244-248, 2008.

UEDA, C. Inventário de Emissões de Fontes Veiculares da Região Metropolitana de Campinas, São Paulo. **Química Nova**, v. 34, n. 9, p. 1496-248, 2008.

VAN VUUREN, DP.; EDMONDS, J.; KAINUMA, M.; RIAHI, K.; THOMSON, A,H.; HURTTG, C.; KRAMT, K.; LAMARQUE, J.-F.; MASUIT, M.; NAKICENOVICN, S.J.; ROSES.K. The representativeconcentrationpathways: an overview. **ClimaticChange**. v.109, Issue 1-2, p 5-31, 2011.

YIENGER, J.J; LEVY, H. Empirical model of global soil-biogenic NOx emissions, **J. Geophys. Res.**, 100, D6, p. 11447-11464, June 20, 1995.



## **CAPITULO 2**

# **DIÓXIDO DE ENXOFRE ATMOSFÉRICO – FONTES, MEDIÇÕES, MONITORAMENTO E IMPACTOS NA AMÉRICA DO SUL**

*Ericka Voss Chagas Mariano*

*Mateus Dias Nunes*

*Glauber Lopes Mariano*

### **2.1 INTRODUÇÃO**

A atmosfera terrestre é composta por 20,95% do volume do ar seco de oxigênio, o nitrogênio ocupa 78,08%, e os outros dois gases mais abundantes no ar são o argônio (0,93%) e o dióxido de carbono (0,03%). Juntos, estes quatro gases compõem 99,99% do volume do ar (WALLACE; HOBBS, 2006). A maior parte dos constituintes da atmosfera que têm maior importância para a química atmosférica está presente em pequenas concentrações e por isso são conhecidos como gases-traço.

Os ciclos dos gases presentes na atmosfera englobam um grande número de processos. Suas quantidades vêm sendo alteradas devido às atividades humanas, como por exemplo, a urbanização, as atividades agrícolas e industrialização, que são os principais fatores que

influenciam nas emissões de gases e partículas na atmosfera (WUEBBLES et al., 2003). Geralmente esses gases são emitidos através de processos químicos na baixa troposfera, atividades biológicas, emissões vulcânicas, decaimento radioativo e atividades antrópicas, como por exemplo, as atividades industriais, emissões veiculares e queima de biomassa (WALLACE; HOBBS, 2006).

Segundo Wallace e Hobbs (2006), de particular interesse para a química atmosférica são as espécies reativas, como O<sub>3</sub> (ozônio), CO (monóxido de carbono) e SO<sub>2</sub> (dióxido de enxofre). Dados sobre as emissões de enxofre são essenciais para analisar e compreender três importantes problemas ambientais: poluição do ar e *smog* (mistura de neblina e fumaça, do inglês *smoke + fog*) local, chuva ácida e deposição seca e mudança climática global.

No último caso, os aerossóis de sulfato derivados das emissões têm um efeito de esfriamento em escala continental por causa da reflexão e absorção de radiação pelas partículas de aerossóis (STERN, 2005).

O dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) é um poluente estudado tanto em áreas remotas quanto em áreas urbanas, sendo importante estudar as mudanças no SO<sub>2</sub> atmosférico para a melhor compreensão de seus efeitos sobre a química atmosférica, o campo de radiação e também seus efeitos sobre o clima.

O clima global é influenciado pelo dióxido de enxofre, precursor do aerossol de sulfato. Este poluente vem sendo

controlado por muitos países com suas redes de monitoramento, de modo a controlar os efeitos sobre a saúde humana. Assim suas concentrações vêm diminuindo, devido às restrições dessas emissões. Como algumas áreas estão em pleno desenvolvimento econômico, como por exemplo, o sudeste da Ásia, é possível que essas concentrações não diminuam consideravelmente (WMO, 2013). Sendo assim, pesquisas sobre as contínuas emissões de  $\text{SO}_2$  na atmosfera necessitam de constante monitoramento para serem observadas as inúmeras alterações e as influências no clima. Dentre as principais fontes emissoras de  $\text{SO}_2$  pode-se destacar a emissão antropogênica proveniente da queima de combustível fóssil, a emissão natural resultante de erupções vulcânicas e a produção a partir de sulfetos orgânicos (WARNECK, 1988; FIOLETOV et al., 1998).

Por seu longo tempo de vida na estratosfera, o  $\text{SO}_2$  é agora reconhecido como o principal agente vulcânico para a mudança climática. As fontes antropogênicas têm maior importância, por ocorrerem de forma constante, ao contrário das erupções vulcânicas, que são ocasionais. Seu impacto ocorre de acordo com o mecanismo de remoção da atmosfera, tanto para deposição seca como para úmida. Considerando a deposição seca ou úmida, há relação com deposição ácida, mas o  $\text{SO}_2$  convertido em sulfato tem impactos radiativos consideráveis, e sobre áreas maiores (LEE et al, 2008).

Poucas pesquisas sobre coluna total de SO<sub>2</sub> utilizando o sensor OMI foram realizadas na América do Sul, comparado com a grande maioria das pesquisas que é desenvolvida no hemisfério norte devido à maior quantidade de cidades industrializadas, que são constantes fontes emissoras (VENNERS et al., 2003; CARN et al., 2007; KROTKOV et al., 2008). Alguns estudos com emissões de SO<sub>2</sub> foram desenvolvidos na América do Sul em regiões com impacto de erupções vulcânicas e regiões industrializadas como em Candiota-RS e Cubatão-SP (ALVES E ANDRADE, 1996; SAHAI et al., 1997; MARIANO, 2012).

A região do sul da América do Sul (AS) apresenta um clima subtropical com condições meteorológicas com períodos de estagnação de massas de ar, associada com inversões de temperatura, frentes frias, sistemas frontais e sistemas convectivos, entre outros sistemas (GONÇALVES et al., 2010). Esta região é composta por alguns centros populacionais de grande e de médio porte que contribuem para as emissões de SO<sub>2</sub> através de atividades antropogênicas como, por exemplo, em São Paulo, Porto Alegre, Buenos Aires, Montevideu (MARIANO, 2012). Martins e Andrade (2002) afirmam que a queima da biomassa também tem sido considerada uma importante fonte de enxofre atmosférico em regiões continentais, especialmente nos trópicos. A região sul da AS também é caracterizada pela presença de emissões causadas por

erupções vulcânicas como, por exemplo, Puyehue no Chile na região sudoeste do continente ocorrida em 2011.

É importante estudar as variações e concentrações de SO<sub>2</sub> atmosférico no sul da América do Sul devido à quantidade de áreas urbanas e industrializadas, para uma melhor compreensão de seus efeitos sobre a química atmosférica, a sua influência no campo de radiação e seus efeitos no clima da Terra. Estes estudos sobre os gases derivados de enxofre são de grande interesse para análise de chuva ácida, poluição do ar e as mudanças climáticas de nossa atmosfera, principalmente na camada limite planetária onde ocorre a maior influência das atividades antropogênicas (WALLACE; HOBBS, 2006).

## **2.2 Compostos de enxofre na atmosfera**

Como os constituintes do ar de maior importância para a química da atmosfera estão presentes em concentrações muito pequenas, são chamados de gases-traço. Segundo Wallace e Hobbs (2006), o estudo dos efeitos dos gases-traço da atmosfera no clima terrestre vem se tornando cada vez mais importante. De particular interesse para a química atmosférica são as espécies reativas, como O<sub>3</sub> (ozônio), CO (monóxido de carbono) e SO<sub>2</sub> (dióxido de enxofre).

Os gases de enxofre mais importantes na atmosfera são o H<sub>2</sub>S (gás sulfídrico), DMS (dimetil sulfeto), COS (sulfeto de carbonila) e CS<sub>2</sub> (dissulfeto de carbono). Suas fontes

naturais principais são as reações biogênicas nos solos, áreas alagadas e plantas (para H<sub>2</sub>S, DMS, COS e CS<sub>2</sub>), e reações biogênicas no oceano devido principalmente ao fitoplâncton (para DMS, COS e CS<sub>2</sub>). Quando estes gases são liberados na atmosfera rica em oxigênio, eles são então oxidados em SO<sub>2</sub>, e em seguida mais de 65% do SO<sub>2</sub> é oxidado em SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (íon sulfato). O restante do SO<sub>2</sub> é removido por deposição seca, que envolve a coleta direta dos gases e partículas no ar pela vegetação, pela superfície terrestre e oceanos (HOBBS, 2000). Na Figura 1, podem-se ver as principais fontes e sumidouros dos gases que contém enxofre na atmosfera.

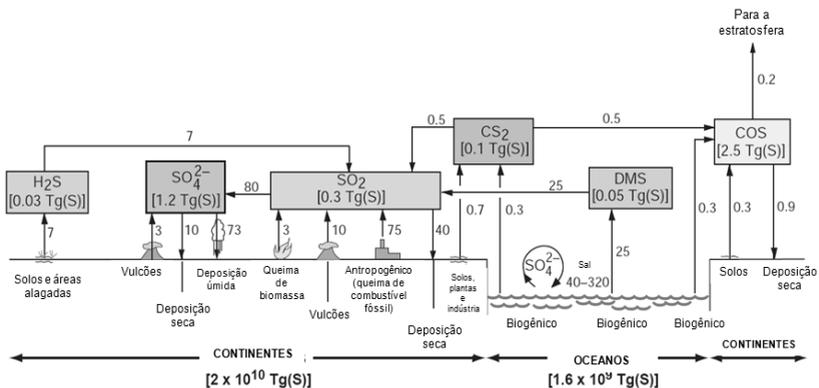


Figura 1 – Principais fontes e sumidouros de gases que contém enxofre na atmosfera. Números ao longo das setas são estimativas de fluxos médios anuais em Tg(S) por ano. Remoções úmida e seca são mostradas apenas sobre os continentes, apesar de também ocorrerem sobre os oceanos. Fonte: Adaptada de Wallace e Hobbs (2006).

O enxofre é um dos elementos chave no funcionamento químico da Terra. É um nutriente essencial para as plantas principalmente por ser um componente fundamental em várias proteínas. Enxofre na forma iônica é o segundo ânion mais abundante na água do mar e é um fator importante no balanço ácido/base de águas naturais (rios, precipitação e água de nuvens). A conexão do íon sulfato com a acidez faz com que ele seja importante para o pH da água da chuva (CHARLSON E RODHE, 1982), bem como é um contribuinte para a chuva ácida (RODHE, 1999).

O aerossol de sulfato também foi identificado como um importante contribuinte para o espalhamento da luz solar (CHARLSON et al., 1991) e como componente principal de núcleos de condensação na atmosfera (JUNGE, 1969; CHARLSON et al., 1987). Estes efeitos fazem com que o sulfato atmosférico seja potencialmente importante no sistema climático global natural e também aja como veículo de impacto humano, pela poluição e influência na radiação solar que incide sobre a superfície terrestre (CHARLSON et al., 1992; IPCC, 1996). Além disso, os aerossóis de sulfato agem como superfície para reações químicas heterogêneas que podem ser de grande importância tanto na baixa troposfera (DENTENER E CRUTZEN, 1993) como na troposfera superior e baixa estratosfera (SOLOMON, 1990). O SO<sub>2</sub> gasoso também é um grande poluente do ar, afetando

plantas, animais (incluindo o homem) e materiais em áreas fortemente poluídas.

### **2.2.1 Dióxido de enxofre**

A atmosfera inicial do planeta continha SO<sub>2</sub> de origem vulcânica acima da concentração atual; quando a atividade vulcânica diminuiu, a abundância do SO<sub>2</sub> atmosférico entrou em um estado de equilíbrio dinâmico, que foi alcançado por causa de processos que continuaram a liberação de SO<sub>2</sub> diretamente para a atmosfera e por processos que liberaram compostos que, na atmosfera, mediante reações químicas e fotoquímicas, se transformaram em SO<sub>2</sub> (LENZI; FAVERO, 2009).

O SO<sub>2</sub> entra na atmosfera como resultado tanto de fenômenos naturais quanto de atividades antropogênicas, como queima de combustíveis fósseis, oxidação de material orgânico nos solos, erupções vulcânicas e queima de biomassa. Em uma escala global, a maior parte do SO<sub>2</sub> é produzida por vulcões e pela oxidação de gases sulfurados produzidos pela decomposição de plantas. Segundo Baird (2002), em virtude desse SO<sub>2</sub> “natural” ser lançado na atmosfera em grandes altitudes ou distante dos centros populacionais, a concentração residual do gás no ar puro é bastante pequena (cerca de 1 ppb). Contudo, uma quantidade mensurável de SO<sub>2</sub> superficial é atualmente emitida no ar troposférico, sobretudo em extensões de terra localizadas no Hemisfério Norte. O SO<sub>2</sub> de atividades

antropogênicas foi reconhecido como sendo a maior fonte de ácido sulfúrico e aerossol de sulfato sobre os continentes (THORNTON et al., 1999). A principal fonte de emissão desse gás para a atmosfera é a combustão de materiais que contenham enxofre na sua composição (WALLACE; HOBBS, 2006).

A principal fonte antrópica de  $\text{SO}_2$  é a combustão de carvão, um sólido que, dependendo da área geográfica de onde é extraído, contém de 1 a 9% de enxofre. Em muitos países, o principal emprego do carvão é na geração de eletricidade. A queima de carvão é a maior fonte antropogênica de  $\text{SO}_2$ , responsável por cerca de 50% das emissões anuais, e a queima de óleo por mais 25 a 30%. Segundo Rocha et al. (2004), o tempo de residência do  $\text{SO}_2$  na atmosfera varia entre 1 e 4 dias. Razões de mistura de  $\text{SO}_2$  no ar continental vão de 20 ppt (partes por trilhão) até mais de 1 ppb (partes por bilhão). Na camada limite marinha não-poluída os níveis vão de 20 a 50ppt. Razões de mistura urbanas podem atingir valores de várias centenas de ppb (SALCEDO et al, 2004).

Em geral a concentração máxima de  $\text{SO}_2$  é próxima de sua fonte e a quantidade de  $\text{SO}_2$  diminui rapidamente com o aumento da distância da fonte, indicando um tempo de vida troposférico curto tipicamente de alguns dias. O ar continental limpo contém menos de 1 ppb de  $\text{SO}_2$ , o que corresponde a uma coluna total abaixo de 0,2 unidades Dobson de  $\text{SO}_2$  em uma camada limite de 2 km. Na

estratosfera seca, particularmente na baixa estratosfera, onde a concentração de OH é relativamente pequena, o tempo de vida do SO<sub>2</sub> é maior do que na troposfera, sendo da ordem de várias semanas (EISINGER E BURROWS, 1998).

As contribuições de fontes naturais e antropogênicas diferem bastante em diferentes partes do mundo, dependendo da localização das fontes poluentes, especialmente indústrias, termoelétricas e áreas populosas. Entretanto, em partes do mundo onde o uso de combustíveis fósseis tende a crescer por conta do desenvolvimento, a poluição regional por enxofre pode se tornar um problema (HULTBERG et al., 1994). De uma maneira geral a emissão antropogênica de poluentes no hemisfério Norte é muito mais alta do que no hemisfério Sul. Enquanto que mais de 60% dos compostos de enxofre emitidos no hemisfério Norte são provenientes de fontes antropogênicas, este número cai para 7% no hemisfério Sul (MARTINS E ANDRADE, 2002). Mudanças na abundância de SO<sub>2</sub> têm um impacto na química atmosférica e no campo de radiação, e conseqüentemente no clima. Sendo assim, observações globais de SO<sub>2</sub> são importantes para a pesquisa atmosférica e climática. Segundo Seinfeld e Pandis (1998), o SO<sub>2</sub> contribui para os efeitos atmosféricos de poluição do ar urbano, deposição ácida e danos a visibilidade, não contribuindo, entretanto, para o efeito estufa.

Quando emitido, SO<sub>2</sub> (g) acaba reagindo com diversos oxidantes presentes na atmosfera, formando sulfato

particulado na forma de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (ácido sulfúrico) ou até mesmo na forma de partículas neutralizadas como, por exemplo, sulfato de amônio. O processo de oxidação do dióxido de enxofre ocorre na fase gasosa (conversão homogênea) e na fase aquosa (conversão heterogênea) como nuvens e nevoeiros (LUTGENS et al., 1995; LORA, 2002). Rocha et al. (2004) afirmam que, a importância do processo de conversão homogênea (fase gasosa) e heterogênea (fase líquida) depende de uma variedade de fatores climatológicos, tais como umidade relativa e intensidade da radiação solar incidente.

Em certas condições, o  $\text{SO}_2$  pode transformar-se em  $\text{SO}_3$  (trióxido de enxofre) e, com a umidade atmosférica, transformar-se em  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (ácido sulfúrico), sendo assim um dos componentes precursores para a formação da chuva ácida. Também tem grande significância no processo físico da formação das nuvens, aumentando a refletividade das mesmas (BEKKI, 1995). Quando chega à região estratosférica, principalmente catapultados por emissões vulcânicas, recombina-se com a água, assim formando aerossóis de sulfato que podem agir como núcleos de condensação de nuvens que por sua vez têm seu albedo alterado fazendo com que a incidência de radiação de onda curta diminua na superfície da Terra resultando no seu resfriamento (LIOU, 2002). O aerossol de sulfato, um dos principais poluentes encontrados na atmosfera, provém do  $\text{SO}_2$ , e influencia no clima da Terra, além de causar problemas na saúde do ser humano (WMO, 2013).

Na maioria das vezes, o enxofre está presente no material como contaminante e sua eliminação é economicamente inviável, já que envolveria gastos proibitivos que elevariam o preço do produto final. É o caso do enxofre presente nos combustíveis fósseis. Quando se queima um combustível fóssil que contém enxofre em sua essência, forma-se o gás dióxido de enxofre, que é emitido junto com os outros gases de exaustão (ATKINS et al., 2006).

### **2.3 SO<sub>2</sub> e os problemas causados à saúde**

Georgoulas et al. (2009) mostram que, quando o SO<sub>2</sub> é encontrado em grandes quantidades próximo ao solo pode influenciar diretamente na saúde humana causando doenças respiratórias, ou em casos extremos acarretar mortes prematuras. A inalação do SO<sub>2</sub>, mesmo em concentrações muito baixas, provoca espasmos passageiros dos músculos lisos dos bronquíolos pulmonares. Em concentrações progressivamente maiores, causam o aumento da secreção mucosa nas vias respiratórias superiores, inflamações graves da mucosa e redução do movimento ciliar do trato respiratório, responsável pela remoção do muco e partículas estranhas, podendo aumentar a incidência de rinite, faringite e bronquite.

## 2.4 Aerossóis de sulfato

Aerossóis dominados pela presença de compostos de enxofre oxidados são chamados de aerossóis de sulfato (BAIRD, 2002). Uma vez emitido, o  $\text{SO}_2$  pode reagir com vários oxidantes presentes na atmosfera tornando-se formador de sulfato particulado, na forma de gotas de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (ácido sulfúrico) ou na forma de partículas neutralizadas tais como sulfato de amônia ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ). O processo de oxidação do  $\text{SO}_2$  e outras espécies de enxofre ocorrem tanto em fase gasosa em dias claros, como também em fase aquosa, na presença de nuvens e nevoeiros (LEE et al., 2008).

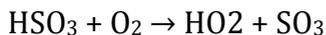
A oxidação de gases sulfurosos na atmosfera termina em sulfato, porque esta é a forma termodinamicamente estável do enxofre na presença do oxigênio (D'ALMEIDA et al., 1991). Aerossóis de sulfato espalham a radiação solar. Sendo assim, seu aumento na atmosfera exerce um efeito de resfriamento no clima que mascara parte do aquecimento causado pelo aumento dos gases de efeito estufa (CHARLSON et al. 1991).

Conforme D'Almeida et al. (1991), identificou-se os gases precursores de sulfato como sendo os seguintes:

- Dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) - produzido principalmente pela queima de combustíveis fósseis e erupções vulcânicas. O dióxido de enxofre compõe aproximadamente 95% da produção antrópica de enxofre.

- Sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) - gerado biogenicamente e através de produção vulcânica. A produção biogênica ocorre quando a zona anaeróbica é fechada para a atmosfera.  $\text{H}_2\text{S}$  também pode ser liberado por fontes geotermiais.
- Dissulfeto de carbono ( $\text{CS}_2$ ) - também conhecido por pertencer ao ciclo do enxofre biológico.
- Sulfeto de carbonila ( $\text{COS}$ ) - derivado de atividades biogênicas.
- Dimetilsulfeto ( $\text{CH}_3\text{SCH}_3$ ), chamado de DMS, e dimetildissulfeto ( $\text{CH}_3\text{SSCH}_3$ ), chamado de DMDS - produzidos por bactérias e algas verdes e azuis. A mais alta taxa de produção ocorre nas regiões mais quentes, mais salinas e mais intensamente iluminadas dos oceanos, ou seja, as regiões tropicais.

Os gases acima citados são oxidados em  $\text{SO}_2$ . O  $\text{SO}_2$  é então oxidado em sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), com as principais rotas em fase gasosa sendo:



Entretanto, como o  $\text{SO}_2$  apresenta certa solubilidade em água, uma fração do  $\text{SO}_2$  atmosférico pode existir na forma aquosa dissolvida se uma quantidade significativa de nuvens, neblina ou névoa encontram-se presentes. O  $\text{SO}_2$  dissolvido é oxidado para íon sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) por

quantidades traço de agentes oxidantes bem conhecidos, como peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) e ozônio ( $O_3$ ), que estão presentes nas gotas transportadas no ar. De fato, essas reações constituem a principal via de oxidação para o  $SO_2$ , exceto sob condições de céu claro, quando predomina o mecanismo em fase gasosa homogênea (BAIRD, 2002).

As partículas do aerossol de sulfato exibem diâmetro menor que  $10\mu m$ , sendo perigosas para a saúde, pois penetram profundamente nos pulmões, causando e agravando problemas respiratórios. Além disso, o aerossol de sulfato provoca degradação de visibilidade, como resultado do fenômeno da dispersão da luz.

A química atmosférica do  $SO_2$  tem um papel importante, não só na formação de  $PM_{10}$  (material particulado  $< 10\mu m$ ), como também na formação de partículas finas –  $PM_{2,5}$  (material particulado  $< 2,5\mu m$ ). Essencialmente, a maior parte do sulfato particulado tem diâmetro menor que  $2,5\mu m$ , contribuindo com mais da metade do material particulado fino presente em áreas urbanas (MARTINS E ANDRADE, 2002).

## **2.5 Aerossóis de sulfato na estratosfera**

Conforme Hobbs (2000), as partículas finas mostram variações consideráveis na baixa estratosfera, apesar de decrescerem com a altura. Em contraste, aerossóis com raios com aproximadamente  $0,1$  a  $2\mu m$  têm concentrações máximas em altitudes de  $\sim 17$  a  $20$  km. Como estes aerossóis

são compostos de aproximadamente 75% de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) e cerca de 25% de água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), a região com concentração máxima de sulfato na baixa estratosfera é chamada camada de aerossol estratosférico ou camada de Junge (Figura 2), que foi quem a descobriu no final dos anos 1950.

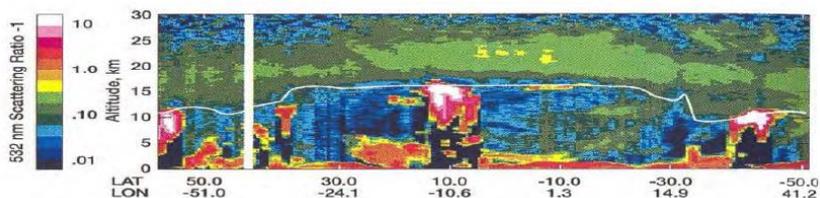


Figura 2 – Distribuição horizontal e vertical do aerossol estratosférico em 17 de setembro de 1994. As alturas da tropopausa estão indicadas pela linha branca.

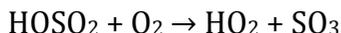
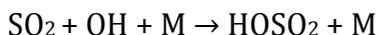
Fonte: Brasseur et al. (1999).

Aerossóis de sulfato sempre são encontrados na estratosfera. Baixas concentrações de *background* surgem devido ao transporte na troposfera de compostos naturais e antropogênicos que contêm enxofre. Ocasionalmente concentrações muito maiores surgem de erupções vulcânicas, resultando em um resfriamento temporário do sistema terrestre (ROBOCK, 2000), desaparecendo quando o aerossol é removido da atmosfera (RASCH et al., 2008).

Uma característica peculiar do aerossol estratosférico é seu longo tempo de vida, devido à ausência de transporte

descendente e de processos de remoção por precipitação. A estabilidade da estratosfera permite que os processos de transporte misturem material particulado longitudinalmente, enquanto o mantém na “camada” em que foi formado ou injetado (BRASSEUR et al., 1999).

Os aerossóis de sulfato estratosféricos são produzidos principalmente pela oxidação de SO<sub>2</sub> em vapor de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> na estratosfera:



Ou



E então



A conversão de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> de vapor para líquido pode ocorrer através de dois mecanismos principais:

- A combinação de moléculas de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>O (nucleação bimolecular homogênea), e/ou a combinação de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>O e HNO<sub>3</sub> para formação de novas gotas, principalmente de ácido sulfúrico (nucleação heteromolecular homogênea)

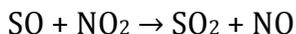
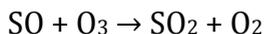
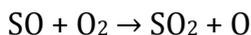
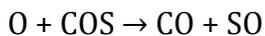
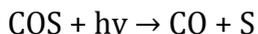
- Condensação em vapor de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e  $\text{HNO}_3$  nas superfícies de partículas preexistentes com raio maior que  $0,15 \mu\text{m}$  (nucleação heteromolecular heterogênea)

O segundo mecanismo é a rota mais provável na estratosfera. A estratosfera tropical é provavelmente a região principal onde este processo ocorre, e os aerossóis são então transportados para as latitudes maiores pelos movimentos atmosféricos de larga escala.

O aerossol estratosférico é composto de uma solução aquosa de 60-80% de ácido sulfúrico com temperaturas de -80 até  $-45^\circ\text{C}$ , respectivamente. Quando a atividade vulcânica é pequena, acredita-se que a fonte principal de compostos gasosos de enxofre é o transporte de sulfeto de carbonila (COS) e  $\text{SO}_2$  através da tropopausa (HOBBS, 2000). O COS é quimicamente inerte e insolúvel em água e tem um longo tempo de vida troposférico. Difunde-se na estratosfera onde se dissocia através da radiação solar ultravioleta para finalmente formar ácido sulfúrico, o componente principal do aerossol estratosférico natural.

Outras espécies sulfurosas emitidas na superfície, por exemplo,  $\text{SO}_2$ , DMS e  $\text{CS}_2$ , não persistem tempo o suficiente na troposfera para serem transportadas para a estratosfera (SEINFELD E PANDIS, 1998). O COS não reage facilmente com o OH e isso explica seu tempo de vida longo na troposfera. Ele é finalmente transportado para a estratosfera, onde é oxidado por átomos de O e dissociado

por radiação UV de onda curta; os produtos são oxidados para formar  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (BRASSEUR et al., 1999):



## 2.6 Distribuição vertical do Dióxido de Enxofre

Cappellani e Bielli (1995) afirmam que o  $\text{SO}_2$  na coluna vertical de ar está concentrado na baixa troposfera, principalmente aprisionado na camada de mistura. Inomata et al. (2006) mostraram que considerando-se o tempo de vida para o  $\text{SO}_2$  e a escala de tempo para o transporte vertical de uma massa de ar, o gradiente vertical do  $\text{SO}_2$  tem diminuição na troposfera livre, resultado este verificado através de medições feitas por uma aeronave.

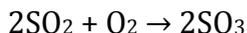
Ainda segundo Inomata et al. (2006), considerando que a fonte dominante de  $\text{SO}_2$  é a emissão antropogênica, as diferenças na distribuição vertical deste gás podem ser explicadas pelas diferenças nas taxas de oxidação e na origem das massas de ar. Remoção de  $\text{SO}_2$  por processos nas nuvens ou oxidação por processos heterogêneos possivelmente contribuem para a diferença nestas distribuições verticais. Como a superfície é a região principal

onde os gases de enxofre originam-se, encontrar estes gases na troposfera livre pode indicar transporte ascendente de massas de ar da camada limite. Além disso, a diferença nos perfis verticais destes gases seria devida à diferença nos tempos de vida e força da emissão próxima à superfície.

## 2.7 Fotoquímica do Dióxido de Enxofre

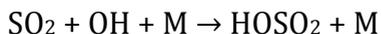
O SO<sub>2</sub> absorve luz fortemente até 320 nm, com uma absorção muito mais fraca de 340 a 400 nm. O SO<sub>2</sub> pode ser dissociado para SO+O apenas em comprimentos de onda abaixo de 218 nm. Sendo assim, a fotodissociação não ocorre na troposfera, onde apenas comprimentos de onda de 290nm ou acima estão presentes (FINLAYSON-PITTS E PITTS, 2000).

De acordo com Seinfeld e Pandis (2006), de uma perspectiva termodinâmica, o dióxido de enxofre tem uma forte tendência a reagir com o oxigênio do ar, pela reação:

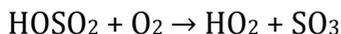


A taxa desta reação é tão lenta em condições livres de catalisadores na fase gasosa que pode ser totalmente ignorada como fonte de SO<sub>3</sub> atmosférico. O dióxido de enxofre reage em condições troposféricas em processos tanto em fase aquosa como gasosa, e também é removido fisicamente por deposição seca ou úmida. Com relação à

reação em fase gasosa, a reação com o radical OH é a dominante:



Seguido pela regeneração do radical HO<sub>2</sub>



O trióxido de enxofre, na presença do vapor d'água, é convertido rapidamente em ácido sulfúrico:



O tempo de vida do SO<sub>2</sub> baseado na reação com o radical OH, em níveis atmosféricos típicos de OH, é de aproximadamente uma semana. O SO<sub>2</sub> é um dos gases que é removido com eficiência razoável da atmosfera por deposição seca. A uma velocidade de deposição seca de aproximadamente 1 cm.s<sup>-1</sup>, o tempo de vida do SO<sub>2</sub> por deposição seca em uma camada limite de 1 km é de aproximadamente um dia. Quando há a presença de nuvens, a remoção do SO<sub>2</sub> pode ser ainda mais rápida do que o tempo atribuído à deposição seca.

## 2.8 Técnicas de medida do Dióxido de Enxofre atmosférico

Cappellani e Bielli (1995) afirmam que medições e comparações feitas com satélites e instrumentos de superfície são essenciais para ajudar a melhorar as medições feitas somente por satélite em relação ao SO<sub>2</sub>, uma vez que a poluição que ocorre na camada limite atmosférica não é facilmente detectada do espaço.

Wang et al. (2006) definem que medições de emissões, dispersão e comportamento da coluna total de SO<sub>2</sub> tanto podem ser feitas através de sensores a bordo de satélites (ex.: OMI - Ozone Monitoring Instrument, TOMS - Total Ozone Mapping Spectrometer, GOME - Global Ozone Monitoring Experiment) quanto por instrumentos de superfície (ex.: Espectrofotômetro Brewer).

O SO<sub>2</sub> atmosférico pode ser medido, em superfície, utilizando várias técnicas. Estas incluem cromatografia gasosa com detector fotométrico de chama (FPD) – limite de detecção – DL – do inglês *detection limit* (DL) = 0.1-0.3ppb; fluorescência ultravioleta (DL<0.3ppt); espectrometria por absorção óptica diferencial (DOAS) – DL = 10-100ppt), laser de diodo sintonizável para espectroscopia (TDLS) – DL = 0.5ppb; e espectrometria de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) – DL = 25ppb, caindo para 0,01ppb com concentração usando matrizes isoladas. Espectrometria de massa por ionização química (CIMS) também tem sido utilizada para medir SO<sub>2</sub> na troposfera DL

= 1ppb) (SALCEDO et al., 2004). Medições de SO<sub>2</sub> podem ser feitas através de instrumentos como o Espectrofotômetro Brewer, que realiza medidas da radiação solar na banda do UV-B (ultravioleta) e da coluna total de gases como o SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e NO<sub>2</sub> (MARIANO, 2012).

Medidas de SO<sub>2</sub> através de sensoriamento remoto também foram feitas por satélites usando o OMI/TOMS (Ozone Monitoring Instrument / Total Ozone Mapping Spectrometer), GOME (Global Ozone Monitoring Experiment), SCIAMACHY (SCanning Imaging Absorption SpectroMeter for Atmospheric CHartography) e AIRS (Atmospheric Infrared Sounders), mas estas medidas estão, usualmente, restritas a erupções vulcânicas ou poluição em larga escala (WANG et al., 2006).

Alguns estudos descrevem o desenvolvimento de uma nova técnica para a medição de perfis de dióxido de enxofre através de balões de sondagens e instrumentos a bordo de aeronaves que podem medir tanto o dióxido de enxofre proveniente de fundições industriais quanto o emitido por erupções vulcânicas (MORRIS et al., 2010; WALTER et al., 2012).

### **2.8.1 Uso de satélites para medida de SO<sub>2</sub>**

Sensoriamento remoto é a ciência de obtenção de informações acerca de um objeto, área ou fenômeno, através da análise dos dados obtidos por instrumentos localizados a alguma distância desses alvos. Desenvolvido na década de

60, este tipo de monitoramento fornece informações de concentração de poluentes em pontos mais distantes do equipamento, por meio de técnicas de eletroscopia. Os dados são obtidos, normalmente, por integração, ao longo de um caminho ótico, de uma fonte de luz e receptor (EPA, 1979).

A importância da qualidade das observações de SO<sub>2</sub> feitas por satélite e sua relação com fontes de superfície vem sendo tratada por vários estudos. Na última década, houve o desenvolvimento de espectrômetros em satélite com precisão cada vez maior, com o uso dos sensores GOME (Global Ozone Monitoring Experiment) (EISINGER; BURROWS, 1998), SCIAMACHY (Scanning Imaging Absorption Spectrometer for Atmospheric Chartography) e OMI (Ozone Measurement Instrument) (KROTKOV et al., 2008). As colunas totais de SO<sub>2</sub> obtidas por medidas de satélite podem ser avaliadas usando medidas do perfil de SO<sub>2</sub> feitas com aviões e medidas de coluna total de instrumentos em superfície, como o espectrofotômetro Brewer, mas embora as medidas com aviões sejam precisas, elas são mais esparsas, e é necessário extrapolar abaixo da menor altitude de medida (SPINEI et al., 2010).

Ainda que as medidas de satélite sejam bastante úteis quando as colunas totais são mais elevadas, como é o caso de erupções vulcânicas, o nível de ruído de cerca de 4-6 UD na coluna vertical é muito alto para medir quantidades de SO<sub>2</sub> de *background* ou a maior parte do SO<sub>2</sub> antropogênico. A sensibilidade dos instrumentos vem aumentando, mas os

sensores precisam de muitos dias para obter uma cobertura global, e com isso pode-se perder eventos de poluição com tempo de vida mais curto (KROTKOV et al., 2006).

A avaliação da qualidade dos dados de satélite é difícil porque existem muito poucos dados de validação disponíveis. De acordo com KROTKOV et al. (2006), os erros associados não serão necessariamente distribuídos aleatoriamente, mas irão aumentar com altas quantidades de ozônio, e na presença de nuvens e grandes quantidades de aerossóis. Por exemplo, com nuvens de grande desenvolvimento, o erro pode chegar a 1 UD. Como o espectrofotômetro Brewer faz estas medidas de SO<sub>2</sub> rotineiramente, o seu uso é então de grande vantagem para estas avaliações e posteriores calibrações.

### **2.8.1.1 Sensor OMI**

O sensor OMI (Ozone Monitoring Instrument) está a bordo do satélite NASA/Aura fazendo parte do EOS (Earth Observing System), que observa o campo de imagem UV e visível, sendo o espectrômetro projetado para monitorar ozônio e outras espécies (NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, BrO, HCHO), incluindo os aerossóis atmosféricos (OMI USER'S GUIDE, 2010). É o principal instrumento a bordo do satélite Aura, para monitorar a recuperação da camada de ozônio, em resposta à eliminação de produtos químicos, tais como CFCs. O OMI mede os principais poluentes atmosféricos identificados pela Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos EUA como

sérias ameaças à saúde humana e produtividade agrícola:  $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$  e aerossóis (CARN et al., 2007).

Também pode medir a radiação solar global na banda ultravioleta B (UVB) com comprimento de onda de  $10^{-1}$   $\mu m$  (KROTKOV, 2006). Krotkov et. al. (2006) ainda afirmam que o sensor OMI oferece resolução espacial e espectral, fazendo uma cobertura global para as medições UV de  $SO_2$ . No artigo é descrito um algoritmo que utiliza resíduos de  $SO_2$  calibrados nos centros de absorção da banda residual. Ao utilizar comprimentos de recuperação de  $SO_2$  observa-se que a sensibilidade de recuperação é melhor utilizando o OMI do que seu predecessor TOMS (Total Ozone Mapping Spectrometer). Esses fatores produzem duas ordens de magnitude na massa mínima detectável de  $SO_2$ . Assim, as fronteiras difusas de nuvens vulcânicas podem ser melhor visualizadas e as nuvens podem ser rastreadas. Mais significativamente, a sensibilidade melhorada agora permite a medição diária global de desgaseificação vulcânica passiva de  $SO_2$  e de poluição de  $SO_2$  antropogênico para fornecer novas informações sobre a importância relativa dessas fontes para estudos climáticos.

A precisão e exatidão dos derivados de  $SO_2$ , nas colunas variam consideravelmente com a CMA (Center of Mass Altitude) e quantidade de coluna, geometria de observação (KROTKOV et al., 2006). Classificações de qualidade de dados são fornecidas para cada um dos quatro produtos de  $SO_2$ , conforme as diferentes fontes: a queima de combustíveis fósseis, indústrias, desgaseificação vulcânica

(processo que se dá devido às variações no gradiente geotérmico fazendo com que as rochas que afundam se liqueçam ou passem para o estado gasoso sob altas pressões), e erupções vulcânicas. Quantitativamente, o SO<sub>2</sub> antropogênico é mais difícil de medir do espaço, já que a absorção de ozônio e espalhamento Rayleigh reduz a sensibilidade aos poluentes na baixa troposfera (Yang et. al., 2007).

O sensor OMI combina as qualidades dos sensores GOME e SCIAMACHY com as vantagens do sensor TOMS. Opera na faixa do UV/VIS (ultravioleta/visível) entre 306-380nm (nanômetros), realizando varreduras de 2600km diárias em órbita da Terra com uma visada (zênite - nadir) de aproximadamente 13 x 24km<sup>2</sup>. Dessa forma o pequeno tamanho do pixel permite que o sensor OMI não sofra muita atenuação pelas nuvens, o que é muito importante para a recuperação de informações de SO<sub>2</sub> troposférico. O sensor capta informações de dados de SO<sub>2</sub> com uma resolução espacial de 1,0° x 1,0° baseados na extinção de radiação de OL (onda longa) ascendente que é proveniente da radiação IR (infravermelha) refletida pelo sistema Terra-atmosfera (KROTKOV et al., 2008).

Os gases medidos pelo sensor OMI incluem O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, HCHO, entre outros. Além disso, o OMI mede características do aerossol e altura do topo das nuvens de poluentes. Os cinco comprimentos de onda de operação estão localizados na faixa ultravioleta do espectro de

absorção de SO<sub>2</sub>, que têm uma forte e variável absorção nas seguintes regiões: 306,3; 310 e 313,5, 316,8; 320nm (WHITTEN et al.,1985). Devido à essas características, o sensor OMI torna-se mais sensível ao SO<sub>2</sub> acima das nuvens e da neve (gelo), e menos sensível ao SO<sub>2</sub> abaixo das nuvens (KROTKOV et al., 2008).

### **2.8.1.2 Outros sensores de medição de dióxido de enxofre**

O sensor TOMS é um sensor atmosférico com foco em recuperação de ozônio. Ele atua em diferentes missões da NASA desde novembro de 1978, tendo como objetivo acompanhar o desenvolvimento do ozônio global (NASA, 2010).

Um exemplo do uso do sensor TOMS para monitoramento do enxofre atmosférico foi o estudo da erupção do vulcão Nyamuragira. O vulcão Nyamuragira no Congo está entre os mais ativos da África, porém observações de suas erupções são raras. De 1978 a 2002 o TOMS realizou medição das emissões de SO<sub>2</sub> durante cada uma das 13 erupções do vulcão Nyamuragira. Devido à desgaseificação de SO<sub>2</sub> contínua, estimar a carga atmosférica de SO<sub>2</sub> total resultante de erupções do Nyamuragira não é simples. Considerando a composição alcalina de Nyamuragira nas lavas eruptivas, os fluxos de CO<sub>2</sub> poderiam ser sete vezes o fluxo de SO<sub>2</sub> (CARN et al., 2003).

Plumas de SO<sub>2</sub> elevadas também foram observadas por dados do SCIAMACHY (senso lançado em 2002 a bordo do satélite ENVISAT - Environmental Satellite) nas áreas industriais da China sendo transportadas para a península coreana no período de 21 a 26 de maio de 2005. Estas observações são suportadas pelos resultados meteorológicos que as massas de ar influenciam nas plumas de SO<sub>2</sub> ao passarem sobre as áreas industriais e metropolitanas chinesas foram transportados para a península coreana. O SO<sub>2</sub> troposférico sobre estas áreas variaram até  $1,4 \times 10^{17}$  mol/cm<sup>2</sup> em dados do SCIAMACHY. Estas plumas de SO<sub>2</sub> resultaram no aumento de SO<sub>2</sub> em níveis superficiais de até 7.8ppb (partículas por bilhão) (LEE et al., 2008).

O sensor GOME foi lançado em 21 de abril de 1995. Este instrumento pode medir uma variedade de constituintes atmosféricos na banda do UV, com ênfase em distribuições globais de ozônio (BURROWS et al., 1999).

Analizando os dados do sensor GOME no período de 1996 a 2002 sobre a região metropolitana industrializada de Pequim e Xangai, mostrou-se um ligeiro aumento nas emissões de SO<sub>2</sub> devido à geração de energia, especialmente pela queima de carvão. Calculou-se um aumento significativo através da comparação do sensor GOME com o sensor SCIAMACHY, que faz com que seja apresentada uma melhor resolução espacial que ajudou a localizar e quantificar os impactos das emissões de SO<sub>2</sub> (KHOKHAR et al., 2004).

## 2.8.2 Sensoriamento Remoto vs. Medidas em Superfície

Tanto as medições em superfície quanto as feitas através de sensoriamento remoto, são de grande importância nos estudos com os gases atmosféricos. As junções desses dois métodos de observação obtêm uma melhor análise do estudo. Suas vantagens e desvantagens se destacam de acordo com qual tipo de análise que se deseja trabalhar (NOVO, 2008).

Segundo Moreira (2003), algumas das vantagens e desvantagens do sensoriamento remoto em relação às medidas de superfície que se podem citar são:

1. Habilidade de obter-se padrões de maior escala em tempo real;
2. O sensoriamento pode ser usado em diversas escalas espaciais, e em diversas faixas do espectro eletromagnético (análise multiespectral);
3. Complemento das medidas *in-situ*;
4. Não capta perfeitamente informações diretas próximas à superfície, assim devem-se possuir informações complementares (ex: espectrofotômetro Brewer na superfície).

Segundo Fioletov et al. (2005), uma boa comparação entre instrumentos em superfície e dados de satélite mostram que ambos buscam complementar as necessidades

não observadas no outro tipo de medida. Um bom exemplo seria os sensores TOMS/OMI que conseguem captar melhor e quantificar as emissões de  $\text{SO}_2$  que estão em níveis mais elevados do que quando mais próximos à superfície, que é melhor observado por sensores de superfície como o Espectrofotômetro Brewer.

## 2.9 Unidade Dobson

A unidade de medida para gases como ozônio e dióxido de enxofre é a unidade Dobson. A Unidade Dobson (UD) é definida como a integral das concentrações de moléculas de ozônio e dióxido de enxofre na atmosfera. A concentração do poluente  $\text{SO}_2$  pode ser definida pela densidade de massa (gramas por  $\text{cm}^3$ , por exemplo) ou pela densidade numérica (moléculas por  $\text{cm}^3$ ). Ao utilizar a atmosfera como uma célula de absorção para a luz solar, é importante definir a quantidade total de moléculas de  $\text{SO}_2$  no caminho óptico da radiação. Surge então a definição de “coluna total de dióxido de enxofre”.

Uma Unidade Dobson equivale a uma coluna atmosférica de  $\text{SO}_2$  de 0,001cm de espessura, comprimida nas CNTP (Condições Normais de Temperatura e Pressão), 0°C e 1 atm (Figura 3) (NASA, 2012).

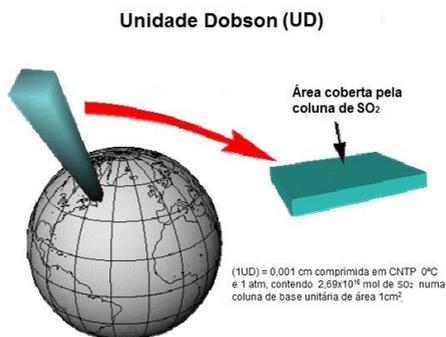


Figura 3 - Esquema ilustrando a definição da coluna total de ozônio e da Unidade Dobson

Fonte: Adaptada de NASA (NASA, 2012).

## 2.10 Relações entre o dióxido de enxofre e os vulcões

Acredita-se que a atividade vulcânica e sísmica tenha sido a fonte da atmosfera inicial, começando há cerca de 4,6 bilhões de anos. As emissões eram bem parecidas com o que se tem hoje: água, dióxido de carbono, nitrogênio e enxofre (SO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S) (COFFEY; MANKIN, 2003). Segundo Eisinger e Burrows (1998), vulcões é uma fonte importante de gases para a atmosfera. A natureza de suas emissões é esporádica e intermitente e frequentemente ocorre em regiões não-habitadas.

Em um dado ano, estima-se que as emissões de enxofre durante períodos de erupções contribuem com menos de 1% do balanço global (principalmente como H<sub>2</sub>S e SO<sub>2</sub>); se a erupção for mais energética, pode significar uma

porção considerável das fontes anuais para um período limitado. Como exemplo, a erupção do Monte Pinatubo injetou uma massa de aproximadamente 20 Tg de SO<sub>2</sub> na atmosfera, o que correspondeu a aproximadamente 6% da fonte global anual (COFFEY; MANKIN, 2003).

Por muitos anos pensou-se que a maior contribuição dos vulcões ao efeito de sombreamento era através das partículas de poeira suspensas na atmosfera superior, que bloqueariam a radiação solar. Entretanto, estas idéias mudaram em 1982, depois da erupção do vulcão mexicano El Chichón. Apesar da erupção do Monte Santa Helena em 1980 ter diminuído as temperaturas globais em 0,1°C, a erupção muito menor do El Chichón diminuiu as temperaturas de três a cinco vezes mais. A explosão do Monte Santa Helena nos EUA emitiu uma grande quantidade de cinzas na estratosfera, mas a erupção do El Chichón emitiu um volume muito maior de gases ricos em enxofre (40 vezes mais). O volume de fragmentos piroclásticos (rochas vulcânicas ou gotas de lava solidificada formadas por explosão violenta) emitidos em uma explosão não é o melhor critério para medir seus efeitos na atmosfera; a quantidade de gases ricos em enxofre parece ser mais importante. O enxofre se combina com vapor d'água na estratosfera para formar nuvens densas de pequenas gotas de ácido sulfúrico. Estas gotas levam vários anos para se depositar e são capazes de diminuir as temperaturas troposféricas porque absorvem radiação solar e a espalham

de volta para o espaço (WMO, 2013), fazendo com que a radiação solar diminua em superfície.

Cerca de 1-2% de uma erupção vulcânica é composta de SO<sub>2</sub>. As partículas grandes injetadas na atmosfera têm um tempo de residência mais curto, mas as partículas pequenas podem ser transportadas globalmente, particularmente se alcançarem altitudes mais elevadas, tendo assim tempo de residência mais longo do que o sulfato antropogênico. Os cálculos com modelos globais de clima sugerem que o efeito radioativo do sulfato vulcânico é ligeiramente maior do que do sulfato antropogênico, mesmo que as fontes de SO<sub>2</sub> antropogênicas sejam cinco vezes maiores (WALLACE; HOBBS, 2006).

Yang et al. (2009), desenvolveram uma técnica em um algoritmo para a recuperação precisa de coluna vertical SO<sub>2</sub> chamada ISF (*Iterative Spectral Fitting*), que foi aplicado no sensor OMI. As medições foram feitas na erupção do vulcão Serra Negra no Equador em outubro de 2005 para melhores observações de SO<sub>2</sub> atmosférico. Os resultados apresentaram melhorias em relação ao OMI operacional, com a aplicação do método ISF às observações do OMI na erupção do Vulcão Serra Negra em outubro de 2005 se comparado a correspondente recuperação usando o algoritmo LF (*Linear Fit*) usado operacionalmente pelo OMI-SO<sub>2</sub>.

## 2.11 Pesquisas na América do Sul com SO<sub>2</sub>

Sahai et al. (1997) apresentaram as observações simultâneas de O<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub> estratosféricos, realizado na cidade de Cuiabá - MS (16,0 ° S, 56,0 ° W), Brasil, onde um Espectrofotômetro Brewer automatizado é operado rotineiramente. Os dados apresentados abrangem tanto os pré e pós-erupção (outubro de 1990 - Agosto de 1994). Depois de cerca de duas semanas da grande erupção (início de julho), foi detectada em Cuiabá a presença da coluna de SO<sub>2</sub> proveniente da erupção do vulcão Pinatubo. Os altos níveis de SO<sub>2</sub> continuaram aproximadamente por mais 80 dias.

Outra pesquisa realizada na América do Sul foi a análise da dispersão e transporte do dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) emitido pela usina termelétrica Presidente Médici, localizada em Candiota/RS. Uma amostragem do processo que converte o dióxido de enxofre emitido pela chaminé a sulfato (poluente derivado) e da elevação efetiva da fonte associada ao fluido quente foram incluídas no modelo de dispersão. As análises das concentrações geradas pelo modelo mostram resultados consideráveis ao comparar com outros modelos analíticos (ALVES E ANDRADE, 1996).

Na cidade de São José dos Campos – SP foi estudada a significância dos efeitos da exposição ao SO<sub>2</sub> na mortalidade da população e doenças no aparelho circulatório de pessoas com idade igual ou acima de 50 (cinquenta) anos, dos moradores deste local entre os anos

de 2003 e 2007, utilizando dados de relatórios do sistema DATASUS. Analisando a partir de dados diários de poluentes, dióxido de enxofre, ozônio, umidade do ar, utilizou-se o modelo de regressão de Poisson, onde mostrou que houve 1928 mortes com uma média diária de  $1,05 \pm 1,03$ . A exposição ao dióxido de enxofre foi significativamente associada com a mortalidade devido a doenças circulatórias. Este estudo sugere que os residentes desta localidade expostos a esses poluentes tenham sérios problemas na saúde, caso os níveis de poluição continuarem a esta constante taxa (AMÂNCIO et al., 2012)

Em tese publicada em 2012, Mariano descreveu uma nova metodologia para validação e análise dos dados de SO<sub>2</sub> coletados pelo espectrofotômetro Brewer em Santa Maria, Natal, Cuiabá, Punta Arenas, Cachoeira Paulista e Estação Antártica Comandante Ferraz, avaliando também estudos de caso em São Paulo, Cubatão e São José dos Campos. O estudo concluiu que na maioria dos locais estudados não há poluição por SO<sub>2</sub>, já que as colunas totais ficaram abaixo de 2UD, com exceção de Cubatão, com média de 3,7UD. Verificou-se também não haver sazonalidade para nenhum dos locais avaliados. O estudo mostrou a possibilidade de uso do espectrofotômetro Brewer para medição da coluna total de SO<sub>2</sub>, já que o equipamento é reconhecido principalmente por suas medidas de ozônio. Com estes dados, é possível auxiliar na validação de modelos e calibração de satélites.

## 2.12 Considerações finais

O estudo do dióxido de enxofre vem sendo intensificado, tanto através de medidas em superfície, como em medidas de satélite. Ainda assim, se faz necessário um aprofundamento das pesquisas, para se compreender as emissões e os efeitos relacionados a este gás. Este capítulo tratou de mostrar os diversos compostos de enxofre na atmosfera, algumas formas de medição do SO<sub>2</sub>, bem como alguns estudos relacionados, com ênfase na América do Sul.

É importante ressaltar que há a necessidade cada vez maior de medidas em superfície para validar as medidas de satélite, que possuem cobertura mais ampla, mas com dificuldade para visualização de emissões em superfície com menores concentrações.

## 2.13 Referências bibliográficas

ALVES, K.M.; ALVES, A.E.L.; SILVA, F.M. Poluição do ar e saúde nos principais centros comerciais da cidade de Natal/RN. **Holos**. Ano 25, v. 4. p.81-95. 2009.

ALVES, R. C. M.; ANDRADE, M. F. . Simulação da dispersão do SO<sub>2</sub> emitido pela Usina Termoeletrica de Candiota- RS.. In: IX Congresso Brasileiro de Meteorologia., 1996, Campos do Jordão. Anais do IX Congresso Brasileiro de Meteorologia., 1996. p. 79-83.

AMÂNCIO, C. T. ; NASCIMENTO, L. F. C. Association of sulfur dioxide exposure and circulatory system deaths in a medium-size city of Brazil. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**. v. 45, p. 1080-1085, 2012.

ATKINS, P; JONES, L.; **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. 3 ed. Porto Alegre: Bookman, 2006, 675 p.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002. 622 p.

BEKKI, S. Oxidation of volcanic SO<sub>2</sub>: a sink for stratospheric OH and H<sub>2</sub>O. **Geophysical Research Letters**, vol. 22, p. 913–916. 1995.

BRASSEUR, G.P.; ORLANDO, J.J.; TYNDALL, G.S. **Atmospheric chemistry and global change**. Oxford: Oxford University Press, 1999. 654 p.

BURROWS, J. P.; CHANCE, K. V. **GOME and SCIAMACHY: The scientific objectives, optical methods in atmospheric chemistry**. Proc. SPIE, p. 562–573, 1999.

CAPPELLANI, E.; BIELLI, A. Correlation between SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> measured in an atmospheric column by a Brewer spectrophotometer and at ground-level by photochemical

techniques. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 35, p. 77-84, 1995.

CARN, S. A.; KROTKOV, N. A.; YANG, K.; HOFF, R. M.; PRATA, A. J.; KRUEGER, A. J.; LOUGHLIN, S. C.; LEVELT, P. F. Extended observations of volcanic SO<sub>2</sub> and sulfate aerosol in the stratosphere. **Atmospheric Chemistry Physical Discussions**. v. 7, p. 2857-2871, 2010.

CARN, S.A.; KRUEGER, A.J.; KROTKOV, N.A.; ARELLANO, S.; YANG, K. Daily monitoring of Ecuadorian volcanic degassing from space. **Journal of Volcanology and Geothermal Research**, v. 176(1), p. 141-150, 2008.

CARN, S. A.; KRUEGER, A.J.; KROTKOV, N.A.; YANG, K.; EVANS, K. Tracking volcanic sulfur dioxide clouds for aviation hazard mitigation. **Natural Hazards**, v.51(2), p. 325-343, 2008.

CHARLSON R.J.; LANGNER J.; RODHE, H.; LEOVY, C.B.; WARREN, S.G. Perturbation of the northern hemisphere radiative balance by backscattering from anthropogenic aerosols. **Tellus**, v. 43A–B, p.152–63, 1991.

CHARLSON, R. J.; LOVELOCK, J. E.; ANDREAE, M. O.; WARREN, S. G. Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloud albedo and climate. **Nature**. v. 326, n. 6114, p. 655–661, 1987.

CHARLSON, R.J.; SCHWARTZ, S.E.; HALES, J.M.; CESS, R.D.; COAKLEY JR. J.A.; HANSEN, J.E.; HOFFMAN, D.J. Climate forcing by anthropogenic aerosols. *Science*, v.255, p. 423-430, 1992.

COFFEY, M.T.; MANKIN, W.G. Volcanoes – Composition of emissions, In: Holton, J.R.; Curry, J.A.; Pyle, J.A (ed). **Encyclopedia of Atmospheric Sciences**. Academic Press, 2003, p. 2490-2494.

D'ALMEIDA, G. A.; KOEPKE, P.; SHETTLE, E.P. **Atmospheric aerosols: global climatology and radiative characteristics**. Hampton, Virginia: A Deepak Publishing, 1991. 561 p.

DENTENER, F.; CRUTZEN, P. Reaction of  $N_2O_5$  on tropospheric aerosols: Impact on the global distributions of  $NO_x$ ,  $O_3$ , and OH. **Journal of Geophysical Research**, v. 98, n. (D4), 1993.

EISINGER, M.; BURROWS, J.P. Tropospheric sulfur dioxide observed by the ERS-2 GOME instrument. **Geophysical Research Letters**, v. 25, n. 22, p. 4177-4180, 1998.

EPA. **Continuous Air Source Monitoring Systems – Handbook**. Cincinnati, 1979.

FINLAYSON-PITTS, B.J.; PITTS, J.N. **Chemistry of the upper and lower atmosphere** - theory, experiments, and applications. San Diego: Academic Press, 2000. 969 p.

FIOLETOV, V., GRIFFIOEN, E., KERR, J., WARDLE, D.; UCHINO, O. Influence of volcanic sulfur dioxide on spectral UV irradiance as measured by Brewer spectrophotometers. **Geophysical Research Letters**, v, 25, n.10, 1998.

FIOLETOV, V.E.; KERR, J.B.; MCELROY, C.T.; WARDLE, D.I.; SAVASTIOUK, V.; GRAJNAR, T.S. The Brewer Reference Triad. **Geophysical Research Letters**, v. 32, p.1-4, 2005.

GEORGOULIAS, A.K.; BALIS, D.; KOUKOULI, M.E.; MELETI, C.; BAIS, A.; ZEREFOS, C. A study of the total atmospheric sulfur dioxide load using ground-based measurements and the satellite derived Sulfur Dioxide Index. **Atmospheric Environment**, v.43(9), p. 1693-1701. 2009.

GONÇALVES, F.L.T.; MANTOVANI JUNIOR, L.C.; FORNARO, A.; PEDROTTI, J.J. Modelagem dos processos de remoção de sulfato e dióxido de enxofre presente no particulado em diferentes localidades da região metropolitana de São Paulo. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 28(1), p. 109-119, 2010.

HOBBS. P.V. **Introduction to atmospheric chemistry**.2. ed. Cambridge: University Press, 2000. 262p.

HULTBERG, H.; APSIMON, H.; CHURCH, R.M.; GRENNFELT, P.; MITCHELL, M.J.; MOLDAN, P.; ROSS, H.B. Sulphur. In: MOLDAN, B.; CERNY, J. (ed.). **Biogeochemistry of small catchments**: a tool for environmental research. New York: John Wiley & Sons Ltd. 1994. cap. 10, p. 229-254.

INOMATA, Y.; IWASAKA, Y.; OSADA, K.; HAYASHI, M.; MORI, I.; KIDO, M.; HARA, K.; SAKAI, T. Vertical distributions of particles and sulfur gases (volatile sulfur compounds and SO<sub>2</sub>) over east Asia: comparison with two aircraft-borne measurements under the Asian continental outflow in spring and winter. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 430 – 444, 2006.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: reference manual. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

JUNGE, C. E. Comments on concentration and size distribution measurements of atmospheric aerosols and a test of the theory of self-preserving size distributions. **Journal of Atmospheric Science**. v.26, p. 603-608, 1969.

KROTKOV, N. A.; CARN, S. A.; KRUEGER, A. J.; BHARTIA, P. K.; YANG, K. Band residual difference algorithm for retrieval of

SO<sub>2</sub> from the Aura Ozone Monitoring Instrument (OMI). **IEEE Transactions Geoscience and Remote Sensing**, v. 44 (5), p. 1259–1266, 2006.

KHOKHAR, M. F.; BEIRLE, S.; PLATT, U.; WAGNER, T. 7-year temporal trend of anthropogenic SO<sub>2</sub> emissions over China identified from GOME observations. In: 36th COSPAR Scientific Assembly., 2006, Beijing. Anais do 36th COSPAR Scientific Assembly.

KROTKOV, N.A.; McCLURE, B.; DICKERSON, R.R.; CARN, S.S.; LI, C.; BHARTIA, P.K.; YANG, K.; KRUEGER, A.J.; LI, Z.; LEVELT, P.F.; CHEN, H.; WANG, P.; LU, D. Validation of SO<sub>2</sub> retrievals from the Ozone Monitoring Instrument (OMI) over NE China. **Journal of Geophysical Research**, v. 113, p. 1-13, 2008.

LEE, C.; MARTIN, R.V.; VAN DONKELAAR, A.; LEE, H.; DICKERSON, R.R.; HAINS, J. C.; KROTKOV, N.; RICHTER, A.; VINNIKOV, K.; SCHWAB, J.J. SO<sub>2</sub> emissions and lifetimes: Estimates from inverse modeling using in situ and global, space-based (SCIAMACHY and OMI) observations. **Journal of Geophysical Research**, v. 116, p 1-13, 2008.

LENZI, E.; FAVERO, L.O.B. **Introdução à química da atmosfera: ciência, vida e sobrevivência**. Rio de Janeiro: LTC, 2009. 465 p.

LIYOU, K. N. **An introduction to atmospheric radiation.** California: Academic Press, 2002, 583 p.

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

LUTGENS, F. K.; TARBUCK, E. J. **The atmosphere: an introduction to Meteorology.** 6ª Edição. New Jersey: Prentice Hall, 1995. 450 p.

MARIANO, E.V.C. **Desenvolvimento de metodologia para validação e análise de dados de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) atmosférico sobre o Continente Sul-americano e região subantártica.** 2012. 89 f. Tese (Doutorado em Geofísica Espacial) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2012.

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

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação.** Viçosa, MG: Ed. Universidade de Viçosa, 2003. 307 p.

MORRIS, G. A; KOMHYR , W.D; HIROKAWA, J. ; FLYNN, J.; LEFER, B.; KROTKOV, K.; NGAN, F.A Balloon Sounding Technique for Measuring SO<sub>2</sub> Plumes. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v.27, p.1318 - 1330, 2010.

NASA's Earth Science Enterprise; Land, Ice, Sea, Air - Air: Atmospheric properties, NP-1999-01-005-GSFC, 1999.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. São Paulo: Blucher, 2008. 308p.

OMI Team-NASA. Ozone Monitoring Instrument (OMI). Data User's guide. 2010.

ROCHA, J.C.; ROSA, A.H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154 p.

RASCH, P.J.; TILMES, S.; TURCO, R.P.; ROBOCK, A.; CHEN, J.; STENCHIKOV, G.L.; GARCIA, R.R. An overview of geoengineering of climate using stratospheric sulphate aerosols. **Philosophical Transactions of the Royal Society A**. v. 366, n. 1882, p. 4007-4037, 2008.

ROBOCK, A. Volcanic eruptions and climate. **Reviews of Geophysics**, v. 38, p. 191- 219, 2000.

RODHE, H. Human impact on the atmospheric sulfur balance. **Tellus**, v. 51A-B, p. 110-122, 1999.

SALCEDO, D.; VILLALTA, P. W.; VARUTBANGKUL, V.; WORMHOUDT, J. C.; MIAKE-LYE, R.C.; WORSNOP, D.R.; BALLENTHIN, J.O.; THORN, W.F.; VIGGIANO, A.A.; MILLER, T.M.; FLAGAN, R.C.; SEINFELD, J.H. Effect of relative humidity on the detection of sulfur dioxide and sulfuric acid using a chemical ionization mass spectrometer. **International Journal of Mass Spectrometry**, v. 231, p.17–30, 2004.

SAHAI, Y.; KIRCHHOFF, V.W.J.H; ALVALÁ, P. C. Pinatubo eruptions: effects on stratospheric O<sub>3</sub> and SO<sub>2</sub> over Brasil. **Journal of Atmospheric and Solar -Terrestrial Physics**, v. 59, n. 3, p. 265-269, 1997.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics** – From Air Pollution to Climate Change. EUA: Wiley Interscience, USA, 1998. 1360 p.

SOLOMON, S. Antarctic ozone: toward a quantitative understanding. **Nature**, v. 347, p 347-354. 1990.

SPINEI, E., CARN, S.A., KROTKOV, N.A. MOUNT, G.H. YANG, K., KRUEGER, A. Validation of ozone monitoring instrument SO<sub>2</sub> measurements in the Okmok volcanic cloud over Pullman,

WA, July 2008. **Journal of Geophysical Research**, v.115, p. 01-14. 2010.

STERN, D.I. Global sulfur emissions from 1850 to 2000. **Chemosphere**, v.58, p.163-175, 2005.

THORNTON, D. C.; BANDY, A. R.; BLOMQUIST, B. W.; DRIEDGER, A. R.; WADE, T. P. Sulfur dioxide distribution over the Pacific Ocean 1991-1996. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, no. D5, 1999.

TILMES, S., MÜLLER, R., SALAWITCH, R. The sensitivity of polar ozone depletion to proposed geo-engineering schemes. **Science**. v.320, p. 1201–1204, 2008.

VENNERS, S.A.; WANG, B.; PENG, Z.; XU, Y.; WANG, L.; XU, X. Particulate matter, sulfur dioxide, and daily mortality in Chongqing, China. **Environmental Health Perspectives**, v.111, p.562-567, 2003.

WALLACE, W.M.; HOBBS, P.V. **Atmospheric science** – an introductory survey. London: Elsevier, 2006. 483p.

WALTER, D.; HEUE, K. P.; RAUTHE-SCHÖCH, A.; BRENNINKMEIJER, C. A. M.; LAMSAL, N.; KROTKOV, N.A.; PLATT, U. Flux calculation using CARIBIC DOAS aircraft

measurements: SO<sub>2</sub> emission of Norilsk. **Journal of Geophysical Research**, v. 117, D11305. 2012.

WANG, P.; RICHTER, A.; BRUNS, M.; BURROWS, J. P.; SCHEELE, R.; JUNKERMANN, W.; HEUE, K. P.; WAGNER, T.; PLATT, U.; PUNDT, I. 86 Airborne multi-axis DOAS measurements of tropospheric SO<sub>2</sub> plumes in the Po valley, Italy. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 6. p. 329–338, 2006.

WARNECK, P. **Chemistry of natural atmosphere**. San Diego: Academic Press. 1988. 757p.

WHITTEN, R.C.; PRASAD, S.S. 1985. Ozone photochemistry in the stratosphere. In: WHITTEN, R. C.; PRASAD, S. S. ed. Ozone in the free atmosphere. New York: Van Nostrand Reinhold. cap. 2, p. 81 - 122.

WMO – WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. **Global Atmosphere Watch**: reactive gases. Disponível em: [http://www.wmo.ch/pages/prog/arep/gaw/reactive\\_gases.html](http://www.wmo.ch/pages/prog/arep/gaw/reactive_gases.html). Acesso em 23/02/2013.

WUEBBLES, D. J.; BRASSEUR, G. P.; RODHE, H. Changes in the Chemical Composition of the Atmosphere and Potential Impacts, In: Brasseur, G.P.; Prinn, R.G.; Pszenny, A.A.P. (Ed.). **Atmospheric Chemistry in a Changing World - An Integration and Synthesis of a Decade of Tropospheric**

**Chemistry Research**. Berlin, Germany: Springer, 2003. p. 4-6, 15-16.

YANG, K.; KROTKOV, N. A.; KRUEGER, A. J.; CARN, S. A.; BHARTIA, P. K.; LEVELT, P. F. Retrieval of large volcanic SO<sub>2</sub> columns from the Aura Ozone Monitoring Instrument: Comparison and Limitations. **Journal of Geophysical Research**, v. 96, p. 711-720, 2007.

YANG, K., N. A.; KROTKOV, A. J.; KRUEGER, S. A.; CARN, P. K.; LEVELT, P. F. Improving retrieval of volcanic sulfur dioxide from backscattered UV satellite observations. **Geophysical Research Letters**, v. 36, L03102, 2009.



## **CAPÍTULO 3**

# **ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO SUPERFICIAL DE CONTAMINANTES CONSIDERANDO DIFERENTES COEFICIENTES DE DIFUSÃO TURBULENTOS**

*André Becker Nunes*

*Gervásio Annes Degrazia*

*Cláudia Rejane Jacondino de Campos*

### **3.1 Introdução**

Trabalhos sobre a dispersão ou concentração de contaminantes atmosféricos são cada vez mais necessários, haja vista o aumento contínuo do número de fontes poluidoras – sejam elas devido à industrialização ou tráfego de automóveis. Tais trabalhos abrangem, de forma independente, estudos experimentais, analíticos ou numéricos. Basicamente, pode-se entender como estudo experimental aquele baseado em observações da natureza por meio de instrumentos adequados ao objeto de estudo. Tratando-se de dispersão de poluentes, uma análise experimental requer instrumentos meteorológicos diversos, especialmente aqueles adequados à captação de movimentos turbulentos, que percebam as nuances

características da escala espacial e temporal típicas dos agentes naturais que provocam a dispersão e transporte do poluente.

Haja vista que os movimentos de dispersão e transporte de contaminantes envolvem agentes de diversas escalas espaciais – e, aqui, pode-se simplificar dizendo que a dispersão é mais influenciada por fenômenos micrometeorológicos (turbulentos), enquanto que o transporte envolve fenômenos de todas as escalas –, os estudos analíticos são aplicações matemáticas das equações do movimento (dinâmica atmosférica de grande escala) ajustadas à micrometeorologia. Em princípio, tal ajuste fora baseado no conhecimento observacional da pequena escala, ou seja, foram parametrizações, aplicáveis a modelos de escala maior, baseadas em observações experimentais. Para que se tenha uma descrição mais efetiva da simulação da natureza em questão, estudos numéricos estão sempre em desenvolvimento para que se realize a análise para vários períodos de tempo e para diversas condições iniciais. Assim, baseados em métodos numéricos e estruturas computacionais em constante avanço, a modelagem numérica serve não somente para se executar os modelos analíticos, mas até mesmo para substituir certos experimentos observacionais (como por exemplo, em Nunes et al., 2010).

Neste capítulo é apresentado um exemplo simples de aplicação descrita acima; trata-se de um estudo analítico

aplicado a um modelo unidimensional de estimativa de concentração superficial de poluentes – considerando diferentes formulações de coeficientes de difusão –, cujo resultado é confrontado com dados observacionais. Contudo, antes é necessário um entendimento básico sobre a camada atmosférica onde ocorre a maior parte dos processos associados à dispersão do contaminante: a Camada Limite Planetária.

### **3.2 A Camada Limite Planetária (CLP)**

Por situar-se adjacente à superfície, seja esta superfície terrestre ou marítima, a Camada Limite Planetária (CLP) é uma camada atmosférica tipicamente turbulenta, pois sofre diretamente a influência da superfície – sendo tal influência função, basicamente, de dois fatores: térmico e mecânico (NUNES et al., 2013). O fator térmico deve-se ao fluxo de calor sensível da superfície ( $H_s$ ), e define a condição de estabilidade da camada. Ou seja, uma CLP com fluxo de calor sensível da superfície positivo indica uma Camada Limite Convectiva (CLC), enquanto que uma camada neutra ocorre quando o fluxo de calor for nulo, ou aproximadamente nulo, e uma Camada Limite Estável (CLE) ocorre quando o fluxo de calor sensível na superfície for negativo (STULL, 1988). Claramente, uma condição de fluxo de calor positivo é indicativa de aquecimento superficial, o

que propicia convecção e movimentos turbulentos. Por outro lado, fluxo de calor sensível negativo indica resfriamento da superfície, fator associado a uma CLP mais densa, fria e estratificada, o que prejudica a formação de movimentos turbulentos próximos à superfície, ficando a parte superior da CLP mais vulnerável à influência de fatores de escala maior (NUNES et al. 2007). Já o fator mecânico se deve à influência do atrito da superfície no escoamento do vento, sendo tal fator desprezado quando o vento for nulo – o que indica que, normalmente, este fator é intermitente, ao contrário do fator térmico. Tem-se, então, que em uma CLC a turbulência ocorre devido a ambos os fatores, térmico e mecânico, enquanto que em uma CLE a turbulência somente existirá quando o fator mecânico for mais intenso que o fator térmico inibidor. Já em uma camada neutra, que ocorre mais comumente em dias nublados ou rapidamente em fases de transição entre CLE e CLC e vice-versa, o fator térmico é nulo, sendo, portanto, a turbulência formada toda vez que existir o fator mecânico.

Em uma CLC em condições normais (céu claro, sem advecções importantes) tem-se que o fator térmico é mais significativo que o fator mecânico, sendo o aquecimento superficial responsável pela formação do principal agente de transporte e dispersão de energia cinética turbulenta (ECT): as plumas, também chamadas de termas (WARNER; TELFORD, 1963). É devido principalmente à ação de tais plumas que a dispersão de poluentes torna-se bem maior

durante o dia que durante a noite, o que tende a diminuir a concentração superficial de contaminantes (LYONS; COLE, 1973; BOGO et al. 2001). Se o efeito mecânico for desprezível ou nulo quando comparado ao efeito térmico, ocorre a convecção livre (SUTTON, 1953; LUMLEY; PANOFSKY, 1964).

Por outro lado, durante a noite, o fator térmico de uma CLE tende a aprisionar os contaminantes emitidos dentro da camada (de 100 a 300m de profundidade), aumentando a concentração superficial de contaminantes (MASON; THOMSON, 2003), sendo, portanto, toda ECT devido ao fator mecânico (NIEUWSTADT, 1984).

Após o amanhecer, com o crescimento gradativo da convecção, contínuo em dias de céu claro, a CLP começa a apresentar uma estrutura padrão, dividida em três partes (KUO; SUN, 1976; DRIEDONKS; TENNEKES, 1984): camada limite superficial (CLS) (do solo até 10% da altura da CLP – primeira inversão de temperatura), camada de mistura (CM) acima da CLS e abaixo da terceira parte: a zona de entranhamento (ZE) (camada fina, imediatamente acima da CM). Já dentro da CLS as plumas, ou vórtices, tendem a se fundirem para, acima, formarem vórtices maiores e mais organizados na camada de mistura (DEARDORFF, 1972 – Figura 28; GREENHUT; KHALSA, 1987; STULL, 1988; HUNT et al., 1988 – Figura 1).

A figura 1 mostra as fases características da CLP ao longo do ciclo diurno.

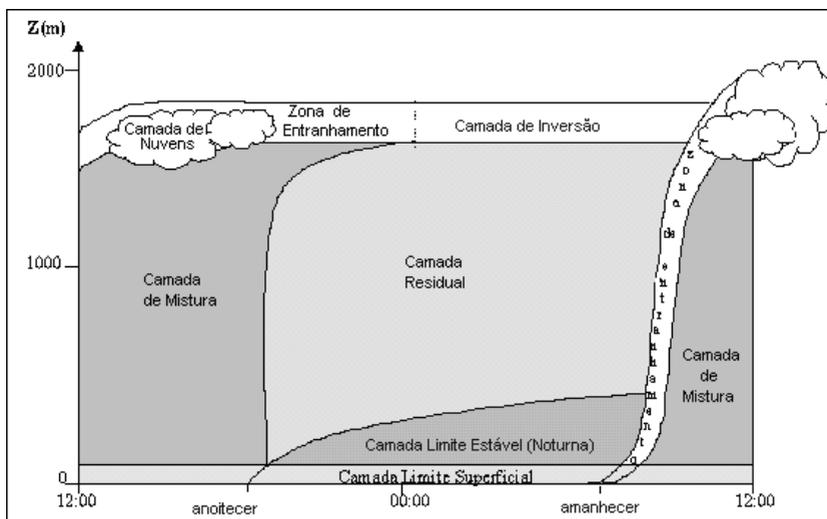


Figura 1. Ciclo diurno da CLP.

Fonte: Adaptado de Stull (1988)

Os principais fatores no crescimento da convecção são o aquecimento devido ao aumento do fluxo de calor sensível na superfície e o resfriamento radiativo do topo devido ao entranhamento do ar mais estável da atmosfera livre. Ambos os fatores podem ocorrer simultaneamente, principalmente em condições de CLC limitada verticalmente por uma nuvem tipo stratocumulus (DEARDORFF, 1980; STULL, 1988) ou stratus (MOENG; SCHUMANN, 1991, entre outros). Com o desenvolvimento da CLC, a forte turbulência no interior da camada de mistura faz com que sua profundidade atinja um máximo à tarde. A extensão da

profundidade da CM também é chamada de camada de inversão térmica, ou altura da inversão, devido à diferença de estabilidade abaixo e acima da zona de entranhamento. Desta forma, tem-se que dentro da camada de mistura a ação das plumas é intensa a ponto de anular os gradientes verticais de temperatura, umidade e contaminantes, por exemplo. Por outro lado, por estar em contato com a superfície, a CLS apresenta fortes gradientes verticais, característica também notada na zona de entranhamento (ARYA, 1988; STULL, 1988), que define o topo da CLC (TENNEKES, 1973).

### **3.3 Espectros de Energia Cinética Turbulenta**

Basicamente, a turbulência é o conjunto de anomalias ou perturbações aparentemente aleatórias do escoamento básico, sendo constituída por vórtices de vários tamanhos onde os maiores (que possuem mais energia) transferem energia cinética turbulenta (ECT) para os menores (STULL, 1988). Tal comportamento é representado através do espectro de energia cinética turbulento, usado na derivação matemática do coeficiente de difusão.

Segundo Olesen et al. (1984) a expressão geral para descrever um espectro de velocidade unidimensional na CLP tem a forma:

$$\frac{nS_i(n)}{(u_*)_0^2} = \frac{Af^\gamma}{(1+Bf^\alpha)^\beta} \quad (1)$$

onde,  $n$  é a frequência em ciclos/tempo ou hertz,  $S_i$  é o espectro de velocidade unidimensional em função da frequência,  $f = nz/U$  é a frequência reduzida,  $U$  é a componente de velocidade zonal média,  $(u_*)_0$  é a velocidade de fricção na superfície e  $A, B, \alpha, \beta$  e  $\gamma$  são constantes que dependem das condições atmosféricas. Espectros desta forma são mais ou menos pontiagudos, dependendo dos valores de  $\alpha, \beta$  e  $\gamma$ . As constantes  $A$  e  $B$  não influenciam a forma do espectro, mas apenas a sua posição.

Quando se constrói um modelo como o dado por (1), somos livres para escolher os critérios que permitirão a determinação dos coeficientes desconhecidos envolvidos. Como uma consequência, primeiramente, um modelo espectral deve ser compatível com a lei de Kolmogorov para o subintervalo inercial (intervalo do espectro situado entre as regiões de maior e menor energia):

$$E_i(k) = \alpha_i \alpha_u \varepsilon^{2/3} k^{-5/3} \quad (2)$$

onde  $E_i(k)$  é um espectro de velocidade unidimensional (1-D) em função do número de onda,  $\varepsilon$  é a dissipação média de

energia cinética turbulenta,  $k = 2\pi n/U$  é o número de onda e  $\alpha_u = 0,5 \pm 0,05$  (CHAMPAGNE ET AL., 1977) e  $\alpha_i$  são constantes. Multiplicando ambos os lados da eq. (2) por  $(\kappa z/(u_*^3)_0)^{2/3}$  e reescrevendo em termos da frequência  $n$  obtem-se o espectro unidimensional normalizado no subintervalo inercial como segue:

$$\frac{2\pi n}{U} \frac{1}{(u_*^2)_0} E_i\left(\frac{2\pi n}{U}\right) = \alpha_i(0,5 \pm 0,05) \left(\frac{\varepsilon \kappa z}{(u_*^3)_0}\right)^{2/3} \left(\frac{2\pi n z}{U}\right)^{-2/3} \kappa^{-2/3} \quad (3)$$

onde  $\kappa = 0,4$  é a Constante de Von Karman. Agora, definindo

$$S_i(n) \equiv \left(\frac{2\pi}{U}\right) E\left(\frac{2\pi n}{U}\right)$$

Ou  $n S_i(n) \equiv k E(k)$ , os termos do lado esquerdo das eqs. (1) e (3) correspondem ao espectro unidimensional normalizado. Assim, pode-se escrever, para o subintervalo inercial:

$$\frac{n S_i(n)}{(u_*^2)_0} = \alpha_i(0,5 \pm 0,05) (2\pi \kappa)^{-2/3} \phi_\varepsilon^{2/3} f^{-2/3} \quad (4)$$

e finalmente

$$\frac{nS_i(n)}{(u_*)_0^2} = c_i \phi_\varepsilon^{2/3} f^{-2/3} \quad (5)$$

onde  $\phi_\varepsilon = \frac{\varepsilon \kappa z}{(u_*)_0^3}$  é a taxa de dissipação adimensional na camada superficial e  $c_i = \alpha_i (0,5 \pm 0,05) (2\pi\kappa)^{-2/3}$  com  $\alpha_i = 1, 4/3, 4/3$  (condições isotrópicas) para as componentes u, v e w, respectivamente, implicando em  $c_u = 0,27$  (para u-espectro) e  $c_v = c_w = 0,36$  (para v-espectro e w-espectro, respectivamente).

O espectro de velocidade sob condições convectivas pode ser obtido de (1) e escrito como

$$\frac{nS_i(n)}{w_*^2} = \frac{Af^\gamma}{(1+Bf^\alpha)^\beta} \left( -\frac{\kappa L}{z_i} \right)^{2/3} \quad (6)$$

onde a relação  $\frac{w_*^2}{(u_*)_0^2} = \left( \frac{Z_i}{-\kappa L} \right)^{2/3}$  foi usada.  $Z_i$  é a altura da CLC, normalmente usado como a altura da base da inversão mais baixa (Nieuwstadt, 1984). Na CLP convectiva, o espectro de velocidade turbulenta para um subintervalo inercial pode ser calculado através da eq. (5) e representado como

$$\frac{nS_i(n)}{w_*^2} = c_i \kappa^{2/3} f^{-2/3} \Psi_\varepsilon^{2/3} \left( \frac{z}{z_i} \right)^{2/3} \quad (7)$$

onde  $\Psi_\varepsilon = \left( \frac{\varepsilon_b z_i}{w_*^3} \right)$  é a função taxa de dissipação adimensional com  $\varepsilon_b$  sendo a taxa de flutuação de dissipação de energia cinética turbulenta (ECT). Para grandes frequências (quando  $n \rightarrow \infty$ ), a eq. (6) torna-se

$$\frac{nS_i(n)}{w_*^2} = \frac{A}{B^\beta} f^{\gamma - \alpha\beta} \left( -\frac{\kappa L}{z_i} \right)^{2/3} \quad (8)$$

Se um modelo da forma (5) é consistente com a lei de Kolmogorov, então a comparação entre (7) e (8) leva para dois requisitos: um relativo à inclinação de alta frequência assintótica

$$\gamma - \alpha\beta = -\frac{2}{3} \quad (9)$$

e o outro à sua posição

$$A = c_i \kappa^{2/3} \Psi_\varepsilon^{2/3} \left( \frac{z}{z_i} \right)^{2/3} \left( \frac{z_i}{-\kappa L} \right)^{2/3} B^\beta \quad (10)$$

Outro diferente critério surge se a posição observada  $(f_m^*)_i$ , da frequência do pico espectral convectivo, coincide com o máximo do modelo (6). Neste caso segue

$$\frac{d}{df} \left[ Af^\gamma (1 + Bf^\alpha)^{-\beta} \left( -\frac{\kappa L}{z_i} \right)^{2/3} \right] \Big|_{f=(f_m^*)_i} = 0$$

e

$$\gamma + (\gamma - \alpha\beta)B(f_m^*)_i^\alpha = 0$$

e usando o primeiro requisito mencionado anteriormente (eq. 9) podemos obter  $B$  como segue

$$B = \frac{1,5\gamma}{(f_m^*)_i^\alpha} \tag{11}$$

Então, a substituição de (10) e (11) na forma convectiva (6) resulta em

$$\frac{nS_{ic}(n)}{w_*^2} = \frac{c_i \kappa^{2/3} \Psi_\varepsilon^{2/3} (z/z_i)^{2/3} (1,5\gamma)^\beta f^\gamma}{\left(1 + \frac{1,5\gamma}{[(f_m^*)_i]^c} f^\alpha\right)^\beta \left\{[(f_m^*)_i]^c\right\}^\beta} \quad (12)$$

Onde agora  $(f_m^*)_i^c$  é a frequência reduzida do pico espectral convectivo e  $S_{ic}$  representa os espectros turbulentos convectivos unidimensionais.

Entretanto, é apropriado para o espectro de velocidade unidimensional Euleriano sob condições convectivas escolher a forma espectral suave, menos pontiaguda (OLESEN ET AL., 1984). Para este caso  $\gamma=1$ ,  $\alpha=1$  e  $\beta=5/3$  na eq.(12), chegando a

$$\frac{nS_{ic}(n)}{w_*^2} = \frac{(1,5)^{5/3} c_i \kappa^{2/3} \Psi_\varepsilon^{2/3} (z/z_i)^{2/3} f}{[(f_m^*)_i]^c \left\{1 + 1,5 \frac{f}{[(f_m^*)_i]^c}\right\}^{5/3}} \quad (13)$$

Substituindo  $\kappa = 0,4$  na eq. (13) obtém-se, de acordo com Degrazia et al. (1997b):

$$\frac{nS_{ic}(n)}{w_*^2} = \frac{1,06c_i f \left( \Psi_\varepsilon \frac{z}{z_i} \right)^{2/3}}{\left[ (f_m^*)_i \right]^{5/3} \left\{ 1 + 1,5 \left[ \frac{f}{(f_m^*)_i} \right] \right\}^{5/3}} \quad (14)$$

A fórmula espectral (14) será usada para derivar a parametrização do transporte turbulento em condições instáveis.

Quando o fluxo de calor sensível turbulento é muito pequeno ou negativo ( $H_s < 0$ ) a única fonte que pode gerar dispersão turbulenta na CLP é aquela produzida por mecanismo de cisalhamento e, como uma consequência, o espectro de velocidade unidimensional mecânico pode ser escrito como

$$\frac{nS_i(n)}{u_*^2} = \frac{Af^\gamma}{(1 + Bf^\alpha)^\beta} \quad (15)$$

onde agora  $u^*$  é a velocidade de fricção local.

Na CLP turbulenta dominada pelo cisalhamento, o espectro de velocidade turbulenta para um subintervalo inercial tem a seguinte forma

$$\frac{nS_i(n)}{u_*^2} = c_i \Phi_\varepsilon^{2/3} f^{-2/3} \quad (16)$$

onde  $\Phi_\varepsilon = \frac{\varepsilon_s K z}{u_*^3}$  é a função taxa de dissipação adimensional,

$\varepsilon_s$  é a taxa mecânica de dissipação de ECT.

O comportamento assintótico de (15) para grandes frequências leva a

$$\frac{nS_i(n)}{u_*^2} = \frac{A}{B^\beta} f^{\gamma-\alpha\beta} \quad (17)$$

Extraindo de (16) e (17) os dois requisitos seguintes

$$\gamma - \alpha\beta = -\frac{2}{3} \quad (18)$$

e

$$A = c_i B^\beta \Phi_\varepsilon^{2/3} \quad (19)$$

Considerando que a posição observada  $(f_m^*)_i$  da frequência do pico espectral mecânico esteja em acordo com o máximo do modelo (15), chega-se a

$$B = \frac{1,5\gamma}{(f_m^*)_i^\alpha} \quad (20)$$

Agora, substituindo (19) e (20) no espectro unidimensional mecânico (15) temos

$$\frac{nS_{is}(n)}{u_*^2} = \frac{(1,5\gamma)^\beta c_i \Phi_\varepsilon^{2/3} f^\gamma}{\left\{ \left[ (f_m^*)_i^{n+s} \right]^\alpha \right\}^\beta \left\{ 1 + 1,5 \frac{f^\alpha}{\left[ (f_m^*)_i^{n+s} \right]^\alpha} \right\}^\beta} \quad (21)$$

onde  $(f_m^*)_i^{n+s}$  é a frequência reduzida do pico espectral neutro ou estável e  $S_{is}$  representa o espectro turbulento unidimensional mecânico.

Neste ponto, é agora conveniente para o espectro de velocidade euleriano unidimensional sob forçantes mecânicos (eq. 21) escolher a forma espectral pontiaguda (OLESEN ET AL., 1984). Para este caso  $\gamma = 1$ ,  $\alpha = 5/3$  e  $\beta = 1$  na eq. (19), levando a

$$\frac{nS_{is}(n)}{u_*^2} = \frac{1,5c_i f \Phi_\varepsilon^{2/3}}{\left[ (f_m^*)_i^{n+s} \right]^{5/3} \left( 1 + \frac{1,5 f^{5/3}}{\left[ (f_m^*)_i^{n+s} \right]^{5/3}} \right)} \quad (22)$$

A fórmula espectral (22) será usada neste estudo em uma derivação de coeficiente de difusão turbulento em condições neutras.

### 3.4 Coeficientes de Difusão Turbulentos

O coeficiente de difusão depende do tipo de turbulência da CLP (CAMPOS VELHO, 2010) e é empregado na equação de difusão-advecção, que por sua vez é usada em modelos de simulação de concentração superficial de contaminantes (ARYA, 1999; MOREIRA ET AL., 2000; VILHENA ET AL., 2012; NUNES ET AL., 2013). Pode-se dizer que o termo difusão-advecção descreve por completo os processos de dispersão dos poluentes na CLP: o processo advectivo representa o papel do vento em transportar o contaminante horizontalmente; já o processo de difusão representa a forma como a pluma de poluente se abre verticalmente na atmosfera (MORAES, 2010). O ciclo diurno da CLP influencia na magnitude de tais fatores.

Por dependerem do tipo de turbulência, os coeficientes de difusão são função do fluxo de calor sensível na superfície. A fim de se alcançar uma melhor representação da CLP, ou uma precisão melhor dos modelos de dispersão, deve-se obter uma derivação de coeficiente para cada fase do ciclo diurno da Camada Limite: camada convectiva (DEGRAZIA ET AL., 1997a; 2003; NUNES ET AL., 2003a), fase neutra (BLACKADAR, 1962; GARRAT; HESS, 2003; NUNES ET AL. 2003b), decaimento da convecção (SORBJAN, 1997; GOULART ET AL., 2003; SILVEIRA ET AL., 2005), camada estável (DEGRAZIA; MORAES, 1992; CARVALHO ET AL., 2009; ACEVEDO ET AL., 2012) e

crescimento da convecção (CAMPOS VELHO, 2003; NUNES ET AL., 2007; 2009; 2010).

Hoje em dia, com o avanço da industrialização, torna-se importante a análise da dispersão de poluentes durante as 24 horas do dia; contudo, é ainda durante o dia, ou seja, no período da CLC, que ocorre a maior emissão de contaminantes antropogênicos na atmosfera – e soma-se a isto a grande emissão provocada pelo tráfego automotivo, bem maior durante o dia do que à noite. Este é um dos motivos pelo qual na literatura o número de trabalhos sobre dispersão de poluentes durante o dia é bem superior ao número de trabalhos de dispersão noturna. Além disso, principalmente devido ao papel dos grandes vórtices, na camada de mistura espera-se uma dispersão maior na vertical do que na horizontal.

### **3.4.1 Derivações de coeficientes de difusão convectivos**

Aqui são apresentadas três derivações de coeficientes verticais de difusão turbulentos para uma camada convectiva.

*Derivação convectiva de Hostlag e Moeng (Derivação de H&M)*

Esta formulação, baseada em Hostlag e Moeng (1991) e chamada aqui de H&M, tem como característica principal levar em consideração o fluxo de entranhamento, isto é, o fluxo que descende (no caso positivo) da zona de entranhamento para a camada de mistura (figura 1).

Nas formulações do coeficiente aparece o termo  $R_c$ , que representa a razão entre o fluxo de entranhamento e o de superfície (emitido pela superfície).

As setas representam os fluxos (em azul, o fluxo de entranhamento positivo, em vermelho o fluxo entranhamento negativo e em preto, o fluxo ascendente da superfície).

O coeficiente de difusão vertical de H&M,  $k_c$ , para qualquer escalar é dado pela seguinte equação:

$$k_c = \frac{\left[ 1 - \frac{z}{z_i} + R_c \frac{z}{z_i} \right] k_b k_t}{\left( 1 - \frac{z}{z_i} \right) k_t + R_c \left( \frac{z}{z_i} \right) k_b} \quad (23)$$

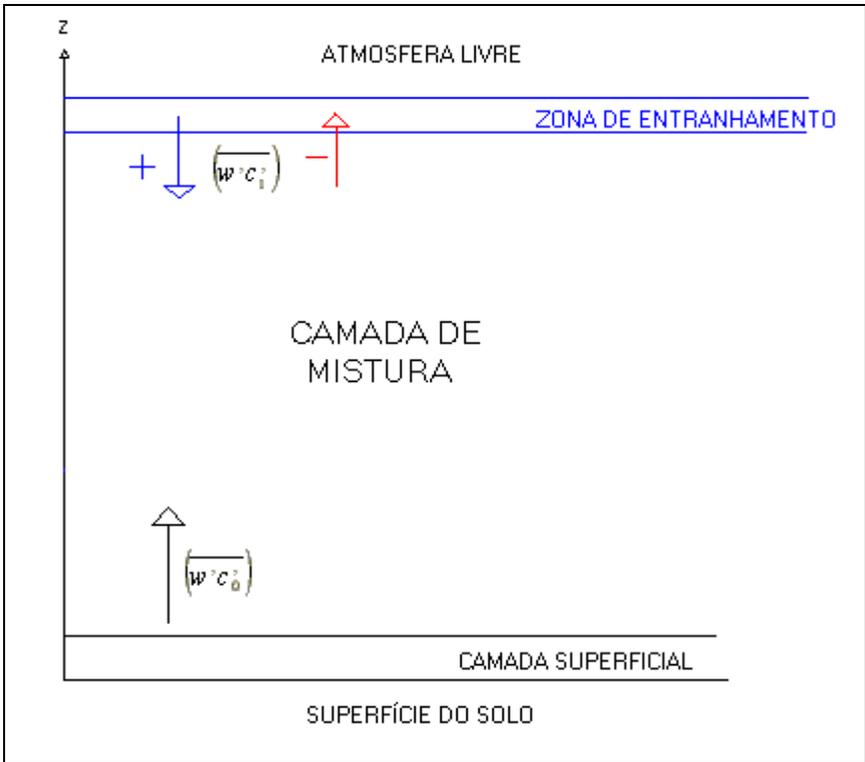


Figura 2. Estrutura da CLC com os fluxos sugeridos por H&M.

Onde os perfis parametrizados  $k_b$  e  $k_t$  podem ser expressos como

$$\frac{k_b}{w_* z_i} = \left( \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{4}{3}} \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^2 \quad (24)$$

$$\frac{k_i}{w_* z_i} = 7 \left( \frac{z}{z_i} \right)^2 \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^3 \quad (25)$$

$$R_c = \overline{w'c'_i} / \overline{w'c'_0} \quad (26)$$

E  $R_c$  é a razão entre os fluxos de entranhamento ( $\overline{w'c'_i}$ ) e de superfície ( $\overline{w'c'_0}$ ) para uma espécie escalar, onde  $R_c = 0$  significa que existe apenas o fluxo de superfície;  $R_c = 0.5$  e  $R_c = 1.0$  são valores típicos para situações envolvendo a presença de fluxos de entranhamento;  $R_c = \infty$  significa a existência exclusiva de fluxo de entranhamento e  $R_c < 0$  considera a situação de um fluxo de entranhamento negativo, ou seja, um fluxo que entra na zona de entranhamento.

*Derivação convectiva de Degrazia et al. (Derivação de Degrazia)*

A derivação do coeficiente convectivo de Degrazia et al. (1997a) é baseada na Teoria da Difusão Estatística de Taylor (TAYLOR, 1921), e pode ser apresentado aqui da seguinte forma:

$$k_{\alpha} = \frac{d}{dt} \left( \frac{1}{2} \overline{X_i^2} \right) = \frac{\overline{v_i^2}}{4} F_{Li}(0) \quad (27)$$

Onde  $\overline{X_i^2}$  é a distância média quadrática entre dois elementos de fluido,  $\overline{v_i^2}$  é a viscosidade média quadrática e  $F_{Li}$  é o espectro lagrangeano de ECT unidimensional em função da frequência – no caso, o “(0)” indica que a formulação é baseada nos turbilhões de frequência tendendo a zero, ou seja, grandes comprimentos de onda (grandes turbilhões). O índice  $i$  indica direção ( $u, v, w$ ).

Como as medidas micrometeorológicas são realizadas em um ponto fixo (sistema euleriano) e não em um sistema lagrangeano (segundo a partícula), torna-se necessária uma relação que associe os espectros nos dois sistemas.

A figura 3 mostra que os espectros são similares na forma, mas estão defasados por um fator de escala  $\beta$ . Desta forma, obtemos o termo  $\beta$ :

$$\beta = \frac{n_{mE}}{n_{mL}}$$

e

$$\beta = \frac{T_L}{T_E} = \frac{(l / \sigma_i)}{(l / U)} \approx \wp \frac{U}{\sigma_i} \quad (28)$$

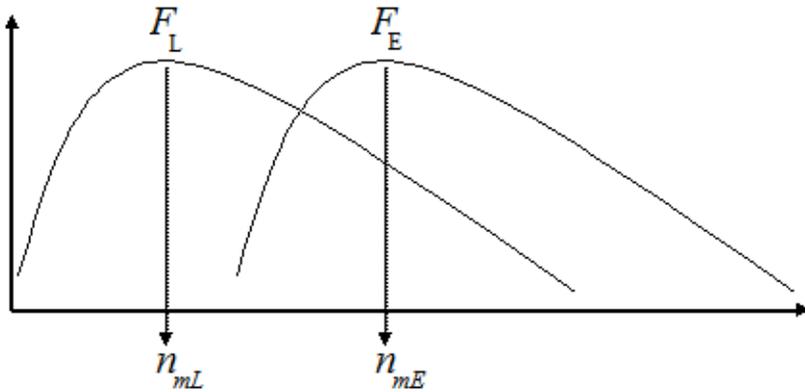


Figura 3. Esquematização dos Espectros de Energia.  $F_L$  é o espectro lagrangeano e  $F_E$  o espectro euleriano.  $n_m$  é a posição da frequência de pico em cada espectro (Hanna, 1981).

Onde a escala de tempo integral lagrangeana ( $T_L$ ) é usualmente considerada como uma medida dos grandes tempos durante os quais, na média, um elemento de fluido permanece em movimento numa dada direção (HINZE, 1975). Analogamente,  $T_E$  é a escala de tempo integral euleriana,  $l$  é a escala de comprimento integral (DEGRAZIA ET AL., 1998),  $U$  é a velocidade do vento na direção longitudinal,  $\sigma_i$  é o desvio padrão unidimensional das velocidades turbulentas e  $\wp$  é a constante de Corrsin (CORRSIN, 1963).

Finalmente podemos reescrever (27) como:

$$k_\alpha = \frac{d}{dt} \left( \frac{1}{2} \overline{X_i^2} \right) = \frac{\overline{v_i^2}}{4} F_i(0) \beta_i = \frac{\sigma_i^2}{4} F_i(0) \beta_i$$

(29)

Da equação do espectro de energia (22), temos que  $q_c = \frac{(f_m^*)_i^c}{(f_m)_i}$ , sendo  $q_c$  uma função de estabilidade. Assim, ficamos com:

$$\frac{nS_{ic}(n)}{w_*^2} = \frac{1,06c_i \left( \frac{f}{q_c} \right) \left( \frac{\Psi}{q_c} \right)^{\frac{2}{3}} \left( \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{2}{3}}}{[(f_m)_i]^{5/3} \left\{ 1 + \left[ \frac{1,5}{(f_m)_i} \right] \frac{f}{q_c} \right\}^{5/3}} \quad (30)$$

Para obter a variância generalizada  $\sigma_{ic}^2$ , integra-se  $S_{ic}(n)$  na equação (30) sobre todo o domínio da frequência, obtendo-se:

$$\sigma_{ic}^2 = w_*^2 \frac{1,06c_i}{(f_m)_i^{2/3}} \left( \frac{\psi}{q_c} \right)^{2/3} \left( \frac{z}{z_i} \right)^{2/3} \quad (31)$$

Sabendo que

$$\sigma_i^2 = \int_0^{\infty} S_{L_i}(n) dn \quad (32)$$

E que  $n = fu/z$  e, de acordo com (31), obtemos finalmente a expressão para  $F_{ic}(n)$ :

$$F_{ic}(n) = \frac{S_{ic}(n)}{\sigma_{ic}^2} = \frac{1}{(f_m)_i} \frac{z}{Uq_c} \left[ 1 + \frac{1,5}{(f_m)_i} \frac{f}{q_c} \right]^{-5/3} \quad (33)$$

Para  $n=0$ :

$$F_{ic}(0) = \frac{S_{ic}(0)}{\sigma_{ic}^2} = \frac{1}{(f_m)_i} \frac{z}{Uq_c} \quad (34)$$

O coeficiente de difusão convectivo pode ser derivado de (31) e (34), e inserindo o parâmetro  $\beta$ , temos:

$$K_\alpha = \frac{\sqrt{\pi}}{16} \frac{\sigma_i z}{[(f_m)_i] q} \quad (35)$$

Para homogeneidade horizontal, a evolução da CLC é devida, principalmente, ao transporte vertical de calor, assim daremos ênfase ao coeficiente de difusão vertical. A partir de (35), assume-se que  $(f_m)_w = 0,33$  (SORBJAN, 1986) e

$$q = \frac{z}{(f_m)_w (\lambda_m)_w} = 1,68 \left( \frac{z}{z_i} \right) \left[ 1 - \exp \left( -4 \frac{z}{z_i} \right) - 0,0003 \exp \left( 8 \frac{z}{z_i} \right) \right] \quad (36)$$

onde  $(\lambda_m)_w$  é o valor do comprimento de onda vertical no pico espectral, o qual foi obtido a partir de uma relação empírica proposta por Caughey e Palmer (1979).

Assim, o coeficiente de difusão convectivo vertical pode ser obtido das equações (31), (35) e (36):

$$\frac{k_z}{w_* z_i} = 0,15 \Psi^{\frac{1}{3}} \left[ 1 - \exp \left( -4 \frac{z}{z_i} \right) - 0,0003 \exp \left( 8 \frac{z}{z_i} \right) \right]^{\frac{4}{3}} \quad (37)$$

A função de dissipação adimensional  $\psi$  na eq. (37) é calculada de duas maneiras diferentes: (1ª) seguindo a aproximação sugerida por Hojstrup (1982)

$$\Psi^{\frac{1}{3}} = \left[ \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^2 \left( -\frac{z_i}{L} \frac{z}{z_i} \right)^{-\frac{2}{3}} + 0,75 \right]^{\frac{1}{2}} \quad (38)$$

onde  $L$  é o comprimento de Monin-Obukhov;

(2ª) considerando o seguinte valor constante (Degrazia et al., 1998):

$$\psi^{1/3} = 0.97 \quad (38a)$$

Outra formulação de coeficiente de difusão convectivo de Degrazia é baseada nas equações (35) e (36) usando  $\sigma_w^2$  fornecida pela relação empírica proposta por Sorbjan (1989):

$$\frac{\sigma_w^2}{w_*^2} = c_{wb} \left( \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{2}{3}} \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{2}{3}} + c_{wr} R^{\frac{2}{3}} \left( 1 - \frac{z}{z_i} + D \right)^{\frac{2}{3}} \quad (39)$$

Usando  $D = 0$ ,  $c_{wr} = 0,5$ ,  $c_{wb} = 1,0$ , e  $R = -0.2$ , temos:

$$\sigma_w = 1,08 \left( \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{1}{3}} \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{1}{3}} w_* \quad (40)$$

E, finalmente, o coeficiente de difusão convectivo vertical pode ser escrito como

$$\frac{k_z}{w_* z_i} = 0,22 \left( \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{1}{3}} \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^{\frac{1}{3}} * \quad (41)$$

$$\left[ 1 - \exp \left( -4 \frac{z}{z_i} \right) - 0,0003 \exp \left( 8 \frac{z}{z_i} \right) \right]$$

*Derivação convectiva com base nos parâmetros de Hanna  
(Derivação de Hanna)*

Aqui é apresentada uma derivação de coeficiente vertical convectivo baseada nos parâmetros convectivos obtidos em Hanna (1982), partindo do princípio de que o coeficiente de difusão pode ser obtido do produto entre a variância de velocidade e a escala de tempo integral lagrangeana (BATCHELOR, 1949).

Segundo Hanna, os seguintes perfis verticais do desvio padrão das velocidades e da escala de tempo são propostos para uma CLC:

$$\frac{\sigma_w}{w_*} = \min \left[ 0,96 \left( 3 \frac{z}{z_i} - \frac{L}{z_i} \right)^{\frac{1}{3}}, 0,763 \left( \frac{z}{z_i} \right)^{0,175} \right], \quad \text{para} \quad 0 \leq \frac{z}{z_i} \leq 0,4$$

(42)

$$\frac{\sigma_w}{w_*} = 0,722 \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^{0,207}, \quad \text{para} \quad 0,4 < \frac{z}{z_i} \leq 1 \quad (43)$$

$$T_L^w = 0,59 \frac{z}{\sigma_w}, \quad \text{para} \quad \frac{z}{z_i} \leq 0,1 \quad (44)$$

$$T_L^w = 0,15 \frac{z_i}{\sigma_w} \left[ 1 - \exp\left(-5 \frac{z}{z_i}\right) \right], \text{ para } \frac{z}{z_i} > 0,1 \quad (45)$$

Primeiramente, por simplicidade, obteve-se o coeficiente convectivo para duas regiões da CLC: uma região que compreende os 40 % mais baixos da CLC e outra que compreende os 60% restantes. Elevando ao quadrado as equações dos desvios padrão para se obter as variâncias das velocidades e multiplicando (42) e depois (43) por (45), os seguintes perfis verticais de coeficiente convectivo baseados em Hanna ( $k_z$ ) foram obtidos:

$$\frac{k_z}{w_* z_i} = 0,114 \left( \frac{z}{z_i} \right)^{0,175} \left( 1 - \exp\left(-\frac{5z}{z_i}\right) \right), \text{ para } 0 \leq \frac{z}{z_i} \leq 0,4 \quad (46)$$

$$\frac{k_z}{w_* z_i} = 0,108 \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^{0,207} \left( 1 - \exp\left(-\frac{5z}{z_i}\right) \right), \text{ para } 0,4 < \frac{z}{z_i} \leq 1 \quad (47)$$

Em uma tentativa de aumentar a precisão do modelo, podemos formular o coeficiente para três regiões da CLC: A primeira região compreendendo 10 % inferiores da CLC (aproximadamente a camada superficial), outra compreendendo de 10 à 40% da CLC, e a terceira compreendendo os 60% restantes. Através dos produtos de

(42) e (44), (42) e (45), e (43) e (45) temos, respectivamente:

$$\frac{K_{z_1}}{w_* z_i} = 0,45 \left( \frac{z}{z_i} \right)^{1,175}, \text{ para } \frac{z}{z_i} \leq 0,1 \quad (48)$$

$$\frac{k_z}{w_* z_i} = 0,114 \left( \frac{z}{z_i} \right)^{0,175} \left( 1 - \exp \left( - \frac{5z}{z_i} \right) \right), \text{ para } 0,1 \leq \frac{z}{z_i} \leq 0,4 \quad (49)$$

$$\frac{k_z}{w_* z_i} = 0,108 \left( 1 - \frac{z}{z_i} \right)^{0,207} \left( 1 - \exp \left( - \frac{5z}{z_i} \right) \right), \text{ para } 0,4 < \frac{z}{z_i} \leq 1 \quad (50)$$

### 3.4.2 Derivações de Coeficientes de Difusão Neutros

Neste item serão apresentadas duas formulações para um coeficiente de difusão neutro, isto é, para uma CLP com um fluxo de calor sensível na superfície igual a zero, sendo uma por Degrazia et al. (2000) e outra obtida dos parâmetros de Hanna (1982).

### *Derivação Neutra de Degrazia*

O coeficiente de difusão vertical para uma camada limite sob condições neutras proposto por Degrazia et al. (2000) é construído a partir da teoria da difusão estatística de Taylor e pelo emprego do espectro de energia cinética turbulenta da CLP dominada pelo cisalhamento. Assim, obtemos o coeficiente de difusão vertical neutro ou estável:

$$K_w^{n+s} = \frac{0,4(1 + 3,7z/\Lambda)^{1/3} u_* z}{\left[ 1 + 15 f_c z / (u_*)_0 + 3,7 \frac{z}{\Lambda} \right]^{4/3}} \quad (51)$$

Onde  $z$  é uma altura acima do solo,  $\Lambda$  é o comprimento de Monin-Obukhov local,  $f_c$  é o parâmetro de Coriolis e  $(u_*)_0$  é a velocidade de fricção à superfície. Para obtermos um coeficiente em condições somente neutras, é necessário obtermos da equação anterior, o limite para o comprimento de Monin-Obukhov tendendo ao infinito,  $L \rightarrow \infty$ , sabendo que  $\Lambda = L (1-z/h)^{(5/4)}$  (NIEUWSTADT, 1984). Desta forma obtemos o coeficiente de difusão neutro:

$$K_w^n = \frac{0,4(1 - z/h)^{0,85} (u_*)_0 z}{[1 + 15 f_c z / (u_*)_0]^{4/3}} \quad (52)$$

*Derivação neutra com base nos parâmetros de Hanna (Hanna)*

Para a derivação do coeficiente neutro baseada nos parâmetros de Hanna (1982), também é usada a Teoria Estatística de Taylor. Diferentemente do caso convectivo, para o caso neutro Hanna apresenta uma única fórmula da variância de velocidade para toda a camada limite:

$$\left( \frac{\sigma_w}{u_*} \right)^2 = \left[ 1,3 \exp\left( - \frac{2 f_c z}{u_*} \right) \right]^2 \quad (53)$$

E também apenas uma equação para a escala de tempo lagrangeana:

$$T_L = \frac{0,5z / \sigma_w}{1 + 15 f_c z / u_*} \quad (54)$$

Assim, após algumas operações simples, obtemos, do produto entre a variância de velocidade e a escala de tempo lagrangeana, o coeficiente de difusão neutro com base nos parâmetros de Hanna:

$$K_w^n = 0,65 \frac{\left[ \exp\left(\frac{-2f_c z}{u_*}\right) \right] z u_*}{\left( 1 + 15 \frac{f_c z}{u_*} \right)} \quad (55)$$

### 3.5 Modelo de estimativa de concentração superficial de contaminantes

Neste item é apresentada a ferramenta principal para o desenvolvimento do trabalho: o modelo que simulará a concentração de poluentes na superfície. Como serão empregados os coeficientes acima descritos, os resultados das simulações serão confrontados com os dados observados, afim de que se verifique qual das formulações obteve melhor desempenho.

Aqui, usou-se um Modelo Euleriano de Dispersão, de acordo com Moreira et al. (1999), que necessita, como dados de entrada, de 4 fatores:  $Q$  (Taxa de Emissão da Fonte) e  $h_s$  (Altura da Fonte) – no estudo em questão usou-se os dados dos experimentos de Copenhagen e de Praire Grass –, Campo de Vento Médio e o  $K$  (Coeficiente de Difusão Turbulento). O modelo tem como base a equação de difusão-advectação, que é derivada da parametrização dos fluxos turbulentos na equação da continuidade, empregando o modelo de transporte por gradiente ou teoria  $K$  (VILHENA ET AL.,

1998; MOREIRA ET AL., 1999). Abaixo, as equações (soluções resultantes da equação de difusão-advecção) para a estimativa da concentração superficial integrada na direção do escoamento:

$$\overline{c_n^y}(x, z) = \sum_{j=1}^8 A_j \frac{P_j}{x} \left( A_n e^{-\left(\sqrt{\frac{P_j U_n}{x K_n}}\right) z} + B_n e^{\left(\sqrt{\frac{P_j U_n}{x K_n}}\right) z} \right) \quad (56)$$

$$\overline{c_n^y}(x, z) = \sum_{j=1}^8 A_j \frac{P_j}{x} \left[ A_n e^{-\left(\sqrt{\frac{P_j U_n}{x K_n}}\right) z} + B_n e^{\left(\sqrt{\frac{P_j U_n}{x K_n}}\right) z} + \frac{1}{2} \frac{Q}{\sqrt{\frac{P_j K_n U_n}{x}}} \left( e^{-\left(z-h_s\right)\left(\sqrt{\frac{P_j U_n}{x K_n}}\right)} - e^{\left(z-h_s\right)\left(\sqrt{\frac{P_j U_n}{x K_n}}\right)} \right) \right] \quad (57)$$

A solução (56) é válida para CLPs que não contém a fonte de contaminantes. Por outro lado, a solução (57) pode ser usada para estimar o campo de concentração na camada que contém a fonte de contaminantes. Estas soluções são válidas

somente para  $x > 0$ , uma vez que o esquema de quadratura da inversão de Laplace, usado na resolução da equação, não funciona para  $x = 0$ .  $A_j$  e  $P_j$  são os pesos e as raízes do esquema de quadratura Gaussiana, respectivamente, e são tabulados (STROUD; SECREST, 1966). Assim, para a simulação da concentração integrada lateralmente ao nível do solo (equações 56 e 57) necessita-se como dado de entrada:  $h_s$ ,  $Q$ , perfil vertical de  $U$  e do  $K$ .

### 3.5.1 Parametrização do Perfil de Vento Médio

O perfil de vento usado nas Eqs. (56) e (57) é parametrizado seguindo a Teoria de Similaridade de Monin-Obukhov e o modelo OML (BERKOWICZ ET AL., 1986):

$$U = \frac{u_*}{\kappa} \left[ \ln(z/z_0) - \Psi_m(z/L) + \Psi_m(z_0/L) \right] \quad \text{se } z \leq z_b \quad (58)$$

$$U = U(z_b) \quad \text{se } z \leq z_b \quad (59)$$

onde  $z_b = \min[|L|, 0.1z_i]$ , e  $\Psi_m$  é a função de estabilidade dada por (PAULSEN, 1975):

$$\Psi_m = 2 \ln \left[ \frac{1+A}{2} \right] + \ln \left[ \frac{1+A^2}{2} \right] - 2 \tan^{-1}(A) + \frac{\pi}{2} \quad (60)$$

com

$$A = (1 - 16z / L)^{1/4} \quad (61)$$

Sendo  $\kappa = 0,4$  a constante de Von Karman,  $u_*$  velocidade de fricção,  $z_0$  é o comprimento de rugosidade aerodinâmico e  $L$  é o comprimento de Monin-Obukhov na camada superficial.

### 3.6 Dados de concentração dos experimentos

As estimativas de concentração superficial gerada pelo modelo descrito acima (eqs. 56 e 57), empregando os diferentes coeficientes de difusão (item 4), serão comparados com os dados observados em dois experimentos, brevemente discutidos a seguir.

#### 3.6.1 Experimento de Copenhagen

O experimento de Copenhagen foi realizado em 1978 e 1979 e é considerado um dos mais importantes no estudo da dispersão de poluentes. O traçador usado no experimento foi o sulfurhexafluorídrico ( $\text{SF}_6$ ), liberado de uma torre de 115 metros de altura. Os coletores tinham de 2 a 3 metros de altura, eram posicionados em arcos distantes 2 a 6 km da fonte de liberação, como mostra a Fig. 3. A concentração foi medida em três intervalos consecutivos de

20 minutos, totalizando 1 hora de tempo de amostra. O local era principalmente residencial, com um comprimento de rugosidade de 0,6 metros. No total foram dez dias de medições, entre 1978 e 1979. As medições meteorológicas executadas durante os experimentos incluíam medidas padrão ao longo da torre da liberação do traçador, assim como as flutuações tridimensionais da velocidade do vento na altura da liberação. A Tabela 1 resume as condições micrometeorológicas nos dias do experimento. Observa-se que no primeiro dia, alguns parâmetros não puderam ser computados.

Tabela 1. Dados do experimento de Copenhagen.  $L$  é o comprimento de Monin-Obukhov,  $u^*$  é a velocidade de fricção,  $\sigma_w$  é a componente vertical do desvio padrão da velocidade e  $Z_i$  é a altura da camada.

Data do Experimento	$L$ (m)	$u^*$ (m/s)	$\sigma_w$ (m/s)	$Z_i$ (m)
14/09/1978	-	-	0,68	-
20/09/1978	-37	0,36	0,83	1980
26/09/1978	-292	0,73	1,07	1920
19/10/1978	-71	0,38	0,68	1120
03/11/1978	-133	0,38	0,47	390
09/11/1978	-444	0,45	0,71	820
30/04/1979	-432	1,05	1,33	1300
27/06/1979	-104	0,64	0,87	1850
06/07/1979	-56	0,69	0,72	810
19/07/1979	-289	0,75	0,98	2090

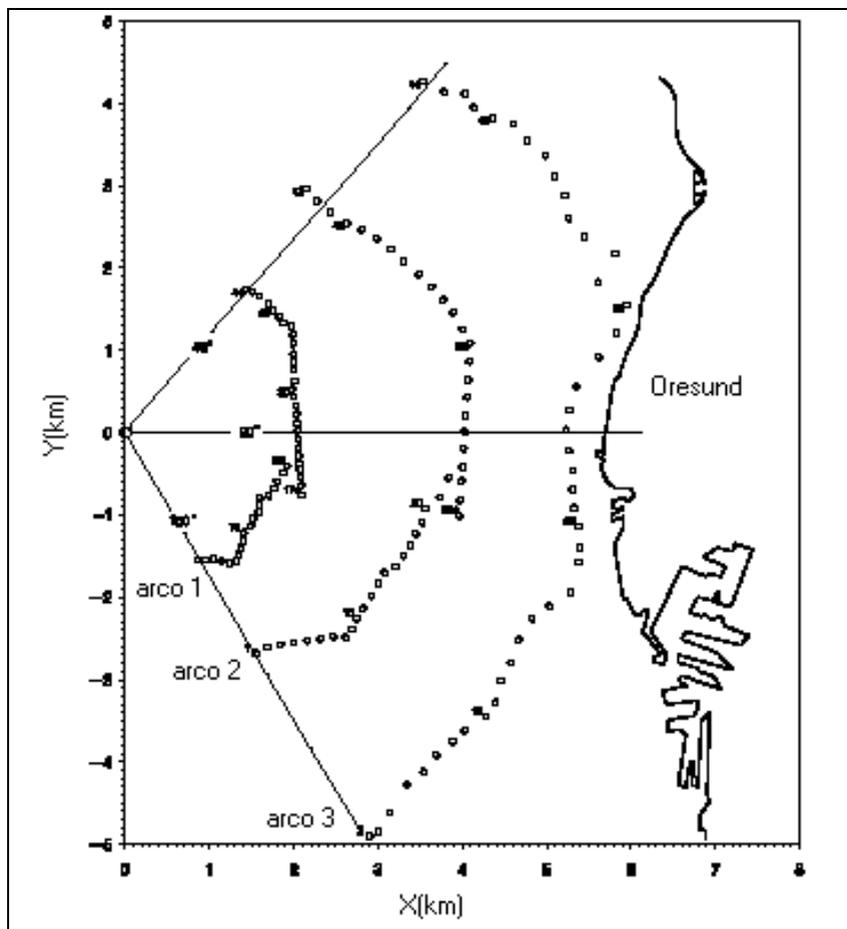


Figura 4. Experimento de Copenhagen. O eixo X progredindo para o leste e o eixo Y progredindo para o Norte. As posições dos coletores são indicadas pelos círculos. O traçador foi liberado da posição  $(x,y)=(0,0)$ . Fonte: GRYNING; LYCK (2002).

### **3.6.2 Experimento de Praire Grass**

O experimento de dispersão de Prairie Grass foi realizado em O'Neill, Nebraska no ano de 1956. Neste experimento de campo o traçador dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), foi liberado em uma altura de 0,5 metros e amostrado em arcos concêntricos em distâncias de 50, 100, 200, 400 e 800 metros. Para cada distância, a distribuição de concentração foi medida ao longo dos arcos. Nas distâncias de 50, 100, 200 e 400m as medidas foram realizadas por amostradores espaçados em intervalos de 2 graus, enquanto na distância de 800m o espaçamento entre os amostradores foi de 1 grau.

Da distribuição de concentração observada foi possível calcular a concentração integrada lateralmente. O terreno onde ocorreu o experimento Prairie Grass é bastante plano, com um comprimento de rugosidade da ordem de 0,6cm (BARAD; HAUGEN,1959).

### **3.7 Estimativas de concentração superficial**

Aqui são apresentados os resultados das simulações de acordo com o modelo de concentração (Eq. 57), empregando as diferentes formulações de coeficiente de difusão. Primeiramente, são apresentados os resultados para cada formulação e depois serão comparados os resultados entre as melhores formulações de cada derivação de coeficiente. A verificação da precisão do modelo será feita por meio de

comparação com os dados dos experimentos, empregando os seguintes índices estatísticos (HANNA, 1989), onde  $C_o$  é a concentração observada e  $C_p$  a concentração prevista:

*Erro quadrático médio normalizado (EQMN):*

$$(EQMN) = \frac{\overline{(C_o - C_p)^2}}{C_o C_p}$$

Quanto mais próximo de zero, melhor a estimativa.

*Coefficiente de Correlação (R):*

$$R = \frac{\overline{(C_o - \bar{C}_o)(C_p - \bar{C}_p)}}{\sigma_o \sigma_p}$$

Quanto mais próximo de 1, melhor a estimativa.

*Fator de Dois (Fa2):*

$$Fa2 = C_p / C_o$$

Valores devem ficar entre 0,5 e 2,0, sendo 1,0 o valor representativo da estimativa perfeita.

*Desvio Fracional (df):*

$$df = \frac{\overline{C_0} - \overline{C_p}}{0,5(\overline{C_0} + \overline{C_p})}$$

Quanto mais próximo de zero, melhor a estimativa.

*Desvio Fracional Padrão (dfp):*

$$dfp = 2 \frac{\sigma_0 - \sigma_p}{\sigma_0 + \sigma_p}$$

Quanto mais próximo de zero, melhor a estimativa.

### **3.7.1 Camada Convectiva**

Aqui são apresentados os resultados das simulações convectivas. A Tabela 2 mostra a comparação entre as simulações do modelo de concentração empregando a formulação de H&M para diferentes valores de  $R_c$  e os dados observados no experimento de Copenhagen.

Observa-se que com exceção da formulação de coeficiente que emprega  $R_c=-1$ , ou seja, quando o fluxo de entranhamento é negativo e de mesma magnitude do fluxo ascendente da superfície, pode-se observar que os

resultados da formulação convectiva de H&M são satisfatórios.

Tabela 2. Desempenho das estimativas usando a derivação convectiva de H&M para diferentes valores de  $R_c$ .

	EQMN	R	fa2	Df	dfp
$R_c=-1,0$	0,32	0,734	0,870	-0,201	-0,460
$R_c=-0,5$	0,04	0,922	1,000	0,022	0,055
$R_c=0,0$	0,05	0,926	1,000	0,067	0,120
$R_c=0,5$	0,05	0,929	1,000	0,093	0,151
$R_c=1,0$	0,06	0,930	1,000	0,112	0,170

Pode-se dizer que  $R_c=-1$  significa que o fluxo de entranhamento é o mesmo fluxo de superfície. Desta forma, é ignorada a zona de entranhamento, o que explica a grande taxa de erros deste modelo considerando esta hipótese. Por outro lado, o modelo que melhor simulou, embora com resultado bastante parecido com os outros, foi o  $K_c$  com  $R_c=-0,5$ . Isto significa que o melhor modelo é aquele que considera a existência de um fluxo ascendente (com a metade da magnitude do fluxo ascendente da superfície) dentro da zona de entranhamento. Também podemos interpretar este resultado considerando que o fluxo de superfície, ao entrar na zona de entranhamento, tem sua intensidade diminuída, mas não interrompida.

A Tabela 3 apresenta os resultados das simulações usando as derivações convectivas de Degrazia em comparação com os dados de Copenhagen.

Nota-se a esperada semelhança dos resultados, dada a semelhança das formulações. Contudo, pode-se considerar que a formulação de acordo com as Eqs. 37 e 38a obteve resultados ligeiramente melhores.

Tabela 3. Desempenho das estimativas usando as diferentes versões da derivação convectiva de Degrazia.

	EQMN	R	fa2	df	dfp
Eq. 41	0,04	0,923	1,000	0,017	0,131
Eqs. 37 e 38	0,05	0,923	1,000	0,039	0,136
Eq. 37 e 38a	0,04	0,922	1,000	0,023	0,128

Abaixo, o desempenho das formulações convectivas com base nos parâmetros de Hanna em comparação com os dados de Copenhagen.

Tabela 4. Desempenho do modelo empregando as formulações com base nos parâmetros convectivos de Hanna em comparação com os dados de Copenhagen.

	EQMN	R	fa2	df	dfp
Eqs. 46, 47	0,05	0,917	1,000	-0,039	0,061
Eqs. 48, 49 e 50	0,05	0,916	1,000	-0,054	0,067

Primeiramente, salienta-se a boa precisão das estimativas. Haja vista que as derivações convectivas de Hanna diferem – e pouco – apenas na camada mais baixa, a grande semelhança entre os resultados era esperada.

Uma alternativa para se verificar uma maior diferença entre os resultados é a simulação empregando estas duas formulações para o caso de uma fonte baixa (ao contrário do experimento de Copenhagen, cuja fonte tem 115m de altura), pois o que difere as formulações é que o modelo de 3 camadas possui uma equação exclusiva para a camada superficial. Assim, foram comparadas as estimativas de acordo com estas formulações e os dados do experimento de Praire Grass.

A Tabela 5 apresenta o desempenho das formulações com relação a este experimento.

Tabela 5. Desempenho do modelo empregando as formulações com base nos parâmetros convectivos de Hanna em comparação com os dados de Praire Grass.

	EQMN	R	fa2	df	dfp
<i>Eqs. 46, 47</i>	<i>0,31</i>	<i>0,942</i>	<i>0,710</i>	<i>0,145</i>	<i>0,473</i>
<i>Eqs. 48, 49 e 50</i>	<i>0,16</i>	<i>0,958</i>	<i>0,700</i>	<i>-0,006</i>	<i>0,326</i>

O modelo euleriano de dispersão de poluentes usado aqui se aplica melhor nas estimativas de concentração considerando fontes altas. Desta forma, a piora nos resultados das simulações da concentração comparando a

Tabela 5 com a Tabela 4 era esperada. Contudo, o objetivo de se confrontar os dados simulados com os dados do experimento de Praire Grass é unicamente a comparação entre as formulações convectivas de Hanna.

Podemos notar, como esperado, que a formulação que detalha mais a camada mais baixa da CLP, ou seja, o modelo que usa as equações 48, 49 e 50 obteve melhores resultados. Entretanto, outro fator a se analisar é o tempo de execução do modelo. Empiricamente, pode-se determinar que o modelo de 3 equações (camadas) é mais custoso – em termos numéricos – que o de 2 camadas, e sendo a diferença entre eles desprezível para o caso de fonte alta, não se comete erro grave em se optar pela formulação mais simples como a mais adequada.

### **3.7.1.1 Comparação entre as formulações convectivas de melhor desempenho**

Aqui são comparados os resultados entre as formulações convectivas de melhor desempenho de cada autor, em comparação das simulações com o experimento de Copenhagen.

São analisadas as simulações empregando as seguintes formulações: H&M (com  $R_c = -0,5$ ); Degrazia (Eqs. 37 e 38a) e Hanna (2 camadas). Na Figura 4, é exibido o confronto dos resultados das simulações com os dados observados no experimento de Copenhagen.

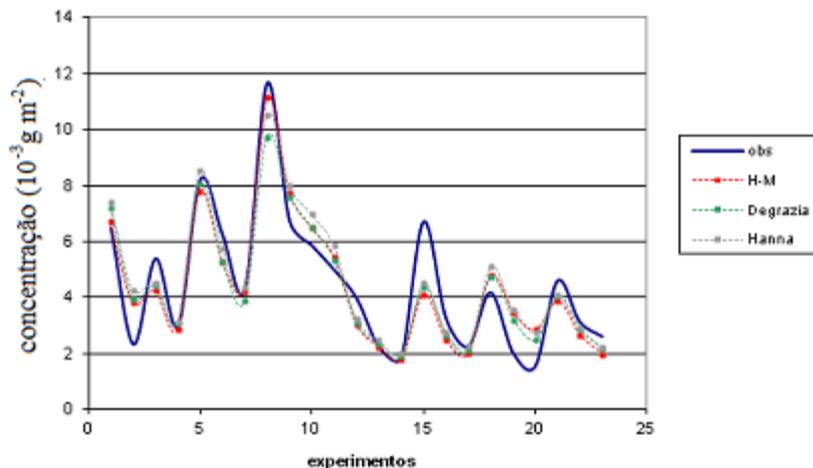


Figura 5. Simulações do modelo de concentração de acordo com as formulações convectivas (tracejados) e os dados observados do experimento de Copenhagen.

Pela figura acima nota-se boa estimativa do modelo usando as diferentes formulações convectivas. A comparação entre os desempenhos é mais precisamente observada revisando os índices estatísticos, conforme a tabela abaixo.

Tabela 6. Comparação entre as formulações convectivas de melhor desempenho e os dados de Copenhagen.

	EQMN	R	fa2	df	dfp
H&M	0,04	0,922	1,000	0,022	0,055
Degrazia	0,04	0,922	1,000	0,023	0,128
Hanna	0,05	0,917	1,000	-0,039	0,061

Pela Tabela 6 observa-se que apesar das formulações de coeficientes convectivos serem obtidas por diferentes metodologias, os resultados são muito similares. Pode-se considerar, facilmente, que todos os resultados são satisfatórios, podendo ser empregados no modelo de concentração superficial de contaminantes. Contudo, nota-se que a formulação de H&M – que considera a existência de um fluxo ascendente na zona de entranhamento de magnitude igual à metade da magnitude da corrente ascendente da superfície – apresentou, no geral, resultados levemente superiores as demais.

### **3.7.2 Camada Neutra**

Os resultados da estimativa de concentração superficial do modelo de dispersão empregando as formulações de coeficientes de difusão de Degrazia e de Hanna para uma CLP em condições neutras foram comparados com as amostras menos convectivas do experimento de Copenhagen.

Para se identificar quais experimentos eram menos convectivos, isto é, mais neutros, usou-se o seguinte parâmetro de estabilidade:  $z_i/|L| \leq 7$ . Esta situação foi verificada em 4 dias do experimento, totalizando 9 amostras. Análoga a Fig. 4, a Fig. 5 mostra a comparação entre as simulações empregando os coeficientes neutros e os dados

observados nos dias mais neutros do experimento de Copenhagen.

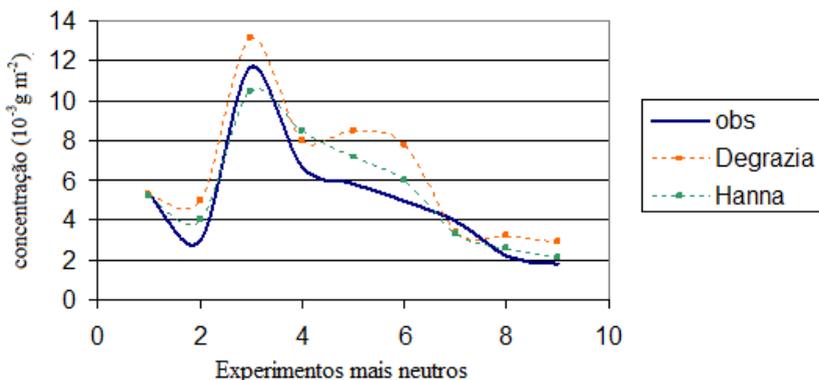


Figura 6. Simulações do modelo de concentração de acordo com as formulações neutras (tracejados) e os dados mais neutros do experimento de Copenhagen.

De acordo com a figura acima, observa-se uma leve superestimação dos resultados por parte de ambas simulações. Isto pode ser explicado pelo fato de que escolhemos um certo limite para considerarmos um caso neutro ou não; limite este que, obviamente, insere um erro na comparação com os dados, pois compara simulações neutras com dados quase neutros. Mesmo assim, pode-se considerar o resultado como satisfatório.

Por serem poucos casos, não é conveniente submeter os dados simulados aos índices estatísticos. Na Tabela 7, são apresentados os resultados das simulações e os dados

observados nos dias em condições mais neutras do experimento de Copenhagen. Nota-se que, com exceção do experimento 3, ambas simulações subestimam ou superestimam nas mesmas ocasiões. Observa-se que no geral os resultados das simulações não diferem consideravelmente entre si.

Tabela 7. Dados observados dos experimentos mais neutros e as simulações com os coeficientes neutros.

Experimento em condição quase neutra	Dados observados (Copenhagen)	Degrazia	Hanna
1	5,38	5,26	5,17
2	2,95	4,96	4,03
3	11,66	13,17	10,45
4	6,72	8,02	8,49
5	5,84	8,53	7,14
6	4,97	7,81	5,94
7	3,96	3,35	3,34
8	2,22	3,24	2,56
9	1,83	2,88	2,09

### 3.8 Considerações Finais

A poluição atmosférica tende a afetar diretamente a vida das pessoas, seja por questões de saúde pública ou alterações no microclima. Por isso, a estimativa da concentração superficial de contaminantes é importante na

análise do impacto ambiental provocado por fontes poluidoras (chaminés) na baixa atmosfera. Como consequência, a simulação da concentração superficial de contaminantes tem sido um dos principais objetivos dos cientistas que trabalham com micrometeorologia. A equação da difusão-advectação tem sido bastante aplicada nos modelos que simulam o campo de concentração médio na superfície. Esta equação emprega coeficientes de difusão turbulentos, que são funções do tipo de turbulência.

No presente capítulo, pode-se observar o comportamento dos coeficientes de difusão e sua influência no resultado das simulações da concentração superficial de contaminantes liberados por fontes pontuais contínuas. Neste caso, diferentes formulações de coeficiente de difusão convectivos e neutros foram testados pelo emprego de simulações do modelo euleriano de dispersão, cujos resultados foram confrontados com os dados do experimento de Copenhagen (fonte alta) e, em um caso, comparados com os dados de Praire Grass (fonte baixa). No total foram simuladas 14 estimativas. Primeiramente, as formulações de cada autor, através dos resultados simulados, foram comparadas entre si. Depois, as formulações de melhor desempenho de cada autor foram comparadas para se verificar qual derivação obteve melhor resultado na estimativa da concentração superficial.

Simulou-se a concentração superficial empregando a derivação de coeficiente de difusão convectivo de Hostlag e

Moeng (H&M) usando cinco valores diferentes de  $R_c$ . Observou-se um comportamento muito bom para  $R_c \geq -0,5$ , e um comportamento ruim para  $R_c = -1$ . No final, a melhor formulação de H&M é a que considera que existe um fluxo de entranhamento com magnitude igual a metade do fluxo ascendente da superfície.

Foram simuladas três estimativas usando as formulações de coeficiente convectivo de Degrazia, sendo todos os resultados muito bons e similares, com pequena vantagem para o modelo que empregou a formulação usando uma taxa de dissipação constante e igual a 0,97.

Para os coeficientes de difusão convectivos baseados nos parâmetros de Hanna, foram realizadas quatro simulações. Estas simulações empregaram diferentes equações para diferentes regiões (camadas) da CLC. Desta maneira, simulou-se uma estimativa empregando a formulação de 3 e de 2 camadas. Primeiramente os resultados das simulações foram comparados com os dados de Copenhagen. Os resultados foram bons, mas como a diferença entre eles foi desprezível, foram simulados novamente e os resultados comparados com os dados do experimento de Praire Grass por ser de fonte baixa. Assim, pôde-se verificar que o modelo de 3 camadas obteve resultados melhores no caso de um experimento de fonte baixa. Contudo, tal formulação de 3 camadas tende a tornar o modelo numericamente mais custoso.

As simulações usando os coeficientes convectivos de melhor desempenho de cada autor foram comparadas, onde pode-se verificar que, mesmo com formulações diferentes, os resultados foram satisfatórios e similares – com leve prevalência para a derivação de H&M. Desta forma, é possível afirmar que as formulações de coeficiente de difusão convectivos dos três autores geraram bons resultados e pode ser empregada para simular o campo de concentração superficial de contaminantes.

Para a simulação da concentração em uma Camada Limite em condições neutras foram simulados dois modelos, um empregando uma formulação de Degrazia e outra baseada nos parâmetros de Hanna. Em geral, os resultados simulados por ambos modelos superestimaram os dados observados, mas mesmo assim, ambas formulações reproduziram de um modo adequado as concentrações superficiais medidas.

Desta forma, dados os resultados aqui apresentados, pode-se concluir que os coeficientes de difusão discutidos neste capítulo podem ser empregados em modelos operacionais que avaliam a qualidade do ar. Como consideração final, espera-se que este estudo contribua na literatura de simulação e análise do campo de concentração superficial de contaminantes.

### 3.9 Referências Bibliográficas

ACEVEDO, O.C.; COSTA, F.D.; DEGRAZIA, G.A. The coupling state of an idealized stable boundary layer. **Boundary-Layer Meteorology**. v. 145. p. 211–228. 2012.

ARYA, S.P.S. **Introduction to Micrometeorology**. Academic Press, New York. 1988. 307 p.

ARYA, S. P. S. **Air Pollution Meteorology and Dispersion**. Oxford University Press, New York. 1999. 320 p.

BARAD, M.L.; HAUGEN, D.A. A preliminary evaluation of Sutton's hypothesis for diffusion from a continuous point source. **Journal of Atmospheric Sciences**., v.16, p.12-20. 1959.

BATCHELOR, G.K. The role of big eddies in homogeneous turbulence. **Proceedings of Royal Meteorological Society**, A195. p. 513-532. 1949.

BERCOWICZ, R.R.; OLESEN, H.R.; TORP, U. The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, test and sensivity analysis in view of regulatory applications. In: Wispeleare, C., Schiermeirier, F. A., Gillani, N. V. (eds.). **Air Pollution modeling and its application**. Plenum Publishing Corporation, p. 453-480, 1986

BLACKADAR, A.K. The vertical distribution of wind and turbulent exchange in a neutral atmosphere. **Journal of Geophysical Research**, 67: 3095–3102. 1962

BOGO, H.; GÓMEZ, D.R.; REICH, S.L.; NEGRI, R.M.; SAN ROMÁN, E. Traffic pollution in a downtown site of Buenos Aires City. **Atmospheric Environment**, v. 35, p. 1717-1727. 2001.

CAMPOS VELHO, H.F. A preliminary model for growing of the convective boundary layer. **Ciência e Natura**, vol. Especial: 99–102. 2003

CAMPOS VELHO, H.F. Modelagem Matemática em Turbulência Atmosférica. **Notas em Matemática Aplicada**. V.48, p. 1-82. 2010.

CARVALHO, J.C.; RIZZA, U.; LOVATO, R.; DEGRAZIA, G.A.; MARQUES FILHO, E.P.; CAMPOS, C.R.J. Estimation of the Kolmogorov constant by large-eddy simulation in the stable PBL. **Physica A**. v. 388, p. 1500–1508. 2009.

CAUGHEY, S.J.; PALMER, S.G. Some aspects of turbulence structure through the depth of the convective boundary layer. **Quarterly Journal of Royal Meteorological Society**, v. 105, p. 811-827. 1979.

CHAMPAGNE, F.H.; FRIEHE, C.A.; LA RUE, J.C.; WYNGAARD, J. C. Flux measurements, flux estimation techniques, and fine-scale turbulence measurements in the unstable surface layer over land. **Journal of Atmospheric Sciences**, v.34, p.515-530. 1977.

CORRSIN, S. Estimates of the relations between eulerian and lagrangian scales in large Reynolds number turbulence. **Journal of Atmospheric Sciences**, v. 20, p. 115-119. 1963.

DEARDORFF, J.W. Numerical investigation of neutral and unstable planetary boundary layers. **Journal of Atmospheric Sciences**, v. 29, p. 91-115. 1972.

DEARDORFF, J.W. Stratocumulus-capped mixed layers derived from three-dimensional model. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 18, p. 495-527. 1980.

DEGRAZIA, G.A.; MORAES, O.L.L. A model for eddy diffusivity in a stable boundary layer. **Boundary-Layer Meteorology**, 58: 205–214. 1992.

DEGRAZIA, G.A.; RIZZA, U.; MANGIA, C.; TIRIBASSI, T. Validation of a new turbulent parameterization for dispersion models in convective conditions. **Boundary-Layer Meteorology**, 85: 243–254. 1997a.

DEGRAZIA, G.A., CAMPOS VELHO, H.F., CARVALHO, J.C. Nonlocal exchange coefficients for the convective boundary layer derived from spectral properties, **Beitrag zur Physik der Atmosphäre**, 70(1): 57-64. 1997b.

DEGRAZIA, G.A.; ANFOSSI, D.; CAMPOS VELHO, H.F.; FERRERO, E. A Lagrangian Decorrelation Time Scale In The Convective Boundary Layer. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 86, p. 525-534, 1998.

DEGRAZIA, G.A.; ANFOSSI, D.; CARVALHO, J.; MANGIA, C.; TIRABASSI, T.; CAMPOS VELHO, H. Turbulence parameterization for PBL dispersion models in all stability conditions. **Atmospheric Environment**, v.34, p.3575-3583. 2000.

DEGRAZIA, G.A.; MOREIRA, D.M.; NUNES, A.B.; CAMPOS, C.R.J.; PROCHNOW, A.R.; FONSECA, F.A. Comparação entre coeficientes de difusão derivados do espectro de energia turbulenta e coeficientes de difusão que dependem da razão entre os fluxos de entranhamento e os de superfície. **Ciência e Natura**, vol. Especial: 9–19. 2003.

DRIEDONKS, A.G.M.; TENNEKES, H. Entrainment effects in the well-mixed atmospheric boundary layer. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 30, p. 75-105. 1984.

GARRATT, J.R.; HESS, G.D. Neutrally stratified boundary layer. In: HOLTON, J.R; CURRY, J.A.; PYLE, J.A. (Org.). **Encyclopedia of Atmospheric Sciences**. New York: Academic Press, 2003. p. 262–271.

GOULART, A; DEGRAZIA, G.A.; RIZZA, U; ANFOSSI, D. A theoretical model for the study of convective turbulence decay and comparison with large-eddy simulation data. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 107, p. 143–155. 2003.

GREENHUT, G.K.; KHALSA, S.J.S. Convective elements in the marine atmospheric boundary layer. Part 1: Conditional sampling statistics. **Journal of Applied Climatology and Meteorology**, v. 26, p. 813-822. 1987.

GRYNING, S.E.; LYCK, E. **The Copenhagen Tracer Experiments: Reporting of Measurements**. Riso National Laboratory, Roskilde, 2002. 75 p.

HANNA, S. R Lagrangian and Eulerian timescale in the day time boundary layer. **Journal of Applied Meteorology**, v. 20, p. 242-249. 1981.

HANNA, S.R. Applications in air pollution modeling. In: NIEUWSTADT, F.T.M.; VON DOP, H., (Eds.). **Atmospheric Turbulence and Air Pollution Modeling**. Dordrecht: D. Reidel Publishing. 1982. p. 275-310.

HANNA, S.R. Confidence limit for air quality models as estimated by bootstrap and jackknife resampling methods. **Atmospheric Environment**, v. 23, p. 1385-1395. 1989.

HINZE, J.O. **Turbulence**, McGraw-Hill (Ed). 1975. 790 p.

HOJSTRUP, J. Velocity spectra in the unstable boundary layer. **Journal of Atmospheric Sciences**, v.33, p.2152-2169. 1982.

HOLTSLAG, A.A.M.; MOENG, C.H.: Eddy diffusivity and countergradient transport in the convective boundary layer. **Journal of Atmospheric Sciences**, v.48, p.1690-1698. 1991.

HUNT, J.C.R.; KAIMAL, J.C.; GAYNOR, J.E. Eddy structure in the convective boundary layer – new measurements and new concepts. **Quarterly Journal of Royal Meteorological Society**, v. 114, p. 827-858. 1988.

KUO, H.L.; SUN, W.Y. Convection in the lower atmosphere and its effects. **Journal of Atmospheric Sciences**, v. 33, p. 21-40, 1976.

LUMLEY, J.L.; PANOFSKY, H.A. **The Structure of Atmospheric Turbulence**. Interscience Publishers. 1964. 239 p.

LYONS, W.A.; COLE, H.S. Fumigation and plume trapping on the shores of Lake Michigan during stable onshore flow. **Journal of Applied Meteorology**, v. 12, p. 494-510. 1973.

MASON, P.J.; THOMSON, D.J. Boundary Layers/Overview. In: HOLTON, J.R; CURRY, J.A.; PYLE, J.A. (Org.). **Encyclopedia of Atmospheric Sciences**. New York: Academic Press, 2003. p. 221-228.

MOENG, C-H.; SCHUMANN, U. Composite structure of plumes in stratus-topped boundary layers. **Journal of Atmospheric Sciences**, v.48. p. 2280-2291. 1991.

MORAES, O.L.L. Introdução. In: MORAES, O.L.L. **Meteorologia e Poluição Atmosférica: Teoria, Experimentos e Simulação**. Santa Maria: FACOS/UFSM. 2010. p. 9-16.

MOREIRA, D. M.; DEGRAZIA, G. A.; VILHENA, M. T. Dispersion from low sources in a convective boundary layer: An analytical model. **Il Nuovo Cimento**, v. 22C, N.5, p. 685-691. 1999.

MOREIRA, D.M.; DEGRAZIA, G.A.; VILHENA, M.T.; RIZZA, U.; MANGIA, C. Modelo Euleriano semi-analítico para a dispersão de contaminantes na Camada Limite Planetária.

In: DEGRAZIA, G.A.; CAMPOS, C.R.J.; VILHENA, M.T. **Tópicos Especiais em Física da Camada Limite Planetária e Modelagem de Processos de Dispersão**. Pelotas: UFPel, 2000. p. 83–93.

NIEUWSTADT, F.T.M. The turbulent structure of stable, nocturnal boundary layer. **Journal of Atmospheric Sciences**, v.41, p. 2202-2216, 1984.

NUNES, A.B.; DEGRAZIA, G.A.; CAMPOS, C.R.J.; MOREIRA, D.M.; FONSECA, J.F. Comparação entre coeficientes de difusão turbulentos válidos para uma camada limite convectiva. **Ciência e Natura**, v. esp. 65–68. 2003a.

NUNES, A.B.; DEGRAZIA, G.A.; CAMPOS, C.R.J.; MOREIRA, D.M.; FONSECA, J.F. Comparação entre coeficientes de difusão turbulentos válidos para uma camada limite neutra. **Ciência e Natura**, v. esp.: 61–64. 2003b.

NUNES, A.B.; CAMPOS VELHO, H. F.; SATYAMURTY, P. Nocturnal jet simulation under neutral conditions by theoretical model. **Ciência e Natura**, v. esp., p. 355-358, 2007.

NUNES, A.B.; CAMPOS VELHO, H.F.; SATYAMURTY, P.; DEGRAZIA, G.A.; GOULART, A.; RIZZA, U. Convective

boundary layer growth: analytical and numerical approaches. **Ciência e Natura**, v. 31. p. 25–28. 2009.

NUNES, A.B.; CAMPOS VELHO, H. F.; SATYAMURTY, P.; DEGRAZIA, G.; GOULART, A.; RIZZA, U. Morning Boundary-Layer Turbulent Kinetic Energy by Theoretical Models. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 134, p. 23-39, 2010.

NUNES, A.B.; DEGRAZIA, G.A.; CAMPOS, C.R.J.; MOREIRA, D.M. Turbulent eddy diffusivities for a planetary boundary layer generated by thermal and mechanical effects. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 31(4), p. 609-618, 2013.

OLESEN, H.R., LARSEN, S.E.; HOJSTRUP, J. Modeling velocity spectra in the lower part of the planetary boundary layer, **Boundary-Layer Meteorology**, v.29, p. 285-312. 1984.

PAULSEN, C. A. The mathematical representation of wind and temperature profiles in the unstable atmospheric surface layer. **Journal of Applied Meteorology**. v. 9, p. 857-861, 1975.

SILVEIRA, C.P.; CAMPOS, C.R.J.; MOREIRA, D.M.; DEGRAZIA, G.A. Influência do decaimento da turbulência convectiva no cálculo da concentração de contaminantes próximo à superfície. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20. p. 75–82. 2005.

SORBJAN, Z. Local Similarity of spectral and Coespectral Characteristics in Stable-Continuous **Boundary-Layer Meteorology**, v.35, p.257-275. 1986.

SORBJAN, Z. **Structure of the Atmospheric Boundary Layer**. Prentice Hall, NJ, 1989. 317 p.

SORBJAN, Z. Decay of convective turbulence revisited. **Boundary-Layer Meteorology**, v. 82, p. 501–515. 1997.

STROUD, A.H.; SECREST, D. **Gaussian Quadrature Formulas**. New Jersey: Prentice Hall, 1966. 374 p.

STULL, R.B. **An introduction to boundary layer meteorology**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1988. 666p.

SUTTON, O.G. **Micrometeorology**. McGraw-Hill, 1953. 333 p.

TAYLOR, G. I. Diffusion by continuous movements. **Proceedings of London Mathematical Society**. Series 2. v.20, p.196-211. 1921.

TENNEKES, H. A model for the dynamics of the inversion above a convective boundary layer. **Journal of Atmospheric Sciences**, v. 30, p. 558-581. 1973.

VILHENA, M.T.; RIZZA, U.; DEGRAZIA, G.A.; MANGIA, C.; MOREIRA, D.M.; TIRIBASSI, T. An Analytical Air Pollution Model: Development e Evaluation, **Contributions to Atmospheric Physics**, 71, 315-320. 1998.

VILHENA, M.T.; BUSKE, D.; DEGRAZIA, G.A.; QUADROS, R.S. An analytical model with temporal variable eddy diffusivity applied to contaminant dispersion in the atmospheric boundary layer. **Physica A**, 391, p. 2576–2584. 2012.

WARNER, J.; TELFORD, J. W. Some patterns of convection in the lower atmosphere. **Journal of Atmospheric Sciences**, 4, p. 313-318. 1963.



## **CAPÍTULO 4**

# **FILTRAGEM DE KALMAN APLICADA AO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR**

*Fabrício Pereira Härter*

*Haroldo Fraga de Campos Velho*

*Marco Antonio Chamon*

### **4.1 Introdução**

Fontes naturais e antropogênicas de poluição tem causado grande impacto no meio ambiente. Ao contrário das antropogênicas, as causas naturais, tais como erupções vulcânicas, não podem ser controladas pelo ser humano. Após a revolução industrial, tem havido um aumento na poluição atmosférica, tal que a poluição do ar nas grandes cidades tem se tornado um problema de saúde pública. Portanto, o atualmente monitoramento da qualidade do ar é extremamente importante (ZANNETTI, 1990).

Técnicas de Assimilação de Dados (AD) são utilizadas para melhorar a previsão de modelos matemáticos imprecisos, combinados com dados observacionais ruidosos, considerando-se o conhecimento estatístico dos erros de modelagem e de observação. O Filtro de Kalman (FK) representa o estado da arte em métodos de AD, sendo que

fornece uma resposta ótima quando aplicado a problemas lineares, cujos erros tem função de distribuição gaussiana.

Muller et al (1994), Nowosad et al. (2000), Härter e Campos Velho (2008), Cintra et al. (2010) e Furtado et al. (2011) tem testado o FK, tanto na sua versão linear como na estendida e adaptativa, em problemas de AD, com o modelo de Lorenz e com as Equações de Água Rasa 1D. Estes autores exploram diversas características do FK e mostram que este filtro tem excelentes resultados para observações bem amostrados no tempo e no espaço.

Zhang e Heemink (1997) aplicaram o FK e o métodos de Kriging (Interpolação Ótima) na equação de advecção-difusão 2D. Estes autores concluem que o método de Kriging apresenta bons resultados quando o número de observações é suficientemente bem amostrado (9 pontos de observação em uma grade de 41x41 pontos, assimilados a cada 11 passos de tempo). Entretanto, o FK é mais preciso, mesmo para um número menor de observações disponíveis para a assimilação (3 pontos de observação em uma grade de 41x41 pontos, assimilados a cada 11 passos de tempo). Contudo, o FK tem custo computacional bem maior do que o método de Kriging.

Neste capítulo, aplica-se o FK (estendido) à equação de advecção-difusão e apresenta-se alguns resultados da performance do filtro ao se variar o número de observações a serem assimiladas. A descrição matemática do modelo de difusão e do FK são apresentados nas seções 6.2 e 6.3,

respectivamente. Na seção 6.4, apresenta-se os experimentos numéricos e a seção 6.5 é reservada para as considerações finais.

## 4.2 Descrição do Modelo de Advecção-Difusão

Considerando escoamento médio na direção- $x$  e que a advecção é o mecanismo predominante para o transporte do poluente, a difusão pode ser descrita pela seguinte equação e condições de fronteira:

$$U \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial c}{\partial z} \right) \quad (1)$$

$$K_{zz} \frac{\partial c}{\partial z} = 0 \quad \text{for } z = 0 \text{ and } z = h$$

Onde  $c$  é a concentração do poluente,  $U$  é a velocidade média do vento,  $K_{zz}$  é o coeficiente de difusão turbulenta na vertical para a camada limite estável (DEGRAZIA E MORAES, 1992; CAMPOS VELHO, 1992),  $h$  é a altura da camada limite. A solução da equação diferencial parcial é aproximada pela equação em diferenças finitas (método de Euler explícito) para integração na direção- $x$  e o operador de difusão é aproximado por uma equação de diferenças centradas (HOFFMAN, 1993). Definindo-se  $d \equiv \Delta x / U \Delta z^2$  a Equação (1) em diferenças finitas é expressa por



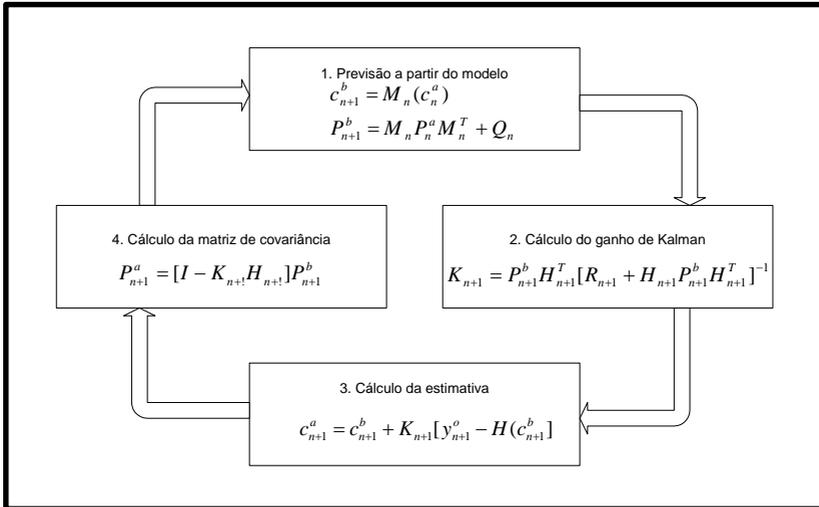


Figura 1 – Diagrama esquemático do FK

Seja o modelo de previsão, onde o subscrito  $n$  refere-se aos instantes de tempo

$$c_{n+1} = F_n c_n + \mu_n \quad (3)$$

onde  $F_n$  é uma descrição matemática do sistema e  $\mu_n$  é uma forçante estocástica (chamada ruído de modelagem dinâmica). O modelo de observação é representado por

$$z_n = H_n c_n + v_n \quad (4)$$

onde  $v_n$  é o ruído e  $H_n$  representa o sistema de observação. As hipóteses típicas de gaussianidade, média zero e

ortogonalidade para ruídos são adotadas. O estado  $\mathbf{c}_{n+1}$  é estimada através da recursão

$$\mathbf{c}_{n+1}^a = (\mathbf{I} - \mathbf{G}_{n+1} + \mathbf{H}_{n+1}) \mathbf{F}_n \mathbf{c}_n^a + \mathbf{G}_{n+1} \mathbf{z}_{n+1} \quad (5)$$

onde  $\mathbf{c}_{n+1}^a$  é o estimador de  $\mathbf{c}_{n+1}$ ,  $\mathbf{G}_n$  é o ganho do filtro de Kalman, que é escolhido de modo a minimizar a variância do erro de estimação  $J_{n+1}$ , onde

$$J_{n+1} = E\left\{(\mathbf{c}_{n+1}^a - \mathbf{c}_{n+1})^T (\mathbf{c}_{n+1}^a - \mathbf{c}_{n+1})\right\} \quad (6)$$

sendo  $E\{\cdot\}$  valor esperado. O Algoritmo do Filtro de Kalman é mostrado na Figura 1, onde  $\mathbf{Q}_n$  é a covariância de  $\mu_n$ ,  $\mathbf{P}_n^f$  é a covariância do erro de previsão,  $\mathbf{R}_n$  é a covariância de  $v_n$  e  $\mathbf{P}_n^a$  é a covariância do erro de estimação. A assimilação é feita através da amostragem:

$$\mathbf{r}(t + \Delta t_n) = \mathbf{r}_{n+1} = \mathbf{z}_{n+1} - \mathbf{z}_{n+1}^f = \mathbf{z}_{n+1} - \mathbf{H}_n \mathbf{c}_{n+1}^f. \quad (7)$$

#### 4.4 Experimentos Numéricos

Com o propósito de testar o esquema de inicialização anteriormente descrito, aplicou-se os seguinte parâmetros na Equação (2):  $\Delta x = 6$  m,  $\Delta z = 10$  m,  $U = 0.31$  ms<sup>-1</sup>,  $h = 400$

m. Para a matriz que representa o sistema de observação foi utilizado  $\mathbf{H}_n = \mathbf{I}$ , e as matrizes dos ruídos de modelagem e observação e utilizou-se,  $\mathbf{Q}_n = 0.5\mathbf{I}$ ,  $\mathbf{R}_n = 2\mathbf{I}$ , respectivamente, sendo  $\mathbf{I}$  a matriz identidade de ordem  $N_z = 41$ . O número de pontos na direção- $x$  é  $N_x = 2000$ . A verdade terrestre é dada pela Equação (2) somada a um ruído aleatório com função de distribuição gaussiana. O problema de difusão proposto simula uma pluma liberada na origem do sistema de coordenadas, conforme ilustrado na Figura 2. Esta condição é modelada pela função delta:

$$c(x, z) = Q \delta(z) \quad \text{for } x = 0. \quad (8)$$

Foram realizadas três classes de experimentos. Primeiramente, utilizou-se um grande número de sensores verticalmente na grade, variando-se a amostra de observações na direção- $x$ . Posteriormente, fixou-se a amostra de sensores na direção- $x$  e se distribui sensores uniformemente na vertical. Finalmente, investigou-se a performance do sistema de assimilação para diferentes arranjos de observações na grade vertical, ao passo que se manteve constante o número de sensores tanto na vertical como na direção- $x$ .

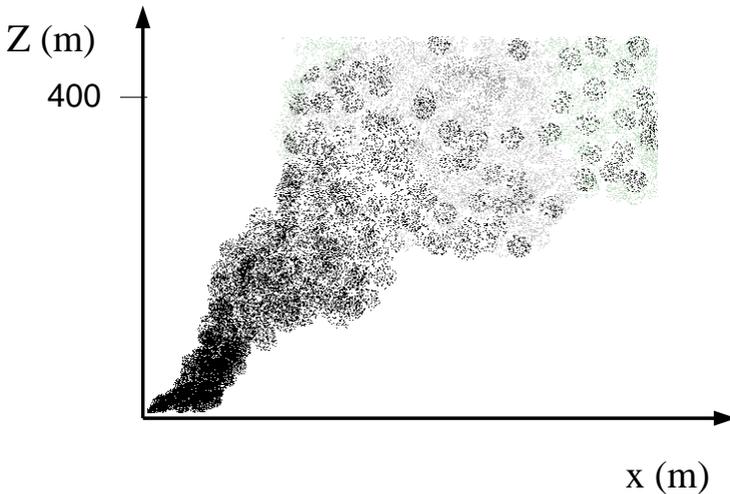


Figura 2 - Ilustração da Pluma

No primeiro caso, a performance do filtro foi analisado com relação ao número de pontos verticais com medidas e frequência das amostras. Realizou-se os seguintes experimentos: observações inseridas a cada,  $\Delta x$  (EXP1),  $100 \Delta x$  (EXP2),  $200 \Delta x$  (EXP3),  $300 \Delta x$  (EXP4),  $500 \Delta x$  (EXP5),  $700 \Delta x$  (EXP6) em todos os pontos verticais da grade ( $N_m = N_z$ ). Na Tabela 1 constam os erros para cada experimento e a Figura 3 mostra, respectivamente, as concentrações resultantes dos EXP3, EXP5, EXP6 em  $z = 150$  m. nas legendas das figuras, os símbolos CP, CO e CE, referem-se respectivamente a Concentração Preditada pelo modelo matemático, Observada e Estimada pelo FK. O erro é calculado por:

$$\text{error} = \frac{1}{N_x N_z} \sum_{n=1}^{N_x} \sum_{i=0}^{N_z} (\mathbf{c}_{i,n}^{\text{exact}} - \mathbf{c}_{i,n}^a)^2. \quad (9)$$

É evidente que a estimativa pelo FK é mais precisa quanto maior for a amostra de observações assimiladas. Contudo, o custo computacional pode-se tornar proibitivo para aplicações operacionais com modelos de equações primitivas.

Tabela 1: Erros para os experimentos EXP1 à EXP6.

Experimento	Frequência de Observações	Erro
1	$\Delta x$	0,328
2	100 $\Delta x$	7,236
3	200 $\Delta x$	11,880
4	300 $\Delta x$	13,877
5	500 $\Delta x$	21,627
6	700 $\Delta x$	31,779

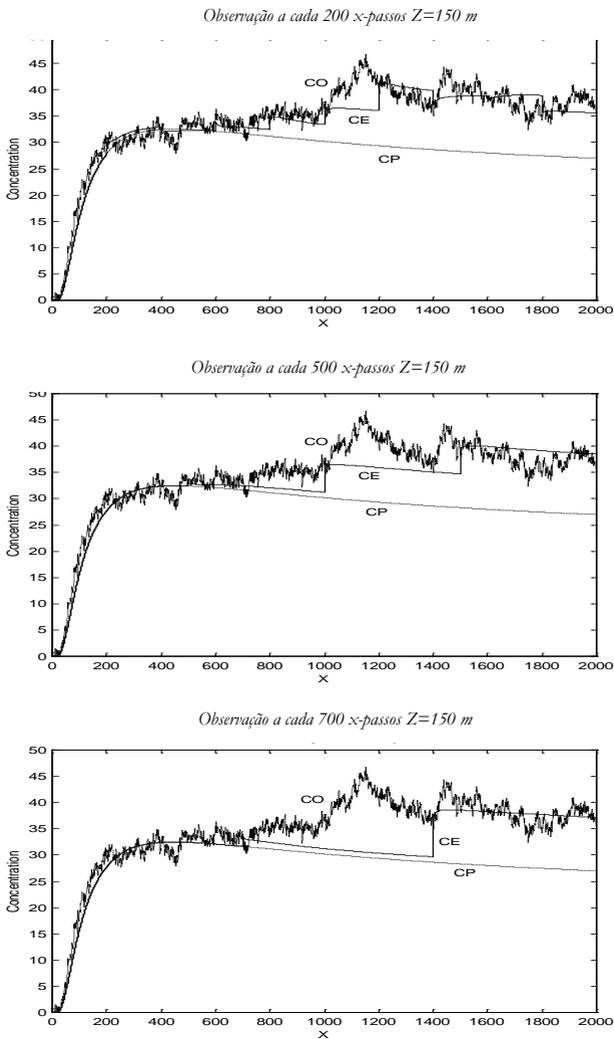


Figura 3 – Efeito da frequência de observações na assimilação pelo KF: EXP3, EXP5, EXP6 (de cima para baixo)

O processo de assimilação também foi analisado variando-se o número de observações na grade vertical do modelo. Nesta classe de experimentos, as observações foram amostradas a cada a cada  $100 \Delta x$ . No EXP7 aplicou-se  $N_m = 9$ , com observações nos seguintes pontos de grade:  $z = 0, 100, 150, 200, 250, 300$  e  $400$  m; no EXP9 utilizou-se  $N_m = 5$  para as seguintes pontos de grade na vertical:  $z = 0, 100, 200, 300$  e  $400$  m. A Figura 4 ilustra estes experimentos.

Da Tabela 2 e Figura 4, observa-se que o erro diminui à medida que o número de observações na grade vertical aumenta. Destaca-se que este resultado equivale a assimilação de observações uniformemente distribuídas.

No último conjunto de experimentos, objetiva-se avaliar a performance do filtro para diferentes arranjos de cinco observações ( $N_m = 5$ ) na grade vertical, inseridas a cada  $\Delta x$ . Considerou-se os seguintes arranjos: Grade-1: sensores uniformemente distribuídos (EXP10); Grade-2: sensores posicionados próximos a superfície em  $z = 0, 20, 40, 60$  e  $80$  m (EXP11); Grade-3: sensores posicionados próximos ao topo da camada limite em  $z = 320, 340, 360, 380$  e  $400$  m (EXP12). Na Tabela 3, apresentam-se os erros relativos a assimilação pelo FK para estes três diferentes arranjos.

Tabela 2 – Erro para quantidades distintas de sensores distribuídos na direção-z.

Experimento	Número de sensores na direção-z	Erro
7	$N_m = 9$	22,377
8	$N_m = 7$	44,650
9	$N_m = 5$	77,933

Tabela 3 – Erro para diferentes arranjos de observações na grade vertical.

Experimento	Tipo de grade	Erro
10	Grade-1	77,933
11	Grade-2	355,897
12	Grade-3	394,200

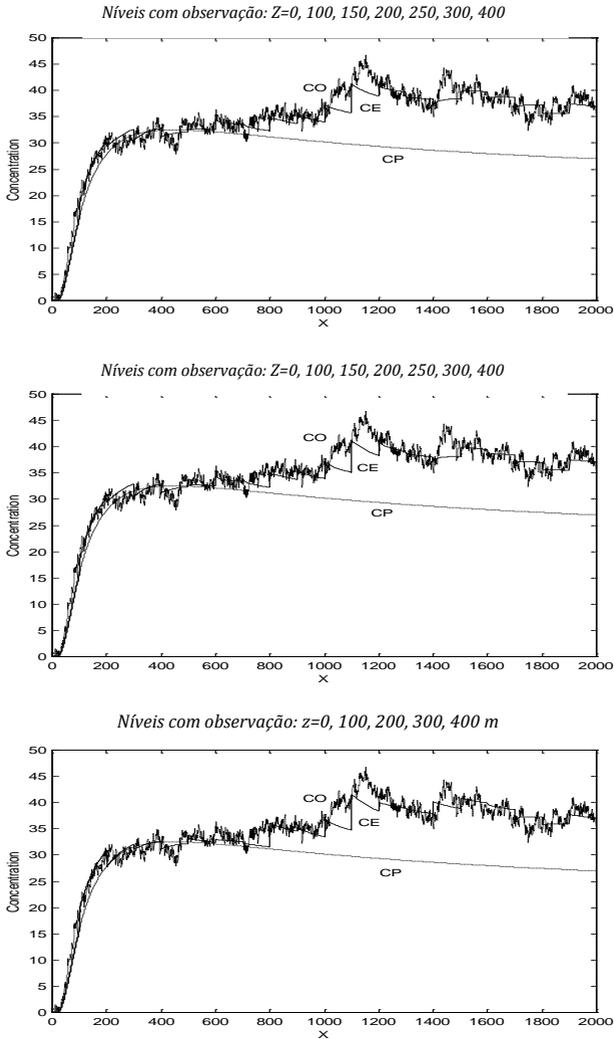


Figura 4 – Assimilação para diferentes amostras de observações:  $N_m = 9$ ,  $N_m = 7$ ,  $N_m = 5$  (de cima para baixo).

## 4.5 Considerações Finais

Neste trabalho, o filtro de Kalman é aplicado a assimilação de dados no contexto de dispersão de poluentes, modelada pela equação de advecção-difusão. Três classes de experimentos foram realizados para se avaliar o sistema.

Os resultados mostram que quanto maior a amostra de observações a serem assimiladas, melhor é a estimativa pelo filtro, tanto na direção-x com o na direção-z. Assimilações realizadas com observações uniformemente distribuídas na direção-z, apresentam melhores resultados do que outros arranjos de observações na direção-z, assimiladas com a mesma frequência na direção-x. Entretanto, o sistema mostra-se mais preciso ao se assimilar observações próximas a superfície do que no topo da camada limite, devido ao perfil do coeficiente de difusividade, que tem maior peso próximo ao solo. Estes resultados foram obtidos com observações sintéticas, portanto podem não se repetir em situações mais realísticas. Todavia, conclui-se que o filtro de Kalman é uma eficiente ferramenta para assimilação de dados em dispersão de poluentes.

#### 4.6 Referências bibliográficas

BENNETT, A.F. **Inverse Methods in Physical Oceanography**, Cambridge: University Press, 1992. 347p.

CAMPOS VELHO, H.F. **Matriz Não-Modal em Integração e Inicialização Num Modelo Barotrópico e Um Estudo Numérico da Dispersão Vertical Turbulenta**. 1992. 92 f. Tese (doutorado em Engenharia Mecânica), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, PROMEC, 1992.

CINTRA, R.S.C. ; CAMPOS VELHO, H. F. ; TODLING, R. . Redes Neurais Artificiais na Melhoria de Desempenho de Métodos de Assimilação de Dados: Filtro de Kalman. **TEMA. Tendências em Matemática Aplicada e Computacional**, v. 11, p. 29-39, 2010.

DALEY, R.A. **Atmospheric Data Analysis**, Cambridge University Press. 1991. 457p.

DEGRAZIA, G.A.; MORAES, O.L.L. A model for eddy diffusivity in a stable boundary layer. **Boundary-Layer Meteorology**, 58: 205–214. 1992.

FURTADO, H.C.M ; CAMPOS VELHO, H. F. ; MACAU, E.E.N. Neural networks for emulation variational method for data assimilation in nonlinear dynamics. **Journal of Physics. Conference Series (Online)**, v. 285, p. 012036, 2011.

HÄRTER, F.P.; CAMPOS VELHO, H. F. New Approach to Applying Neural Network in Nonlinear Dynamic Model. **Applied Mathematical Modelling**, v. 12, p. 1-25, 2008.

HOFFMAN, J.D. **Numerical Methods for Engineers and Scientists**, McGraw-Hill Inc., New York, EUA. 1993. 825p.

JAZWINSKI, A.H. **Stochastic Process and Filtering Theory**, Academic Press, New York. 1970.

MILLER, R.N.; Ghil, M.; Gauthiez, F. Advanced data assimilation in strongly nonlinear dynamical systems. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v. 51, p. 1037-1056. 1994.

NOWOSAD, A.G.; Rios Neto, A.; Campos Velho, H.F. Data Assimilation Using an Adaptive Kalman Filter and Laplace Transform, **Journal of Hybrid Methods in Engineering**, v. 2, p. 291-310. 2000.

ZANNETTI P. **Air Pollution Modeling**, Computational Mechanics Publications, UK. 1990.

ZHANG, X.F; HEEMINK A.W. Data Assimilation in Transport Models, **Applied Mathematical Modelling**, v. 21, p. 2-14. 1997.

## **CAPÍTULO 5**

### **A SAÚDE HUMANA E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS: BREVE RESENHA**

*Anderson Spohr Nedel*  
*Fábio Luiz Teixeira Gonçalves*

Este capítulo apresenta uma revisão bibliográfica de vários estudos realizados nas últimas décadas no mundo inteiro, e recentemente, no Brasil, sobre a influência (e importância) exercida pelas variáveis do ambiente – meteorológicas e poluição atmosférica, além do conforto térmico humano (ação conjunta de diversas variáveis meteorológicas) - sobre a saúde e o bem estar da população, afetando, dessa forma, o seu modo de vida. Em outras palavras, serão apresentados neste capítulo, de modo geral, os efeitos meteorotrópicos (das variáveis ambientais) sobre a sociedade (indivíduo ou população inteira).

#### **5.1 Visão Geral**

As primeiras hipóteses a respeito das influências exercidas pelo tempo e clima sobre os seres humanos datam do início do século Va.C. Hipócrates, conhecido como o pai da medicina, através de suas pesquisas associava, naquele

tempo, os efeitos da saúde do ser humano aos fatores ambientais. Segundo esse autor, muitas epidemias estavam relacionadas aos fatores climáticos. Dentre suas inúmeras obras está o tratado dos “*Ayres, Águas y Lugares*” (JONES, 1948). Um trecho do tratado é transcrito a seguir:

*[...] “Quem deseja estudar corretamente a ciência da medicina terá que proceder da seguinte maneira: Primeiramente, terá que considerar que efeitos podem produzir cada estação do ano, visto que as estações não são todas iguais. O seguinte ponto fala aproximadamente quanto aos ventos quentes e aos frios, especialmente aos universais, mas também aos que são peculiares a cada região. Ao chegar a uma cidade que não lhe seja conhecida, o doutor terá que examinar a posição do mesmo com respeito aos ventos e às saídas do sol, porque um aspecto norte, um aspecto sul, um leste e um do oeste têm seu próprio caráter individual” [...]*

Nos últimos anos, vários estudos têm sido realizados no mundo inteiro, verificando as influências do tempo e do clima sobre a saúde da população humana, mais especificamente, a influência exercida por certos tipos (“estados”) de tempo/variáveis meteorológicas sobre a morbidade e mortalidade respiratória. Além de considerar as influências naturais do ambiente, tais estudos também consideram as influências antropogênicas (causadas pelo homem), provocadas pela urbanização nas megacidades (TROMP, 1980, KALKSTEIN, 1993, KALKSTEIN & SMOYER, 1993, JAMASON et al, 1997, LECHA, 1998, KATSOUYANNI et

al., 1988, RUSTICUCCI et al, 2001, MAIA 2002, BRAUN 2002, MCMICHAELS et al., 1996; GONÇALVES et al., 2005; NASTOS; MATZARAKIS, 2006, KASSOMENOS et al, 2007; GONÇALVES et al, 2005 and 2007; DERRICK & SZYMANSK, 2008; MICHELOZZI et al, 2009; FERRARI et al, 2012; SHAMAN et al, 2010; HONDULA, et al, 2011; DAVIS et al, 2012 ).

Especial atenção começou a ser dada aos ambientes interiores (“*indoor*”) no início do *século XX*, motivados pelo advento do ar condicionado. A partir daí, estudos sobre a exposição ao clima (microclima) no interior das edificações começaram a ser realizados. À medida que passamos aproximadamente 90% de nossas vidas dentro de ambientes fechados (SUNDELL, 1999), torna-se fácil entender a enorme preocupação e tamanha importância dada em nossas vidas aos ambientes “*indoor*”. Aliado a essa preocupação, soma-se ainda o fato de, em muitos casos, a má qualidade do ar (consequência da contaminação) e da falta de ventilação adequada que existe nesses ambientes, tornando-o um fator determinante de nossa saúde e qualidade de vida (contaminação interna).

A qualidade do ar *indoor* desempenha um papel fundamental quando se considera a saúde pública. O ar em ambientes fechados é uma exposição que domina os seres humanos, e, além disso, mais da metade do ar que adentra no corpo humano durante seu tempo de vida é inalado em ambientes internos. Até por volta dos anos 1850, acreditava-se que a qualidade do ar *indoor* era o fator ambiental dominante sobre a sociedade, o que mudou a partir da

década de sessenta com a entrada em cena dos fatores ambientais externos (*outdoor*), que deram novo enfoque ao tema ambiental e atraíram a atenção do mundo, coincidentemente com o início da “2ª revolução industrial”. Atualmente, há grandes evidências de que a exposição *indoor* à má qualidade do ar, é a causa de excessivas taxas de morbidade (internações hospitalares) e mortalidade. Os efeitos provocados à saúde devido a essa exposição variam muito entre lugares e regiões do mundo (SUNDELL, 2004).

No que tange aos fatores umidade relativa do ar e taxa de ventilação em ambientes interiores, pesquisas em milhares de pessoas mostram que há uma forte associação entre a população que vive ou trabalha em ambientes (edifícios) úmidos e os efeitos causados à saúde (BORNEHAG, 2004). Tais estudos, realizados tanto em crianças como em adultos, mostraram incidência de tosse, alergia e asma, além de outros sintomas como cansaço, dor de cabeça, irritação e infecções nas vias aéreas, que estavam relacionados com a quantidade de umidade presente (interiores) nos edifícios. Com relação ao tema da ventilação, poucos estudos têm sido realizados, porém, sabe-se que a taxa de ventilação em ambientes internos tem sido diminuída, durante as últimas décadas, principalmente, nos países nórdicos e no oeste da Europa. Smith (2003) estudou a associação entre a taxa de ventilação dentro de residências e os efeitos provocados à saúde. Analisando a condensação sobre janelas de vidro encontrou que a ventilação inadequada constituiu-se como o principal fator de risco

para o aparecimento de tosse, asma e infecções respiratórias, além de aumento de alergias entre os moradores. Cardoso (2007) analisou a contribuição do tipo construtivo de residências (microclima de ambientes) para o aparecimento de complicações respiratórias em crianças recém-nascidas na cidade de São Paulo, através de medidas internas de temperatura do ar e umidade relativa do ar. Posteriormente, efetuou a comparação destas variáveis com os diagnósticos médicos. Os resultados mostraram um aumento significativo na incidência, em crianças, de doenças respiratórias do trato aéreo inferior (IVAI), associado com a variação da temperatura interna do domicílio (dormitório da criança). O estudo também mostrou que domicílios com estruturas construtivas leves não protegiam seus moradores da variação do clima externo e dessa forma as crianças eram frequentemente influenciadas por problemas respiratórios. Também no âmbito dos ambientes internos, Nafstad (2005), relacionou a exposição de crianças e o clima “indoor”, investigando uma possível associação entre problemas respiratórios (nesses ambientes) de crianças entre três e cinco anos de idade, (em creches) e a exposição a ambientes “possivelmente muito úmidos”. Das 175 creches analisadas no estudo, 51% apresentavam algum problema de umidade no seu interior (infiltração do teto ou paredes, vazamento de água), porém, essa relação não foi muito clara (evidente). Com vistas ao ambiente “*outdoor*”, Lecha (1998), realizou uma classificação climática para Cuba (clima tropical-úmido) de diversos tipos diários de tempo. Encontrou 18 diferentes

combinações e as relacionou com a ocorrência de doenças respiratórias. Os resultados mostraram relações significantes entre doenças cardiovasculares e neurológicas com a ocorrência de *stress* por calor, enquanto que, dias frios e muito frios foram relacionados com o aumento de asma brônquica, em adultos e crianças. Ainda segundo o autor, “o aparecimento de reações meteoropatológicas na população poderia ser explicado pelo padrão diário de variação dos tipos de tempo” encontrados na ilha.

## 5.2 O Conforto térmico humano

As aceitabilidades térmicas em determinado ambiente e a sensação de conforto ou desconforto estão relacionadas à produção de calor pelo metabolismo do corpo e a sua transferência ao ambiente, a fim manter o balanço energético corporal (equilíbrio térmico). Esse calor é influenciado por fatores ambientais como, a temperatura do ar, radiação térmica, umidade do ar e velocidade do ar. Também são importantes para se analisar o conforto térmico humano os fatores pessoais: tipo de atividade física e tipo de vestimenta (ASHRAE, 1992). As sensações de conforto, portanto, variam de pessoa para pessoa, e assim, cada pessoa pode reagir de maneira diferente com relação ao estado do tempo/ambiente em que se encontra. Uma pessoa se encontra em comodidade térmica com o ambiente ao qual se encontra, quando todo o calor produzido (ou

ganho pelo corpo) for igual à quantidade de calor perdido ao meio exterior (FANGER, 1970), Figura 1.

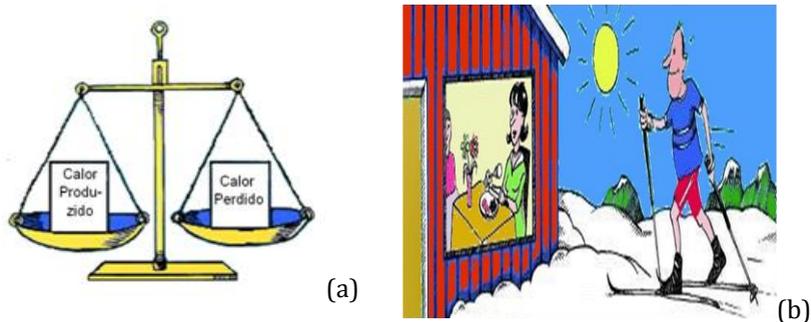


Figura 1 – O Conforto Térmico Humano (a) e suas diferentes percepções, em dois ambientes distintos (b). *Fonte: adaptado de Innova AirTech Instruments (2014).*

A ASHRAE (*American Society of Heating, Refrigeration and Air Conditioning Engineers*), órgão referência quando se trata de condições para conforto térmico, estipulou padrões para a ocupação humana em ambientes indoor. Tal padrão, denominado padrão 55, descreve com base em experimentos as zonas de neutralidade térmica, ou seja, as sensações combinadas entre ambiente interno e fatores pessoais termicamente aceitáveis para, pelo menos, 80% dos ocupantes de um determinado lugar, (ASHRAE, 1992). Essas condições são estabelecidas para pessoas saudáveis, entre a superfície e 3000 metros, e períodos de permanência maiores que 15 minutos. Ainda, segundo essa associação de

engenheiros a definição de conforto térmico poderia ser definido como “condição da mente que expressa satisfação com o ambiente externo”. Porém, tal condição, não é precisa, e (já mencionado anteriormente) variável de indivíduo para indivíduo, conforme a idade, gênero, tipo de vestimenta, temperatura do ar, umidade relativa do ar e velocidade do vento. Por exemplo, crianças podem sofrer mais com o calor (frio) devido à grande área superficial (exposta), perdendo muito calor para o ambiente e tendo um sistema termorregulador ainda deficiente.

Estudos sobre o conforto térmico humano (CTH) podem ser subdivididos em dois diferentes grupos: os estudos realizados em câmaras climatizadas sob condições controladas, onde o CTH é baseado em modelos físicos de troca de calor entre o homem e ambiente; e aqueles estudos onde o CTH é obtido através de pesquisas de campo, as quais se baseiam na verificação de fatores ambientais, principalmente temperatura do ar, para a qual as pessoas sentem-se confortáveis. Considera, portanto, as respostas pessoais (subjetivas) frente a determinadas situações (HUMPREYS, 1975, apud XAVIER, 2000).

Segundo Roriz (1996), o conforto térmico humano pode ser definido considerando aspectos psicológicos e fisiológicos. Sob o aspecto fisiológico, um ambiente é considerado confortável quando oferece condições térmicas para a manutenção da temperatura interna corporal, sem que sejam acionados os mecanismos termorreguladores do corpo. Já no campo psicológico, devem ser consideradas as

sensações de frio ou calor das pessoas, sendo, portanto, uma conceituação mais complexa. Tanto os aspectos psicológicos quanto os aspectos fisiológicos são influenciados por fatores individuais (principalmente, nível de atividade física/taxa metabólica, resistência das vestimentas, aclimatação, idade, sexo), e ambientais (principalmente: temperatura do ar, umidade do ar, velocidade do vento e temperatura média radiante, sendo os principais). Ainda sobre esse assunto, Givoni (1992) menciona que o efeito conjunto destes fatores é que irá definir o grau de conforto ou desconforto térmico sentido pelas pessoas.

No Brasil vários estudos têm sido realizados nos últimos anos, especialmente para a cidade de São Paulo, avaliando as relações meteorotrópicas do conforto térmico - efeito causado por um ou mais fatores ambientais sobre um indivíduo, ou grupo de indivíduos (CONDE, 2001, MAIA, 2002, BRAUN, 2002, MONTEIRO & ALUCCI, 2005, 2010 and 2012, FUNARI 2007, GONÇALVES et al, 2005 and 2007, COELHO 2007).

A fim de estimar os efeitos combinados das variáveis meteorológicas sobre os vários estímulos fisiológicos, muitas pesquisas têm introduzido para fórmulas denominadas de “índices biometeorológicos”, para estimar, através de equações matemáticas, o grau de estresse térmico (por frio ou calor) e a resposta do corpo humano para certos ambientes. Existem na literatura atual inúmeros índices de conforto térmico, desenvolvidos a partir o início do século XX (motivados em parte pelo advento do ar condicionado).

Desde 1923, vários pesquisadores vêm aprimorando seus estudos na tentativa de expressar de maneira mais realista possível (e menos empiricamente), as condições de conforto e/ou o grau de stress térmico de determinado ambiente (seja este interno ou externo). Monteiro e Alucci (2005) comentam sobre esse crescente interesse pelo tema nos dias atuais, através do desenvolvimento pela International Society of Biometeorology (ISB), do recente do Índice Termo-climático Universal (UTCI). Os autores fazem ainda uma revisão, a nível mundial, sobre vários índices biometeorológicos mais utilizados para estimar (calcular) o conforto térmico humano. Abordam, desde os primeiros índices criados (envolvendo apenas as variáveis ambientais), até os surgidos mais recentemente (considerando também as variáveis pessoais). Dentre as dezenas de índices existentes estão: Temperatura Efetiva (TE), Houghten & Yaglou (1923); Temperatura Nova Efetiva (TE\*), Vernon & Varner (1932); Temperatura Resfriada pelo Vento (WCT), Simple & Passel (1945); Temperatura Efetiva Resultante (TER), também chamada só de temperatura efetiva (com períodos de exposição maior que no primeiro caso), Missenard (1948); índice de Stress por Calor (HSI), Belding & Hatch (1955); Índice de Desconforto (ID), Thom (1959); Nova Temperatura Efetiva Padrão (SET\*), Gagge (1967); índice VME e PPI, Fanger (1970); Masterton & Richardson (1979); Índice de Desconforto (ID), modificado por Giles et al (1990); Índice de Desconforto de Kawamura (ID<sub>K</sub>), Ono & Kawamura (1991); Índice de Temperatura em

função do Vento ( $TE_v$ ), Suping et al (1992); Temperatura Equivalente Fisiológica (PET), HOPPE (1999), Índice de sensação Térmica (TS), Givoni et al (2003); Índice Termoclimático Universal (UTCI), ISB (2004). Para o Brasil, os índices mais utilizados em pesquisas e que podem ser representativos das condições reais da cidade de São Paulo/SP são os Índice de Desconforto (ID), Temperatura Efetiva (TE) e Temperatura Efetiva em função do Vento ( $TE_v$ ), (MAIA, 2002; BRAUN, 2002; COELHO, 2007).

Tais complexidades e incertezas quanto à definição, podem ser ilustradas através do seguinte exemplo: Em um dia de inverno, frio e ensolarado, uma pessoa normalmente vestida pode descansar em uma casa com calefação e ao mesmo tempo, outra pessoa com uma roupa mais leve pode sentir-se confortável praticando esporte em um ambiente externo. Assim, levando-se em conta as variáveis físicas e as características de cada edificação, o grau do conforto térmico sentido nos ambientes internos pode ser estimado, através das medidas internas de algumas variáveis, como temperatura e umidade do ar, que aliadas ao vento (desprezível na maioria dos casos), são as mais representativas e as de maior influência comportamental, fisiológica e biológica no corpo humano. Essas variáveis associadas ao desenvolvimento de fórmulas empíricas, representadas através de índices biometeorológicos, podem expressar numericamente o grau de satisfação ou insatisfação térmica de determinado ambiente (XAVIER, 2000).

Viamont (1996) verificou a presença de conforto térmico em habitações populares de um assentamento em Cochabamba, Bolívia. O efeito da temperatura externa foi avaliado nas residências a fim de determinar os parâmetros ótimos de conforto e de construção, visando reduzir o incômodo por altas e baixas temperaturas do ar. Constatou que o conforto térmico pode ser melhorado caso mudadas algumas características da habitação, como, teto, taxa de ventilação (maior no verão), controle da infiltração (durante o inverno), cores das paredes (uso de cores claras, ocasionando baixa absorção durante o verão). Papst & Lamberts (2001) analisaram o desempenho térmico de residências em Florianópolis, Santa Catarina. Monitoraram as temperaturas internas diárias em três diferentes tipos de residências entre os meses de Abril de 1998 e Maio de 1999. Os resultados mostraram que o uso do ambiente pelos ocupantes, as características das residências e as condições de tempo externas foram fatores determinantes para o desempenho térmico das habitações.

A influência do uso dos ocupantes na performance térmica em edifícios (escritórios), naturalmente ventilados foi estudada em Oxford e Aberdeen, UK, (GIVONI, 1992). Nos escritórios onde os ocupantes têm controle do ambiente (janelas abertas, venezianas, cortinas, etc.) notou-se que estes desempenham um importante papel com relação à modificação nas condições de temperaturas internas. Assim, embora edifícios residenciais e de escritório apresentem diferentes usos, ocupações e ganhos internos, a maneira de

uso pelos seus ocupantes, em edificações ventiladas naturalmente podem modificar sua performance térmica para alcançar o conforto térmico. Em outro estudo, Givoni (1999), monitorando pequenas residências (não condicionadas) na cidade de Pala, no sudeste da Califórnia, EUA, desenvolveu fórmulas simples utilizando uma quantidade mínima de informações climáticas externas, com o objetivo de estimar a temperatura interna de seus ambientes. A temperatura máxima interna, por exemplo, poderia ser prevista somente tomando como base a temperatura média externa, quando essas residências eram resfriadas pela ventilação noturna e eram fechadas durante o dia. Mais tarde, Vecchia & Givoni (2001) descrevem uma metodologia para estimativa de temperaturas máxima, média e mínima internas diárias, em residências na cidade de Descalvado, Brasil. As fórmulas utilizadas foram desenvolvidas com base em dados coletados em setembro de 2001 e validadas através de uma comparação com dados coletados nos meses de novembro e dezembro. Encontraram que as temperaturas internas máxima, média e mínima, podem ser estimadas com base na temperatura média externa diária. Concluíram ainda que a previsão das temperaturas internas, máxima e mínima, pode ser levemente melhorada, incorporando à fórmula, a média diária da radiação solar e o balanço diurno de temperatura, respectivamente.

A fim de se analisar o conforto térmico humano ao longo do ano de 1989 na cidade de São Paulo e avaliar a

influência dos fatores ambientais (meteorologia e poluição do ar) sobre o ser humano (internações hospitalares diárias por doenças respiratórias), Maia (2002) utilizou cinco índices biometeorológicos. Observou que as internações hospitalares estavam relacionadas às variáveis meteorológicas, aos níveis de poluição, e aos índices de conforto térmico. Braun (2002), em outro estudo, também para a cidade de São Paulo analisou o conforto térmico humano durante o período de 1996 a 2000. Verificou o efeito provocado na população pelos índices biometeorológicos, pelas variáveis meteorológicas e pelos níveis de poluição atmosférica nas doenças cardiovasculares de pessoas com mais de 65 anos. Os resultados apresentaram o período do verão como sendo o de maior contribuição para stress em função do calor. Quanto a mortalidade observada, notou que condições térmicas relacionadas ao frio foram responsáveis por 45% dos óbitos de São Paulo, enquanto as condições relacionadas ao calor foram responsáveis por 24% das mortes.

### **5.3 O Tempo e doenças respiratórias**

Vários autores têm evidenciado a preocupação com o aumento cada vez maior dos problemas relacionados à saúde humana ocasionados pelo clima, tais como, as doenças transmitidas por vetores (malária, febre-amarela, dengue), doenças cardiovasculares, reumatismo, diabetes, alergias

entre outras. Entre estas, destacam-se as doenças respiratórias. Um grande indicador para esse tipo de diagnóstico são as Infecções Respiratórias Agudas (IRA's). No Brasil, os altos valores observados de internações hospitalares por essa enfermidade, têm enfatizado a necessidade de um maior número de estudos, especialmente, em crianças menores de cinco anos, onde os problemas são comprovadamente maiores. Alguns pesquisadores afirmam que o aparecimento destas infecções é parecido em todo o mundo, seja em países desenvolvidos ou em desenvolvimento. A diferença principal é a variação na frequência de ocorrência e na gravidade (maior, ou menor) de internações hospitalares por infecções das vias aéreas inferiores (IVAI), principalmente, as pneumonias, o que provoca um aumento muito maior nos países em desenvolvimento (DENNY & LODA, 1986, *apud* BOTTELHO, 2003).

As enfermidades respiratórias, sobretudo durante a infância representam um problema de saúde pública (Boletim de Pneumologia Sanitária, 2002). Segundo Cardoso (2007), as causas dessas doenças podem ser infecciosas (por vírus e bactérias), como gripes e pneumonias, ou não infecciosas como, asma e bronquite. Algumas crianças apresentam chiado no peito como manifestação dessas doenças respiratórias, às vezes acompanhado de cansaço ou dificuldade respiratória. Cardoso também comenta que o chiado é um tipo de manifestação mais comum em filhos de

mães com asma ou história de alergia (rinite alérgica, por exemplo).

Considerando a hospitalização como um indicador de gravidade da Infecção Respiratória Aguda (IRA), Botelho et al (2003) estudaram a possível associação de alguns fatores ambientais com a necessidade de tratamento hospitalar em crianças com diagnóstico de IRA, em Cuiabá, MT. Foram analisados prontuários de atendimento do Pronto Socorro Municipal (PSM), de crianças menores de cinco anos, de ambos os sexos, para dois períodos climáticos da região: um seco (maio a outubro) e outro chuvoso (novembro a abril). As variáveis: temperatura do ar, umidade relativa do ar e focos de queimada foram selecionadas. Os resultados mostraram que a prevalência de da IRA em crianças de 0 a 5 anos atendidas no Pronto Socorro é alta e a maior gravidade ocorre no período seco. Os autores observaram também que há maior necessidade de tratamento hospitalar das crianças quando a umidade relativa do ar é baixa.

Martins (2002) considerando os fatores sócios econômicos na população e avaliou o efeito do material particulado ( $PM_{10}$ ) sobre a mortalidade de idosos por causas respiratórias, entre os anos 1997 e 2000. Analisou seis diferentes regiões da cidade de São Paulo, considerando dois indicadores socioeconômicos: porcentagem de pessoas com curso superior completo e porcentagem de famílias com renda mensal superior a R\$ 3.600,00. Encontrou uma correlação negativa e estatisticamente significativa dos efeitos do  $PM_{10}$ , tanto com a porcentagem de pessoas com

curso superior, como com a porcentagem de famílias com renda superior a R\$ 3600,00. Segundo a autora, os fatores socioeconômicos têm um efeito modificador na relação poluição do ar versus mortalidade e, dessa forma, “conclui que a pobreza deve ser considerada como um fator de risco ao se determinar padrões de qualidade do ar”.

Segundo Tromp (1980), o tempo e o clima podem influenciar a ocorrência de episódios (crises) respiratórios (as) no ser humano. Afirma também que a maioria das doenças humanas pode ser ativada, estimulada ou causada pelos fatores meteorológicos. Deal (2004) comenta sobre essa influência e comenta que essa pode se dar através de efeitos diretos e indiretos. Entre as influências diretas estão as rápidas flutuações meteorológicas, tais como rápidos períodos de frio na estação do outono, que parecem estar associados à diminuição da função pulmonar (em pessoas asmáticas). Efeitos indiretos estariam associados às respostas comportamentais dos asmáticos como, por exemplo, no primeiro uso no ano do sistema de aquecimento interno (lareira, aquecedor), o qual poderia estar relacionado ao transporte e acúmulo de poeira no sistema desde o ano anterior. Em um estudo que incluía uma identificação subjetiva de eventos climáticos Goldstein & Cuzick (1983) encontraram em quase a totalidade das epidemias de asma que ocorreram nas cidades de Nova Orleans e Nova York tiveram um padrão sinótico de passagem da frente fria seguida por um sistema de alta pressão atmosférica.

Muitos estudos têm destacado que certas massas de ar podem ser de grande importância e consideradas “responsáveis” por aumentos nas admissões hospitalares (diárias, mensais, anuais) por doenças respiratórias (morbidade respiratória), como por exemplo, as internações por asma. O impacto na saúde do ser humano varia sazonalmente, com as condições climáticas influenciando as admissões, principalmente, durante as estações de outono e inverno. Jamason, Kalkstein & Gergen (1997) relacionaram na cidade de Nova York as condições sinóticas às admissões hospitalares por asma. Observaram que as condições climáticas têm uma particular importância em duas estações: verão e outono. Com relação à poluição atmosférica os autores comentam que tal contaminação parece ter pouco impacto nas internações por asma nestes meses, mostrando ocorrer uma relação inversa entre admissões hospitalares e concentrações de poluentes atmosféricos. Porém, durante a primavera e o verão as massas de ar associadas com as mais altas morbidades por asma estavam entre aquelas que propiciam as maiores concentrações de poluentes. Kassomenos, Grysparis & Katssoyanni (2007) estudaram os efeitos a curto prazo das massas de ar sobre Atenas, Grécia. Classificaram os tipos de massa de ar e compararam com dados de mortalidade. Observaram que altos valores de mortalidade diária foram associados, no verão (e inverno), a massas de ar com alto teor de umidade e com fortes ventos do setor sudoeste (sudeste). Sobre os efeitos, viram que esses foram

observados no mesmo dia (de ocorrência desses valores de umidade e vento), durante o inverno e no dia seguinte, durante o verão. Na América do Sul, Ruisticucci et al (2001), estudaram para a cidade de Buenos Aires, Argentina, a relação entre condições de tempo *versus* entrada de pacientes em salas de emergência, durante o verão e o inverno. Mostraram que durante o inverno houve um aumento de 16,7% nas entradas as salas de emergência, por vários tipos de complicações (respiratória, cardiovascular e dor no peito, neurológica e psicopatológica, infecções, entre outras...), bem como, aumento das visitas quando houve aumento da temperatura do ponto de orvalho e diminuição da pressão atmosférica. Também observaram problemas digestivos e abdominais durante o inverno com um aumento na temperatura do ar, temperatura do ponto de orvalho e diminuição da pressão. Por outro lado, no verão, por exemplo, houve aumento devido às complicações digestivas, abdominais (54%), de pele e alérgicas (75%).

Pode-se notar, portanto, com o exposto nesse capítulo, que as doenças respiratórias são influenciadas por um grande número (conjunto) de variáveis, desde aquelas pertencentes ao que chamamos de grande escala, até as variáveis ambientais mais próximas ao indivíduo (micro escala). Como vimos, existem também outras variáveis inerentes ao próprio indivíduo, como, idade, genética, raça, histórico familiar da doença, classe social, nível de educação, ocupação, entre outros. Considerando a constante evolução da meteorologia nos últimos anos, através do

desenvolvimento de modelos numéricos de previsão do tempo cada vez mais realistas e confiáveis, torna-se possível a busca pela estimativa (previsão) de futuros problemas à saúde humana (seja qual for a doença) e, conseqüentemente, por exemplo, a criação de um sistema de alerta à sociedade, a fim de auxiliar a população na mitigação (prevenção) de futuras enfermidades.

Encontrar a combinação ideal (“padrão”) entre as variáveis ambientais (condições sinóticas) que influenciam nossa saúde é um problema complexo e de difícil solução. Muitas vezes, testes realizados em laboratórios concordam para a existência da associação direta (clara) entre condições de tempo/clima e saúde humana (mortalidade e morbidade). Porém, em um “ambiente externo/aberto” a resposta da população - de diferentes idades, sexos, classes sociais e culturais, etnias, educação, histórico familiar de doença, etc... - exposta a inúmeros fatores ambientais (meteorologia e poluição do ar) e, principalmente, à interação entre eles, não é clara (direta). Não há uma concordância na literatura sobre o verdadeiro impacto das variáveis ambientais na saúde de toda a população (Hondula et al, 2011).

## **5.4 Referências Bibliográficas**

ANSI/ASHRAE Standard 5501992. Thermal environmental conditions for humam occupancy. Americam Society of

Heating, **Refrigerating and Air Conditioning engineers.** Atlanta, 1992.

**BOLETIM de PNEUMOLOGIA SANITÁRIA.** As infecções respiratórias agudas na infância como problema de saúde pública. vol.10 no.1 Rio de Janeiro. June. 2002.

BORNEHAG, C. G. Dampness in Building and health (DBH). Report from an ongoing epidemiological investigation on the association between indoor environmental factors and health effects among children in Sweden. **Indoor Air.** Vol 14, pp. 59-66, 2004.

BRAUN, S. **Influências meteorotrópicas nas doenças cardiovasculares na cidade de São Paulo.** São Paulo SP. 134p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas de São Paulo, 2002.

CARDOSO, M.R.A. **Micro-clima nos domicílios e doenças sibilantes na cidade de São Paulo.** Tese de Livre Docência, FSP-USP, 2007.

COELHO, M.S.Z. **Uma análise estatística com vistas à previsibilidade de doenças respiratórias em função das condições meteorotrópicas na cidade de São Paulo.** 2007. Tese de doutorado, IAG-USP, 2007.

CONDE, F.C. **Uma análise de componentes principais de efeitos ambientais sobre a morbidade de doenças respiratórias em São Paulo.** São Paulo – SP. 122p. Dissertação de mestrado – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, 2001.

DAVIS, R.E.; ROSSIER E.C.; ENFIELD K.B. The impact of weather on influenza and pneumonia mortality in New York City, 1975-2002: a retrospective study. **Plos Onc**, 2012.

DEAL, E. C Thermal Comfort in Practice. **Indoor Air**. Vol 14 (suppl 7), pp 32039. 2004.

DENNY, F. W. & LODA, F. A. Acute respiratory infections are the leading cause of death in children in developing countries. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, Vol 35. pp 102, 1986.

DERRICK, E.H.; SZYMANSKY, S. The relation of the seasonal variation of asthma to the weather: an Austrália-wide survey. **J. Pediatric Child Health**, 3(2):82-89, 2008.

FANGER, P. O. **Thermal comfort: analysis and applications in environmental engineering.** McGraw-Hill, New York, USA, 1970.

FERRARI, U.; EXNER, T.; WANKA, E.R.; BERGEMANN, C.; MEYER-ARNEK, J.; HILDEBRAND, B. TUFMAN, A. Influence of air pressure, humidity, solar radiation, temperature and wind speed, on ambulatory visits due to chronic obstructive pulmonary disease in Bavaria, Germani. **Int J. Biometeorol** 56(1):136-143, 2012.

FUNARI, F.L. **O índice de sensação térmica humana em função dos tipos de tempo na Região Metropolitana de São Paulo**. Tese de doutorado. FFLCH/USP, 2007.

GIVONI B. Comfort, climate analysis and buildings design guidelines. **Energy and buildings**. Vol 18, pp 11-23. 1992.

GONÇALVES F.L.T; CARVALHO L.M.V.; CONDE F.C., LATORRE, M.R.D.O; SALDIVA, P.H.N.; BRAGA A.L.F. The effects of air pollution and meteorological parameters on respiratori morbidity during the summer in Sao Paulo city. **Environmental International**. Vol 31, pp 3310349. 2005.

GONÇALVES F.L.T.; BRAUN S; DIAS, P.L.D.S; SHARVSY R. Influences of the weather and air pollutants on cardiovascular disease in the metropolitan area of Sao Paulo. **Environmental research**. Vol 104, pp 275-281, 2007.

HONDULA, D.M.; SITKA, L.; DAVIS, R.E.; KNIGHT, D.B.; GAWTRY S.D.; DEATON, M.L.; LEE, T.R, NORMILE, C.P.;

STENGER, P.J. A back-trajectory and air mass climatology for the northern Shenandoah Valley, USA. **International Journal of biometeorology** 30(4):569-581.

HOUGHTEN, F.C; YAGLOU, C.P. Determining lines of equal comfort. **ASHVE Transaction**, 29, p.163-169, 1923.

HUMPREYS, M. Fields studies of thermal comfort comparated and applied. **BRE Curent Paper**, 75/76. Londres.UK. 1975

INNOVA AIRTECH INSTRUMENTS A/S. Disponível em <<http://www.scientificassociates.8m.com/Innova%20AirTech%20Instruments.htm>> Acesso em: 05 nov. 2014.

JAMASON, P.F.; KALKTEIN L.S.; GERGEN, P.J. A sinoptical evaluation of asthma hospital admission in New York City. **Americal Journal Critical Care Medicine**. Vol 156, pp 1781-1788, 1997.

JONES, W. H. S. **Extrato de Hipócrates: Aires, Águas y Lugares (trad)**. Ed. Cambridge, Havard University Press, 1948.

KALKSTEIN, L.S. Health and climate change. Direct impacts in cities. **The lancet**. Vol.342, pp1397-99, 1993.

KALSTEIN, L.S; SMOYER , K. The impact of climate on health: some international implications. **Experientia**, Vol 49, pp 969-979, 1993.

KASSOMENOS P. A.; GRYPARIS A.; KATSOUUYANNI K. On the association between daily mortality and air mass types in Athens, Greece during winter and summer. **International journal of biometeorology**. Vol 51, pp 315-322, 2007.

KATSOUANNY, K, Trichoupaulus, D. Zavitsanos X. Touloumi, G. The Athens heat wave. **Lancet**, 3:373, 1988.

LECHA, L.B. Biometeorological classification of daily weather types for the humid tropics. **International Journal of biometeorology**, Vol 42, pp 77-83, 1998.

MAIA, J. A. **Uma análise do conforto térmico e suas relações meteorotrópicas na cidade de São Paulo**. São Paulo SP. 134p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas de São Paulo, 2002.

MCMICHAELS, A.J.; HAINES A. SLOFF R.; KOVATS S. **Climate change human health**. Wourld Health Organization. Geneva, 1996.

MICHELOZZI, P.; ACCETA, G. DE SARIO, M.; D'IPPOLITI, MARINO C.; BACCINI, M.; BIGGERI, A. High temperature and hospitalizations for cardiovascular respiratory causes in 12 European cities. **Am J Respir Critic Care**, 179:383-389, 2009.

MONTEIRO, L.M; ALUCCI, M.P. Índices de conforto térmico em espaços abertos: Revisão histórica. **ENCAC**. 2005.

MONTEIRO, L. M.; ALUCCI, M. P. Conforto térmico em espaços abertos com diferentes abrangências microclimáticas: parte 2: proposição de calibração de modelos preditivos. In: **ENCONTRO NACIONAL, 9., ENCONTRO LATINO AMERICANO DE CONFORTO NO AMBIENTE CONSTRUÍDO**, 5., 2007, Ouro Preto. Anais... Porto Alegre: ANTAC, p.1231-1240, 2010.

MONTEIRO, L.M; ALUCCI, M.P. Modelo adaptativo de conforto para avaliação in loco de espaços urbanos abertos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 12, n. 1, p. 61-79, jan./mar. 2012.

NAFSTAD, P. Day care center characteristics and children's respiratory health. **Indoor air**, Vol 15 (2), pp 69-75. 2005.

NASTOS, P.T.; MATZARAKIS, A. Weather impacts on respiratory infections in Athens, Greece. **International journal of biometeorology**, Vol 50, pp 358-369, 2006.

PAPST, A. L.; LAMBERTS, R. Thermal performance Evaluation of three houses in Florianópolis, south of Brasil. **In: Proceedings of the Internationa Conference on Passive and Low Energy Architecture.** Florianópolis, Brazil, 2001.

RORIZ, M. **Conforto térmico em edificações: Um modelo matemático e uma aplicação.** São Paulo – SP. 150 p. Tese de doutorado – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, 1996.

RUSTICUCCI, M.; BETOLLI, L.M.; HARRIS, A.M Association between weather conditions and the number of patients at the emergency room in an Argentine Hospital. **Int J. Biometeorol** 46: 42-51, 2012.

SHAMAN, J.; PITZER, V.E.; VIBOUD, C.; GRENFELL, B.T.; LIPSITCH, M. Absolute humidity and the seasonal on set of influenza in the continental United States. **Plos Biol** 8(2):e1000316, 2010.

SMITH, K. R. The global burden of disease from unhealthy buildings: preliminary results from comparative risk assessment. **Proceedings of healthy buildings**, vol.1, 118 – 126, 2003.

SUNDELL, J. On the history of indoor air quality and health. **Indoor Air**, 14 (suppl 7), 51 – 5, 2004.

TROMP, S.W. **Biometeorology: The impact of the weather and climate on humans and their environment (animals and plants)**. *London: Heiden*, 1980.

VIAMONT, J.C.A. Environmental issues in the spontaneous settlement in Cochabamba. **Instituto de Investigaciones de Arquitectura**, San Simon University, Bolívia, 1996.

XAVIER, A.A.P. **Predição de conforto térmico em ambientes internos com atividades sedentárias – Teoria física aliada a estudos de campo**. Tese de Doutorado. EPS/UFSC, 2000.

## **Sobre os autores**

### **Capítulo 1**

**Marcelo Felix Alonso** - Possui graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas (2003), mestrado em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas (2006) e doutorado em meteorologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Meteorologia, atuando principalmente na área de modelagem atmosférica. Atualmente é professor da Faculdade de Meteorologia da Universidade Federal de Pelotas.

**Karen Leandra Ávila da Silva** - Possui graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas (2014). Defendeu Tese de Conclusão de Curso na área de poluição atmosférica, seu trabalho rendeu o primeiro inventário de emissões oriundas de fontes móveis para a cidade de Pelotas/RS.

### **Capítulo 2**

**Ericka Voss Chagas Mariano** - Graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Mestrado em Meteorologia (UFAL) e doutorado em Geofísica Espacial pelo

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Atua na área de geociências, com ênfase em poluição atmosférica. Atualmente é professora da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL).

**Mateus Dias Nunes** - Graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas (2013) desenvolvendo trabalhos nas áreas de meteorologia sinótica, sensoriamento remoto e poluição atmosférica.

**Glauber Lopes Mariano** - Graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL) e graduação em Sistemas de Informação pelo Centro Federal de Ensino Tecnológico do estado de Alagoas (CEFET/AL). Mestrado em Meteorologia (UFAL) e doutorado em Meteorologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Atua na área de geociências, com ênfase em poluição da atmosfera e sensoriamento remoto da atmosfera. Atualmente Professor da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL) com orientações de iniciação científica e mestrado nas áreas de sensoriamento remoto, poluição atmosférica e climatologia.

### Capítulo 3

**André Becker Nunes** - Possui graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas, UFPel (2000), Mestrado em Meteorologia pela UFPel (2002) na área de física da camada limite planetária, e Doutorado em

Meteorologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2008) na área de modelagem em micrometeorologia. Participação no Grupo de Mudanças Climáticas do CCST-INPE entre 2008 e 2009. Desde dezembro de 2009 é Professor Adjunto da Faculdade de Meteorologia da UFPel, atuando na Graduação e Pós-Graduação. Orientações de mestrado e iniciação científica principalmente nas áreas de climatologia, mudanças climáticas, meteorologia sinótica, agrometeorologia e micrometeorologia.

**Gervásio Annes Degrazia** - Possui graduação em Bacharelado em Física pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS (1979), Mestrado em Física pela UFRGS (1984), Doutorado em Ciências Naturais pela Karlsruher Institut für Technologie (1988) e pós-doutorado pelo Consiglio Nazionale delle Ricerche (1998). Atualmente é Professor Titular da Universidade Federal de Santa Maria. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Meteorologia. Atuando principalmente nos seguintes temas: Parametrização dos termos de transporte turbulentos em modelos Eulerianos e Lagrangeanos de dispersão de contaminantes; Parametrização dos termos de subfiltro em modelos de simulação dos grandes turbilhões; e modelagem do meandro do vento aplicado em modelos de dispersão de contaminantes. É bolsista de produtividade em pesquisa 1A.

**Cláudia Rejane Jacondino de Campos** - possui graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas, UFPel (1988), mestrado em Agronomia (Meteorologia Agrícola) pela Universidade Federal de Viçosa (1990) e doutorado em Física da Atmosfera pela Université de Toulouse III (Paul Sabatier) (1996). Atualmente é professora Associado IV da Faculdade de Meteorologia da UFPel. Tem experiência na área de Geociências, em temas de micrometeorologia, climatologia, modelagem da atmosfera e agrometeorologia, com ênfase em meteorologia de mesoescala. Desenvolve pesquisas atualmente principalmente nos seguintes temas: sistema convectivo de mesoescala e sua relação com eventos severos que atingem o Rio Grande do Sul. É bolsista de produtividade em pesquisa 2.

#### **Capítulo 4**

**Fabrizio Pereira Härter** - graduado em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas (1995), mestre em Meteorologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (1999) e doutor em Computação Aplicada pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2004) com pós-doutorado pela University of Waterloo (2006). Trabalhou com previsão de tempo voltada para meios de comunicação e agricultura, foi auxiliar de pesquisa num projeto sobre estimativas de precipitação por satélite, participou do Programa Antártico Brasileiro e prestou consultoria a Organização

Meteorológica Mundial, junto ao Instituto Nacional de Meteorologia. Tem como linha de pesquisa prioritária assimilação de dados meteorológicos (redes neurais, filtragem de Kalman e métodos variacionais) e inicialização de modelos numéricos. Atualmente é professor Adjunto da Universidade Federal de Pelotas (UFPel), vice-diretor da Faculdade de Meteorologia.

**Marco Antonio Chamon** - graduado em Engenharia Elétrica pela Universidade Estadual de Campinas (1984), possui mestrado em Engenharia e Tecnologia Espacial pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (1989) e doutorado em Eletrônica pela Ecole Nationale Supérieure de L'Aéronautique et de L'Espace - SUPAERO (1996). Foi coordenador do programa de satélites científicos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Coordenador de Gestão Tecnológica e, atualmente, é gerente responsável pelo satélite oceanográfico SABIA-Mar desse instituto. Trabalha nas áreas de Teoria da Estimção, Gestão de Projetos e Gestão da Tecnologia e da Inovação em Sistemas Espaciais

**Haroldo Fraga de Campos Velho** - Possui graduação em Engenharia Química pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (1983), mestrado em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1988) e doutorado em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1992).

Atualmente é consultor da FAPERGS, FAPDF, FAPESP, assessor 'ad hoc' do CNPq e CAPES. Pesquisador titular do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e Bolsista de Produtividade do CNPq. Tem experiência na área de Matemática Aplicada e Computação Científica, atuando principalmente nos seguintes temas: problemas inversos, assimilação de dados, modelos de turbulência para atmosfera, redes neurais artificiais, métodos numéricos.

## Capítulo 5

**Anderson Spohr Nedel** - Possui graduação em Meteorologia pela Universidade Federal de Pelotas (1999), mestrado em Sensoriamento Remoto pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2003) e doutorado em Meteorologia pela Universidade de São Paulo (2008). Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Pelotas (UFPel). Tem experiência na área de Geociências, meteorologia, poluição atmosférica, com ênfase em Biometeorologia, atuando principalmente nos seguintes temas: conforto térmico, biometeorologia humana, monitoramento ambiental, saúde pública e qualidade do ar.

**Fábio Luiz Teixeira Gonçalves** - Possui mestrado em Ciências Biológicas (Botânica) pela Universidade de São Paulo (1990) doutorado e Livre-docencia (2006) em Meteorologia pela Universidade de São Paulo (1997). Atualmente é professor MS\_5 nível 3, da Universidade de São

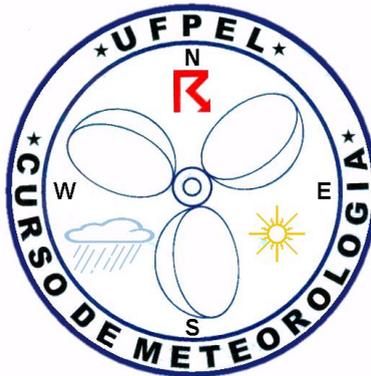
Paulo. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Meteorologia Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: modelagem numérica, análise de componentes principais, epidemiologia, poluição atmosférica e biometeorologia.

## Créditos / Expediente

**Imagem e arte da Capa:** Renata Voss

**Editoração e diagramação:** Glauber Lopes Mariano

**Editora:** DR LTDA



**Universidade Federal de Pelotas  
Faculdade de Meteorologia**

A Meteorologia é uma ciência com diversas áreas de pesquisa; para sua compreensão usualmente é requerida uma grande quantidade de anos de estudo. Os egressos das Faculdades de Meteorologia possuem em comum um conhecimento não muito aprofundado em algumas dessas áreas. A série "Meteorologia em Tópicos" visa aumentar o conhecimento dos alunos, em especial da graduação, em alguns temas. O primeiro volume dessa série trata da área da poluição atmosférica de diversas formas (teórica, monitoramento, modelagem numérica e seus impactos na saúde).

