

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

MAYANA RIGO ALVES

**ESTUDO DO FLUXO DE DEPOSIÇÃO DE
PARTÍCULAS PARA A REGIÃO METROPOLITANA
DA GRANDE VITÓRIA USANDO DADOS DE
PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO**

VITÓRIA

2011

MAYANA RIGO ALVES

**ESTUDO DO FLUXO DE DEPOSIÇÃO DE
PARTÍCULAS PARA A REGIÃO METROPOLITANA
DA GRANDE VITÓRIA USANDO DADOS DE
PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental, área de concentração Poluição do Ar.

Orientador: Prof. Dr. Neyval Costa Reis Junior

VITÓRIA

2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

A474e Alves, Mayana Rigo, 1983-
Estudo do fluxo de deposição de partículas para a Região Metropolitana da Grande Vitória usando dados de Partículas Totais em Suspensão / Mayana Rigo Alves. – 2011.
144 f. : il.

Orientador: Neyval Costa Reis Junior.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Ar - Qualidade - Vitória, Região Metropolitana de (ES). 2. Fluxo de deposição. 3. Partículas totais suspensão I. Reis Junior, Neyval Costa. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

“Estudo do fluxo de deposição de partículas para a Região Metropolitana da Grande Vitória usando dados de Partículas Totais Suspensão”

MAYANA RIGO ALVES

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Neyval Costa Reis Júnior
Orientador – DEA/CT/UFES

Profa. Dra. Jane Méri Santos
Examinadora Interna – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Marcos Sebastião P. Gomes
Examinador Externo – DEM/PUC-RJ

Coordenadora do PPGEA: Profa. Dra. Regina de Pinho Keller

Vitória, 28 de fevereiro de 2011



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

*Ao meu Senhor, que está e sempre estará no
controle de todas as coisas.*

*Ao meu marido, Lyncoln Reis, pelo seu amor, por
seu suporte e por me fazer tão feliz.*

*A minha filha Yana, que me torna completa e não
permitem que meus dias sejam iguais.*

*A Amanda, que viveu todos estes dias difíceis
comigo dentro da minha barriga.*

*A minha mãe, Laurete Rigo, por não saber
disfarçar o orgulho que tem por mim.*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por me dar a oportunidade de fazer e concluir um mestrado. Mais do que isso, por me fazer sentir amada e especial, independentemente daquilo que tenho, faço ou conquisto.

Ao meu marido, Lyncoln, por ter me dado o suporte necessário para a conclusão deste projeto. Agradeço, em especial, pela dedicação demonstrada no cuidado de nossa filha no período de férias dela, coincidente com a reta final de meus estudos.

A minha filha, Yana, por ter sido, durante todo essa caminhada, a manifestação da graça de Deus em minha vida, proporcionando-me inspiração para prosseguir ante aos obstáculos e alegria restauradora para relaxar nos momentos de dificuldade.

A minha mãe, Laurete, e a minha sogra, Geuvanina, pelo auxílio presente em todos os momentos que precisei.

Ao Prof. Dr. Neyval Costa Reis Júnior, pelos conhecimentos transmitidos, pela orientação segura e firme, bem como pela compreensão demonstrada a mim por meio das muitas concessões feitas no decorrer dessa jornada.

Ao Prof. Rogério Silveira Queiroz pela contribuição fundamental e desinteressada dada a esta pesquisa.

À Profa. Jane Meri dos Santos, pelo apoio prestado na época dos orçamentos dos coletores e confecção dos suportes baseados na ASTM D1739-98.

À Lukese Menegussi, por ter me substituído no período de licença maternidade.

A minha amiga, Melina Conti, por me ter cedido seus resultados de análise de distribuição de partículas por tamanho antes mesmo de tê-los publicados.

Ao Leandro Melo de Sá, pelas dicas de busca de artigos na internet.

Ao meu amigo Xandinho (Alexandre Magalhães de Santiago), pela companhia, pelos favores,

pelo carinho a mim dispensado e por sua mizade que levarei comigo.

Ao meu grande amigo Ti Edilson (Edilson Luiz do Nascimento), pela orientação nos assuntos mais adversos. Em especial, quero agradecer pelas aulas de Word e formatação de texto, que, sem dúvida alguma, foram de grande valia.

A todos os amigos que fiz nesse período: Daniel Cruz, Nátaly Monroy, Rita Ferroni, Rafael Sartim, Vinícius de Martim, Sandra Beghi, Andler Magno de Melo, Eduardo Pedro Glicerio, Leovegildo Izidoro Neto, Augusto Cesár Rodrigues, Antônio de Paula Nascimento, Ayres Loreato, Nadir Salvador.

Não poderia deixar de fora a nossa querida secretária, Rose Mary Nunes Leão, e sua auxiliar, Penha Rocha, sempre prontas a nos ajudar.

Ao apoio da CAPES, na forma de uma bolsa de estudos.

E, por fim, agradeço à Universidade Federal do Espírito Santo e ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pela oportunidade.

“Pois eu bem sei os planos que estou projetando para vós, diz o Senhor; planos de paz, e não de mal, para vos dar um futuro e uma esperança”.

(Jeremias 29:11)

RESUMO

A maior parte dos trabalhos científicos sobre a presença de material particulado na atmosfera está relacionada a partículas mais finas (menores que 2,5 μm ou menores que 10 μm), devido a seus efeitos sobre a saúde pulmonar dos seres humanos. Entretanto, partículas maiores podem causar consideráveis incômodos à população, devido a sua deposição sobre as superfícies, e a essas partículas, dá-se o nome de Material Particulado Depositado- MPD. A maior parte dos métodos experimentais para quantificação de partículas é bastante trabalhosa e onerosa, motivando o uso de métodos teóricos ou métodos indiretos de quantificação. O objetivo da aplicação da técnica indireta é reduzir o custo das medições e acelerar o tempo de obtenção dos dados. Nesse contexto, o objetivo geral deste trabalho é avaliar a hipótese da utilização de dados de Partículas Totais em Suspensão - PTS (medidos por equipamento automático) no cálculo do fluxo de deposição, substituindo o uso de medidores de deposição baseados em gravimetria.

Dentro desse alvo, o presente trabalho buscou contribuir na implantação da rede de monitoramento de partículas sedimentáveis, bem como agilizar o processo de obtenção dos dados de fluxo de deposição dessas partículas. Os fluxos de deposição foram medidos no período de abril de 2009 a abril de 2010 em algumas das estações pertencentes à Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar (RAMQAR) pelo método de coleta baseado na Norma ASTM D1739 (1998). Esse mesmo fluxo foi estimado para uma das estações da rede (RAMQAR), a saber, Jardim Camburi, através de quatro modelos matemáticos. Três deles são baseados em modelos existentes na literatura e um é baseado no ajuste de curva para a obtenção da velocidade de deposição a partir dos dados experimentais de deposição. O último modelo apresentou resultados superiores aos demais. Tendo em vista o bom resultado desse último modelo, ele foi aplicado às demais estações. De forma geral, os resultados obtidos em todas as estações foram bons, conseguindo prever em 93% os valores de fluxo de deposição da região estudada. Demonstrando ser uma ferramenta auxiliar para uma rápida estimativa dos fluxos de deposição onde as medições PTS estão disponíveis. No entanto, o modelo é dependente da existência de medidas de fluxo de deposição experimental para a sua calibração.

Palavras-chave: fluxo de deposição, velocidade de deposição, material particulado depositado.

ABSTRACT

Most scientific studies regarding the atmospheric aerosol is related to fine particles (less than 2.5 μm or less than 10 μm), due to its effects on lung health of humans; however, larger particles can cause considerable annoyance to the population, due to their deposition on surfaces (Settled Particulate Matter – SPM). Most experimental methods for the quantification of these particles are laborious and expensive, motivating the use of theoretical methods or indirect methods of quantification. The aim of the indirect methods is to reduce the cost of measurements and time to obtain the data. In this context, the objective of this study is to evaluate the hypothesis using data of TSP concentration (measured by automated equipment) for calculating the deposition flux, replacing the use of experimental methods for direct measurements of deposition based on gravimetry.

Within this target, this study sought to contribute in the implementation of the monitoring network of sedimentary particles as well as expedite the process of obtaining the data flow of deposition of these particles. The deposition fluxes were measured from April 2009 to April 2010 at 7 stations of the Regional Air Quality Monitoring Network (RAMQAR), by using ASTM D1739 (1998). The deposition flux was estimated by four mathematical models. Three models are based on models existing literature and one model is based on a curve fit to obtain the deposition rate from the experimental data of deposition. The latter model showed better results than others, given the successful outcome of this last model was applied to the stations. Overall, the results were satisfactory, achieving 93% predict average flux values for the region. Thus, in general, the results indicate the a simple linear fitting can be used as a aiding tool for fast estimating of deposition fluxes where TSP measurements are available. Nonetheless, the model is dependent on the existence of deposition flux measurements for calibration.

Key-words: Atmospheric Aerosol, Settled Particles, Total Suspended Particles.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1: Números típicos e distribuição volumétrica de partículas atmosféricas com diferentes modos.....	24
Figura 3-2: Esquema conceitual do processo de deposição úmido.	28
Figura 3-3: escala de tamanhos significativos no processo de remoção úmido.	28
Figura 3-4: Vista superior de uma placa sobreposta.....	32
Figura 3-5: Dispositivo de amostragem alternativo, criado por Trivuncevic e colaboradores, 2009.	32
Figura 3-6: Imagem das amostras analisadas MEV e análise quantitativa do EFR para seis partículas individuais.....	33
Figura 3-7: Desenho do coletor e da parte superior do suporte feito para ele.....	35
Figura 3-8: Coletor Cilíndrico baseado na norma ASTM D 1739-98.	37
Figura 3-9 - Visão esquemática lateral do WSS.	38
Figura 3-10: (a) Vista lateral do WSS. (b) Vista superior da placa de superfície molhada.	39
Figura 3-11: Imagem de um <i>frisbee</i> . (a) Vista lateral do anel defletor. (b) Imagem de um <i>frisbee</i> com anel defletor e bolinhas de vidro.....	40
Figura 3-12: Valores típicos do coeficiente de remoção em função das taxas de chuva e do tamanho da partícula.....	44
Figura 3-13: Velocidade de deposição calculada em função do tamanho da partícula.	52
Figura 4-1: Detalhes topográficos da RMGV e indicação da localização das estações Meteorológicas de superfície.....	54
Figura 4-2: Rosa dos ventos para a Região da Grande Vitória para os anos de 2008 e 2009, obtida através da utilização do modelo de meso-escala MM5.	55
Figura 4-3: Distribuição das Estações de Monitoramento da Qualidade do Ar da Região da Grande Vitória.	57
Figura 5-1: Suporte projetado para o coletor, baseado na Norma ASTM, medidas em metros. (a) Vista superior (b) Vista lateral, (c) imagem fotográfica da parte interna do coletor no suporte.	60

Figura 5-2: Imagem satélite da região de estudo (RMGV), apresentando os pontos de coletas de MPD que formam a RAMPS.....	61
Figura 5-3: Imagens fotográficas das RAMQAR. Sendo (a) Cariacica, (b) Enseada do Suá, (c) Vila Velha Ibes, (d) Vila Velha Centro, (e) Vitória Centro (Banca de Revista), (f) Vitória Centro (Ministério da Fazenda), (g) Jardim Camburi, (h) Laranjeiras.....	62
Figura 5-4 – Estação de Jardim Camburi, mostrando os quatros coletores, TEOM e AGV	63
Figura 5-5: (a) Amostrador de Grande Volume – AGV com cabeça separadora, (b) AGV instalado na estação de Jardim Camburi sem cabeça separadora e com uma cobertura de proteção.	65
Figura 5-6: AGV sem a proteção, com o filtro e fibra de vidro exposto.	65
Figura 5-7: Gráfico de valores típicos do Λ em função das taxas de precipitação de chuva e do tamanho da partícula.....	69
Figura 5-8: Fração mássica para cada classe de tamanho.	71
Figura 6-1: Fluxo médio anual dos pontos monitorados durante o período estudado.....	80
Figura 6-2: Gráficos de velocidade média escalar da região mais o fluxo de deposição por estação e visualização geográfica do local de monitoramento deste fluxo.	81
Figura 6-3: Série temporal dos dados de concentração de PTS e MDS.....	83
Figura 6-4: Dispersão dos dados de concentração AGV versus os dados de concentração do TEOM.....	84
Figura 6-5: Dispersão dos dados MPD versus os dados de Concentração de PTS. (a) dias da semana (segunda a sexta-feira); (b) finais de semana e feriados.....	85
Figura 6-6: Dispersão dos dados de concentração do MPS versus os dados de Concentração PTS. (a) dados de estabilidade neutra; (b) dados de estabilidade estável; (c) dados de estabilidade convectiva.....	85
Figura 6-7: Série temporal dos dados de fluxo de deposição úmida para as seis estações Estudadas.....	87
Figura 6-8: Série temporal dos dados médios mensais do fluxo de deposição úmido dos locais de amostragem e da precipitação pluviométrica.....	88
Figura 6-9: Resultado dos diferentes modelos de fluxo de deposição seco somados ao fluxo de	

deposição úmido aplicado a Estação de Jardim Camburi.....	89
Figura 6-10: Dispersão dos dados de fluxo de deposição teóricos (F_d) versus os dados de deposição experimental na Estação de Jardim Camburi. (a) Modelo A, (b) Modelo B e Modelo C.....	89
Figura 6-11: Dispersão dos dados de fluxo de deposição teóricos (F_d) versus os dados de deposição experimental na Estação de Jardim Camburi para a aplicação do Modelo D. (a) Modelo sem considerar o valor da V_{st} no ajuste, (b) Modelo que considera o valor de V_{st}	90
Figura 6-12: Dispersão dos dados de Velocidade de deposição experimental versus velocidade de fricção. (a) Local 1 – sem V_{st} , (b) Local 1 – com V_{st} . (c) Local 2 – sem V_{st} , (d) Local 2 – com V_{st} . (e) Local 3 – sem V_{st} , (f) Local 3 – com V_{st} . (g) Local 5 – sem V_{st} , (h) Local 5 – com V_{st} . (i) Local 6 – sem V_{st} , (j) Local 6 – com V_{st} . (k) Local 8 – sem V_{st} , (l) Local 8 – com V_{st} . .	92
Figura 6-13: Dados de fluxo de deposição experimental e estimado pelo Modelo D ao longo do período de pesquisa, sendo dados originados nos pontos (a) Laranjeiras, (b) Carapina, (c)Jardim Camburi, (d) Vitória Centro, (e)Vila Velha Ibes, (f) Cariacica.	93
Figura 6-14: Dispersão dos dados de fluxo de deposição experimental versus estimado. (a) Local 1 –Laranjeiras, (b) Local 2 – Carapina, (c) Local 3 – Jardim Camburi, (d) Local 5 – Vitória Centro, (e) Local 6 – Vila Velha Ibes, (d) Local 8 – Cariacica.	94
Figura 6-15: Dispersão dos dados de Velocidade de deposição experimental versus velocidade de fricção para a RMGV. (a) RMGV – sem V_{st} , (b) RMGV – com V_{st}	95
Figura 6-16: Dados de fluxo de deposição experimental e estimado pelo Modelo D ao longo do período de pesquisa para a RMGV.	96
Figura 6-17: Dispersão dos dados de fluxo de deposição experimental versus estimado ao longo do período de pesquisa para a RMGV.	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 5-1 - Cronograma de amostragem.....	66
Tabela 5-2 - Classe e fração mássica das partículas	70
Tabela 5-3 - Constante e suas unidades	72
Tabela 5-4 - Coeficientes	74
Tabela 5-5 - Coeficientes	75
Tabela 5-6 – Estação fornecedora dos dados de velocidade escalar do vento.....	77
Tabela 6-1 - Valores de deposição de partículas coletadas nas estações do IEMA comparados com os valores limites de deposição existentes em outros países e em Minas Gerais, todos os valores correspondem a média anual.....	82
Tabela 6-2 – Análise Estatística dos modelos aplicados à Estação Jardim Camburi	90
Tabela 6-3 – Análise Estatística da Aplicação do Modelo C para as seis estações.	97

LISTA DE VARIÁVEIS

g	Aceleração da gravidade
z	Altura
h	Altura base da nuvem
K_a	Coefficiente de difusividade da partícula
Λ	Coefficiente de remoção
Λ_{ip}	Coefficiente de remoção da espécie i na média da fase de partícula
Λ_{ig}	Coefficiente de remoção da espécie i na média da fase gasosa
ε	Coefficiente inercial da partícula
β_2	Coefficiente linear empírico da relação entre C_{PTS} e C_{MPS}
α_2	Coefficiente linear empírico da relação entre V_{dexp} e U^*
α_1	Coefficiente angular empírico da relação entre V_{dexp} e U^*
α	Coefficiente angular empírico da relação entre V_{dexp} e U^*
β_1	Coefficientes angular empírico da relação entre C_{PTS} e C_{MPS}
L	Comprimento de Monin-Obhukov
l	Comprimento linear característico do fluido
$C_{i\text{gas}}$	Concentração da espécie i na média da fase de gás
$C_{i\text{part}}$	Concentração da espécie i na média da fase de partícula
C_c	Concentração de material particulado em suspensão (MPS) em função das partículas totais em suspensão (PTS)
C_{MPS}	Concentração de MPS
C_I	Concentração de partículas atmosféricas na classe I
C_o	Concentração de partículas em suspensão no tempo zero
C_{PTS}	Concentração de PTS
C	Concentração de uma espécie na atmosfera
K_b	Constante de Boltzmann
K_k	Constante de Von Kármán's
ρ_p	Densidade da partícula
ρ_0	Densidade padrão
d_a	Diâmetro aerodinâmico da partícula
d_p	Diâmetro da partícula
H_p	Escala de altura onde C influencia
F_{dexp}	Fluxo de deposição Experimental
F_{ds}	Fluxo de deposição seco
F_{du}	Fluxo de deposição úmido
$W_{gas/chuva}^i$	Fluxo de transporte da média da fase de gás para a média da fase de chuva
$W_{part/chuva}^i$	Fluxo de transporte da média da fase de partícula para a média da fase de chuva

f_{ml}	Fração mássica da classe l
Φ	Indicador de estabilidade atmosférica
C_f	Número de Cunningham's
Re_l	Número de Reynolds em função de l
Re	Número de Reynolds em função do tamanho da partícula
λ	Percurso livre médio da partícula
π	Pi
Z_0	Rugosidade da superfície
T	Temperatura absoluta
τ^+	Tempo de relaxamento adimensional
V_{st}	Velocidade de dedimentação ou velocidade de Stokes da partícula
V_d	Velocidade de deposição da partícula
V_{dd}	Velocidade de deposição difusiva Browniana das partículas
V_{dexp}	Velocidade de deposição empírica
$V_{di(a)}^+$	Velocidade de deposição inercial adimensional utilizando os coeficientes de Muyschondt <i>et al</i> (1996)
$V_{di(b)}^+$	Velocidade de deposição inercial adimensional utilizando os coeficientes de Noll <i>et al</i> (2001)
$V_{di(c)}$	Velocidade de deposição inercial segundo Noll e Fang (1989)
V_{di}	Velocidade de deposição inercial segundo Noll e Fang (1989)
$V_{d(A)}$	Velocidade de Deposição Modelo A
$V_{d(B)}$	Velocidade de Deposição Modelo B
$V_{d(c)}$	Velocidade de Deposição Modelo C
$V_{d(D)}$	Velocidade de Deposição Modelo D
U^*	Velocidade de Fricção
U	Velocidade escalar do vento
ν	Viscosidade cinética
η	Viscosidade do ar

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	19
2.	OBJETIVO.....	22
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1.	MATERIAL PARTICULADO NA ATMOSFERA E SEUS PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO	23
3.1.1.	Distribuição de Tamanho de Partículas na Atmosfera.....	24
3.1.2.	Processo de Sedimentação das Partículas	26
3.2.	QUANTIFICAÇÃO DA DEPOSIÇÃO DE PARTÍCULAS	30
3.2.1.	Medidas experimentais	31
3.2.2.	Métodos Teóricos ou Indiretos	42
4.	REGIÃO DE ESTUDO	53
4.1	GEOGRAFIA DA REGIÃO.....	53
4.2	METEOROLOGIA.....	54
4.3	MONITORAMENTO METEOROLÓGICO E DA QUALIDADE DO AR NA RMGV	55
5.	METODOLOGIA.....	58
5.1	MEDIÇÃO DIRETA DO FLUXO DE DEPOSIÇÃO.....	58
5.1.1	Escolha do método experimental	59
5.1.2	Implantação do Método ASTM	60
5.2	RELAÇÃO DOS DADOS DE TEOM VERSUS DADOS AGV	63
5.3	DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE DEPOSIÇÃO.....	67
5.3.1	Fluxo de Deposição Úmido	68
5.3.2	Fluxo de Deposição Seco.....	71
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	79
6.1	RESULTADOS DAS MEDIÇÕES DO FLUXO DE DEPOSIÇÃO EXPERIMENTAL	79
6.2	ANÁLISE DE CORRELAÇÃO ENTRE AS MEDIÇÕES DO AGV E DO TEOM	83
6.3	AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS MODELOS SELECIONADOS	86
6.3.1	Fluxo De Deposição Úmida.....	86
6.3.2	Resultado do Cálculo do Fluxo de Deposição	88
6.4	APLICAÇÃO DO MODELO DE MELHOR DESEMPENHO PARA TODAS AS ESTAÇÕES DA REDE.....	91
7.	CONCLUSÃO.....	98

8. REFERÊNCIAS.....	100
APÊNDICE A	119
A.1. EQUIPAMENTOS DE MEDIÇÃO DE PARTÍCULAS EM SUSPENSÃO.....	119
A.1.1. Amostrador de Grande Volume – AGV.....	119
A.1.2. TAPERED ELEMENT OSCILLATING MICROBALANCE - TEOM.....	122
A.1.3. TEOM versus AGV.....	125
B.1 FUNÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DAS PARTÍCULAS POR TAMANHO.....	128
B.1.1. Distribuição das Partículas por Área.....	132
B.1.2. Distribuição das partículas por volume.....	132
B.1.3. Distribuição por massa.....	133
APÊNDICE C	134
C.1. IDENTIFICAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DAS PARTÍCULAS.....	134
ANEXO A.....	142
A.1 ESCOPO.....	142
A.2 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	142
A.3 APARELHAGEM, VIDRARIA E MATERIAIS.....	143
A.4 REAGENTES.....	143
A.5 EXECUÇÃO DO ENSAIO.....	144

1. INTRODUÇÃO

Com o aumento do contingente populacional das cidades, começou-se a pensar na qualidade do ar como uma questão de saúde pública (BAKONYI *et al.*, 2004). No Brasil, as primeiras iniciativas nesse sentido ocorreram em São Paulo, e datam do início dos anos 60, quando alguns municípios firmaram um convênio para o controle da poluição das águas e do ar na região (SALDIVA *et al.*, 2002).

Tais movimentos revelam uma grande apreensão quanto ao nível de poluição atmosférica, trazendo ao longo do tempo legislações regulamentando os índices da qualidade do ar para as regiões.

No Brasil, a Resolução n. 3/90 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) estabelece os padrões de qualidade do ar para os diversos poluentes atmosféricos, prevendo limites de concentração para evitar efeitos sobre a saúde, a segurança e o bem-estar da população, assim como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

A maior parte dos trabalhos científicos sobre a presença de material particulado na atmosfera está relacionada a partículas mais finas (menores que 2,5 μm ou menores que 10 μm), devido aos seus efeitos sobre a saúde pulmonar dos seres humanos (CHIO e LIAO, 2008; HAUCK *et al.*, 2004). Entretanto, partículas maiores podem causar consideráveis incômodos à população, devido a sua deposição sobre as superfícies. A essas partículas dá-se o nome de Material Particulado Depositado- MPD.

É importante dizer que o MPD causa dano à saúde, pois a Organização Mundial da Saúde (OMS) define o tema como “um estado de completo desenvolvimento físico, mental e de bem-estar social, e não apenas a ausência de doença” (WHO, 2011). Apesar de estudos atuais comprovarem que a partícula sedimentável não causa dano físico à população exposta a esses tipos de poluentes, uma vez que o mecanismo fisiológico de defesa dos homens e animais previne a penetração dela nos pulmões (BASCUM *et al.*, 1996), não se pode afirmar que esse mesmo particulado não cause dano ao bem-estar social.

Na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV), por exemplo, segundo uma pesquisa realizada por Alves *et al.* (2006), 83% dos entrevistados (653 pessoas) se dizem incomodados com o MPD em suas residências.

Em 2000, 41,3% das queixas recebidas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Iema) eram referentes à poluição atmosférica. Acredita-se que essas reclamações digam respeito ao MPD.

A estimacão correta da quantidade de partículas que se depositam na superfície tem sua importância em diversas disciplinas. Como exemplo, tem-se: estudos de caracterização da poeira (ARSLAN e BOYDAY, 1999; ALVES e TRINDADE, 2006; SANTOS e REIS JR, 2010); cálculo do balanço de poeira eólica em regiões áridas e semi-áridas (RAJOT, 2001); estudos de transporte de poeira a longas distâncias (ZDANOWICZ *et al.*, 2006); quantificação da deposição de poeira em superfícies horizontais (GOOSSENS, 2005; WURL, ODABASI, 2007) e em cidades (TRIPATHI, TRIPATHI e MISRA, 1991); e fluxos de deposição a seco de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em determinadas regiões (ODABASI *et al.*, 1999; VARDAR, ODABASI e HOTSSEN, 2002; TASDEMIR e ESEN, 2007; CINDORUK e TASDEMIR, 2007; ZHANG *et al.*, 2008; WURL, ODABASI, 2007).

Contudo, até agora, não foi adotado qualquer padrão de medição internacional de deposição (ODABASI *et al.*, 1999; VARDAR, ODABASI e HOTSSEN, 2002; SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006). Padrões nacionais existem em diversos países, mas muitos, -pnão possuem uma calibracão de padronizacão entre eles (SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006). É o caso da Canadá (FVRD, 2002), Argentina, EUA, Espanha, Finlândia, Austrália (VALLACK e SHILLITO, 1998). No Brasil, cita-se o exemplo do Estado de Minas Gerais (COPAM, 1981). Esses locais possuem valores limites para a deposição, mas para haver comparacão entre esses valores é preciso que todos utilizem o mesmo método de medição.

Há duas formas para determinar a deposição de partículas atmosféricas na superfície: cálculos teóricos e medidas experimentais (SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006) ou pode-se chamar de técnicas diretas e indiretas (GOOSSENS, 2005).

As medidas experimentais são técnicas diretas de se chegar ao fluxo de deposição das partículas que consistem na medição do material depositado em superfícies por meio de coletas (DASCH, 1985; TRIPATHI, TRIPATHI E MISRA, 1991; ARSLAN e BOYDAY, 1999; SHANNIGRAHI, FUKUSHIMA e OSAKI, 2005; JARADAT *et al.*, 2004; SAKATA e MARUMOTO, 2004; GOOSSENS, 2005; SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006; TASDEMIR e ESEN, 2007; QIANG *et al.*, 2007; ZHANG *et al.*, 2008). O fluxo de deposição obtido de forma experimental, quando submetido a diferentes métodos de coleta, pode apresentar diferentes valores para um mesmo local amostrado (SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006). Os métodos experimentais de medição da deposição de partícula, atualmente disponíveis,

perturbam o fluxo de ar e, conseqüentemente, alteram a quantidade de partículas sedimentadas nos coletores (GOOSSENS e OFFER, 2000).

A maior parte dos métodos experimentais para a quantificação de partículas é bastante trabalhosa e onerosa, motivando o uso de métodos teóricos ou métodos indiretos de quantificação, tais como Método do Gradiente (GILLETE, 1974; GILLETTE e DOBROWOLSKI, 1993), e o Método Inferencial (SAKATA E MARUMOTO, 2004; TASDEMIR E ESEN, 2007 e muitos outros). O objetivo da aplicação da técnica indireta é reduzir o custo das medições e acelerar o tempo de obtenção dos dados.

Nesse contexto, o objetivo geral deste trabalho é avaliar a hipótese de utilização de dados de Partículas Totais em Suspensão - PTS (medidos por equipamento automático) no cálculo do fluxo de deposição, substituindo o uso de medidores de deposição baseados em gravimetria.

A importância desta pesquisa está na possibilidade de se substituir uma forma de medição mais trabalhosa por uma mais rápida e simples, sem perder, todavia, a qualidade dos dados.

Esta dissertação está dividida em sete capítulos além desta introdução. O Capítulo 2 propõe os objetivos desse estudo. O Capítulo 3 apresenta uma revisão bibliográfica detalhada sobre o material particulado (seção 3.1), o processo de quantificação da deposição das partículas (seção 3.2) e, dentro desse ponto, são comentados mais intimamente sobre o Método Inferencial que será aplicado aos dados da Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar - RAMQAR.

O Capítulo 4 apresenta a região de estudo. O Capítulo 5 elucida a metodologia aplicada nesta pesquisa. O Capítulo 6 discorre sobre os resultados e os discute. O Capítulo 7 apresenta as conclusões e recomendações para trabalhos futuros.

2. OBJETIVO

Conforme citado no Capítulo 1, o objetivo geral deste trabalho é avaliar a hipótese da utilização de dados de PTS (medidos por equipamento automático) no cálculo do fluxo de deposição ao invés dos dados de concentração do material particulado em suspensão medido por método gravimétrico.

Com base neste objetivo geral, são definidos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a utilização de diferentes modelos teóricos para quantificação do fluxo de deposição.
- Selecionar um modelo de correlação entre o fluxo de deposição e a concentração de PTS na atmosfera.
- Comparar os resultados da aplicação do novo modelo de fluxo de deposição com os resultados experimentais.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo está dividido em duas seções, as quais são a Seção 3.1, e Seção 3.2. A seção 3.1 discorre sobre o material particulado, mais especificamente sobre a sua distribuição por tamanho na atmosfera, sua sedimentação e sobre o processo de deposição atmosférica úmida e seca. Já a Seção 3.2 trata da quantificação da deposição das partículas dividida em medidas experimentais e medidas teóricas.

3.1. MATERIAL PARTICULADO NA ATMOSFERA E SEUS PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO

Para a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – EPA(1999), Material Particulado em Suspensão no ar (MPS) é um complexo sistema de multifases, onde todas as partículas sólidas, líquidas e gasosas são transportadas no meio aéreo, e possuem tamanho aerodinâmico que vão de partículas abaixo de 0,01 μm até partículas maiores que 100 μm .

Historicamente, as medições de MPS se resumiam na medição de Partículas Totais em Suspensão – PTS, sem nenhuma seleção por tamanho. Atualmente, a EPA (1999) definiu PTS como as partículas menores que 100 μm .

Uma vez que as partículas maiores do que 100 μm também são importantes para a quantificação do fluxo de partículas sedimentáveis, nesta dissertação MPS e PTS são considerados com diferentes definições. Assim como definido pela EPA (1999), neste trabalho PTS são definidas como as partículas em suspensão que possuem tamanhos <100 μm , enquanto MPS são todas as partículas de todas as classes de tamanho que estão presentes na atmosfera.

Hoje, o tamanho da partícula é o principal fator para caracterizá-la, tanto sob a ótica da suas propriedades quanto do seu comportamento aerodinâmico. O tamanho é o principal fator que determina até onde uma partícula pode chegar ao organismo vivo, ou mais especificamente, ao organismo humano e causar-lhe dano (EPA, 1999).

3.1.1. Distribuição de Tamanho de Partículas na Atmosfera

Para Seinfeld e Pandis (2006) a distribuição de partículas na atmosfera é o resultado das emissões e da grande variedade de processos subseqüentes que ocorrem no local da emissão. Essa distribuição é caracterizada por diferentes modos. Quando se fala em distribuição mássica ou volumétrica, há dois modos predominantes na sua área de distribuição. São eles: o Modo Acumulação (para partículas de aproximadamente de 0,1 μm a 2 μm) e o Modo Grossoiro (para partículas de aproximadamente de 2 μm a 50 μm). Veja a Figura 3-1 (painel inferior).

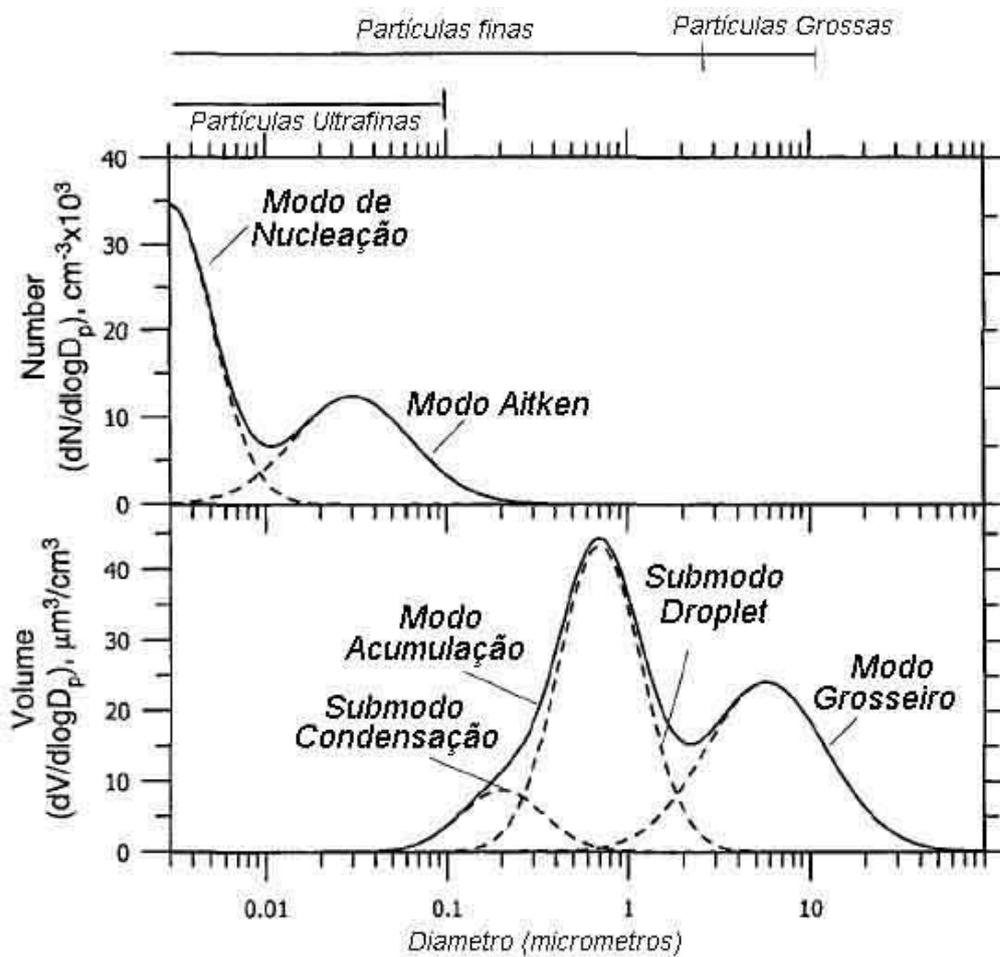


Figura 3-1: Números típicos e distribuição volumétrica de partículas atmosféricas com diferentes modos. Fonte: Adaptada de Seinfeld e Pandis (2006).

As partículas do modo acumulação são resultado das emissões primárias, da condensação de sulfatos secundários, de nitratos, de compostos orgânicos em fase gasosa, e da coagulação de partículas menores. Em vários casos, o modo acumulação consiste de dois submodos, o de condensação e o *droplet* (Figura 3-1, painel inferior).

O submodo condensação é resultado da emissão de partículas primárias e do crescimento das partículas menores pela coagulação e da condensação do vapor. O submodo *droplet* é criado durante o processamento da nuvem de algumas partículas do modo de acumulação.

Já as partículas do modo grosseiro são geralmente produzidas pelo processo mecânico, tal como vento ou a erosão (poeira, maresia, pólen e etc.). A maior parte das partículas no modo grosseiro é primária, mas há alguns sulfatos secundários e nitratos.

Outra forma de estudar a distribuição das partículas é focar no seu número como apresentado na Figura 3-1 (painel superior). Nessa distribuição, as partículas menores que 0,1 μm são as que contribuem praticamente com toda a massa do aerossol e a dificuldade dessa distribuição é que ela negligencia as partículas maiores que 0,1 μm , as quais contribuem praticamente com toda a massa.

A distribuição por número é dividida predominantemente por dois modos principais, nucleação e de Aitken. Assim, as partículas do modo nucleação são menores que 10 nm e as do modo Aitken possuem diâmetro entre 10 e 100nm. O modo nucleação é geralmente o local de substâncias gasosas se tornarem novas partículas. Já a maioria dos núcleos de Aitken começa sua vida atmosférica como partículas primárias para então se condensarem em material secundário e serem transportados pela atmosfera.

Na parte superior da Figura 3-1 também é possível visualizar uma segunda forma de divisão das partículas por tamanho, são elas ultrafinas ($<0,1 \mu\text{m}$), finas ($<2,5$ e $>0,1 \mu\text{m}$) e grossas ($>2,5 \mu\text{m}$).

Uma terceira forma de se classificar por tamanho é feita por pontos de corte, baseados usualmente no efeito que a partícula pode causar a saúde. Segundo Ruzer e Harley (2005) é assim escolhido para selecionar aquelas partículas que podem alcançar regiões particulares do trato respiratório e ali se depositarem. Logo, as partículas são classificadas em três frações: inalável, torácica e as frações das partículas menores que 4 μm .

A fração inalável é formada pelas partículas menores que 10 μm em tamanho, que podem entrar no nariz ou boca em condições médias. Dentro da fração inalável, existe a fração que pode alcançar o tórax e seu tamanho é inferior a 4 μm , e por isso é chamada de torácica. As frações que estão aproximadamente na faixa entre 4 μm e 10 μm ficam retidas no sistema respiratório superior.

A última fração, chamada respirável, inclui aquelas partículas que podem alcançar a região alveolar do sistema respiratório. O ponto de corte por tamanho para partículas respiráveis é

4µm. Destas, as que estão entre 0,1 µm e 4 µm ficam retidas nos brônquios e podem ser eliminadas por processos de expectoração. Já as partículas menores que 0,1 µm têm grande potencial de penetração no pulmão, podendo ali causar grandes danos.

Das partículas que encontramos em suspensão, são denominadas finas as menores que 2,5 µm, e grossas, as maiores que 2,5 µm e somente as partículas grossas possuem potencial de sedimentação.

3.1.2. *Processo de Sedimentação das Partículas*

Todas as partículas, independente do seu tamanho, tendem a se depositar. Contudo, quanto maior o seu tamanho, mais rápido isso irá ocorrer. O tempo de retenção atmosférica das partículas maiores que 2,5µm tende a ser bem menor do que a fração de partículas menores (EPA, 1999).

As partículas que se sedimentam recebem o nome de material particulado sedimentável pela ASTM (1998), que a define como:

“Material Particulado Sedimentável – qualquer material composto de partículas pequenas o bastante para passar por uma peneira de tela de seleção de 1 mm e grande o suficiente para se sedimentar em um container exposto ao ar ambiente em virtude do seu peso (ASTM – D 1739, 1998, tradução livre).”

No Brasil, é definida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, como:

“Poeira presente na atmosfera, suscetível à coleta por sedimentação livre, composta de partículas sólidas ou líquidas suficientemente grandes para se depositarem no frasco coletor e bastante pequenas para atravessarem a peneira de 0,84 mm (ABNT – MB 3402, 1991).”

A deposição do MPD tem sido reconhecida como um importante processo ambiental no mundo todo (GOOSSENS e RIKSEN, 2004). Partículas atmosféricas são depositadas por diversos processos, incluindo difusão turbulenta, difusão Browniana, efeito inercial e sedimentação gravimétrica (NOLL, JACKSON E OSKOUIE, 2001).

Há dois mecanismos principais da remoção de partículas da atmosfera. São eles: deposição a seco e úmida (TASDEMIR e ESEN, 2007). Este último processo é um grande meio de transportar substâncias da atmosfera para a superfície, limpando o ar (SAKATA e MARUMOTO, 2004). Um exemplo dessa deposição úmida é a remoção de material particulado do ar através da água da chuva.

A deposição seca é um processo pelo qual traços químicos são transferidos tanto pela ação gravitacional quanto pelo movimento do ar para a superfície da terra (SAKATA e MARUMOTO, 2004). Refere-se à transferência tanto de gases como de partículas para a superfície do solo, água e vegetação quando não há precipitação (TASDEMIR e ESEN, 2007).

3.1.2.1. Deposição Úmida

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), a deposição úmida refere-se ao processo natural pelo qual partículas ou gases são removidos da atmosfera por meios hidro-meteorológicos, como neblina, orvalho, chuva e neve, e conseqüentemente a arrasta para a superfície terrestre.

Há diferentes formas de chamar esse processo, logo, a deposição úmida inclui o arraste por precipitação, a remoção úmida, a lavagem atmosférica e a formação da chuva. O processo de formação da chuva geralmente se refere à remoção que ocorre dentro da nuvem e a lavagem atmosférica o que ocorre abaixo da nuvem pela queda da chuva, neve e assim por diante.

1. Remoção por precipitação é a remoção de espécies químicas pela nuvem de chuva.
2. Intercepção da nuvem é o impacto das gotículas de nuvem que geralmente ocorrem em topos de altas montanhas.
3. Deposição por neblina é a remoção do material pela sedimentação das gotículas de nevoeiro.
4. A deposição por neve remove o material em suspensão durante as tempestades de neve.

Em todos esses processos, três passos são necessários para que ocorra a remoção úmida, retratados na Figura 3-2. Deve-se notar que quase todos os processos são reversíveis. Por exemplo: a chuva deve remover partículas abaixo das nuvens, mas as gotas de chuva, ao se evaporarem, produzem novos aerossóis.

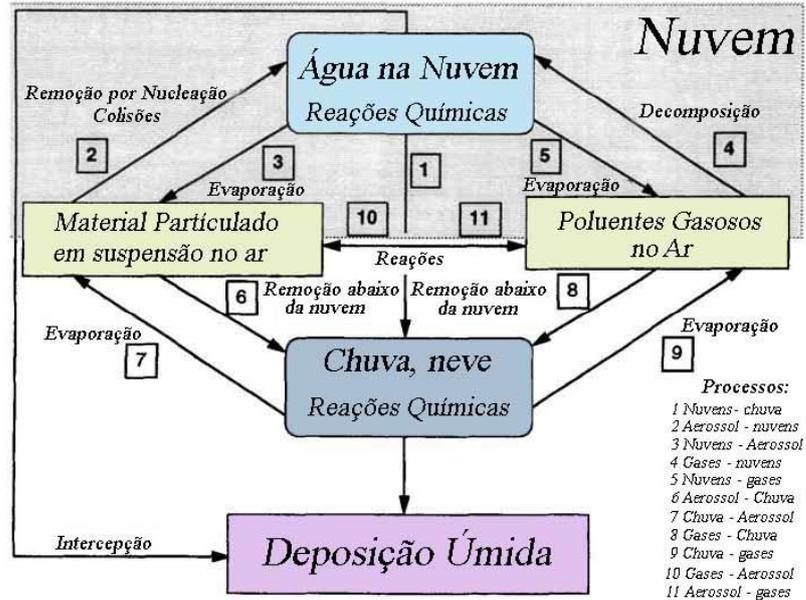


Figura 3-2: Esquema conceitual do processo de deposição úmido.

Fonte: Adaptado de Seinfeld e Pandis (2006).

A Figura 3-3 indica a variedade de acontecimentos que ocorrem na atmosfera, bem como, a escala de tamanho em que eles ocorrem. Todos eles são importantes para se entender o processo de remoção úmido. Tal quantidade de processos e as variações de escala de tamanho em que eles ocorrem é que fazem do estudo de remoção úmida um dos mais complexos processos atmosféricos.

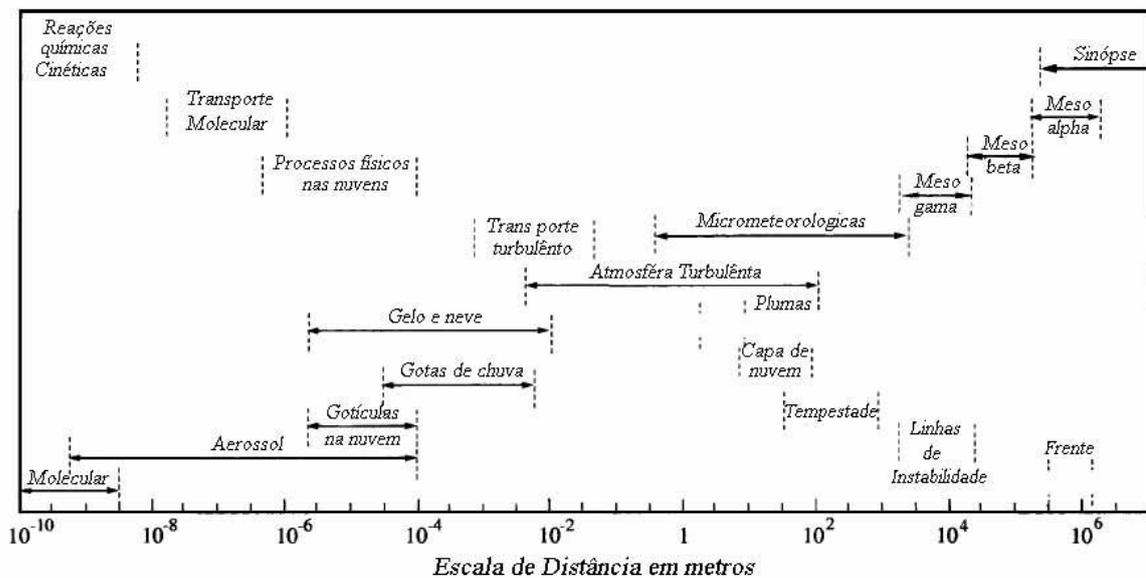


Figura 3-3: escala de tamanhos significativos no processo de remoção úmido.

Fonte: Adaptado de U.S. NAPAP, 1991 *apud* Seinfeld e Pandis, 2006.

A primeira complexidade diz respeito às diversas fases que são envolvidas no processo de deposição úmida. Não somente de acordo com as três fases (gás, aerossol e fase aquosa), mas a fase aquosa pode estar presente em várias formas (água na nuvem, chuva, neve, cristais de gelo, chuva com gelo, granizo, etc), e cada um deles possui uma resolução de tamanho. Diferentes processos ocorrem dentro das nuvens e abaixo dela também.

A taxa de remoção das partículas atmosféricas pela deposição a seco é uma função das características físicas (tamanho da partícula, densidade e forma) e químicas do aerossol, e também depende de condições meteorológicas (temperatura, velocidade do vento, estabilidade atmosférica) e características da superfície (ocupação do solo, relevo, vegetação, rugosidade) (VARDAR, ODABASI e HOLSEN, 2002). O completo entendimento desses efeitos ainda não foi alcançado, porque há uma complexa interação entre esses parâmetros e a deposição (SEINFELD e PANDIS, 2006; ZHANG *et al.*, 2001).

3.1.2.2. Deposição Seca

A deposição seca tem grande importância no transporte de espécies gasosas e partículas da atmosfera para a superfície na ausência de precipitação. A importância da deposição seca em detrimento da deposição úmida depende de alguns fatores como:

- O estado físico da substância presente, se sólido (partículas) ou gasoso.
- Da solubilidade da espécie em água.
- Dos índices pluviométricos da região,
- Do terreno e da cobertura da superfície.

Por outro lado, o fator que governa a deposição seca de espécies gasosas ou das partículas é:

- O nível de turbulência atmosférica, especialmente nas camadas mais próximas do solo, que determina a taxa em que as espécies serão enviadas para a superfície.
- As propriedades químicas da espécie de deposição. Elas atuam principalmente nas espécies gasosas. Por exemplo, a solubilidade e as reações químicas afetam a absorção da espécie pela superfície.

- Da natureza da superfície da partícula. Uma superfície reativa pode permitir a absorção ou adsorção de certos gases e assim aumentar o sua força peso. Já uma superfície lisa pode conduzir uma partícula para fora.

3.2. QUANTIFICAÇÃO DA DEPOSIÇÃO DE PARTÍCULAS

Muitos estudos tem se dedicado a encontrar uma melhor forma de quantificar a deposição de partículas. No entanto, ainda não se segue um único padrão no mundo, como é feito com a concentração de outros poluentes (PTS, PM₁₀ e muitos outros). Cada região adota um método de coleta e quantificação.

Além disso, muitos países possuem padrões de referência para o valor limite da deposição de partículas sedimentáveis, são eles: Argentina (10g/m²mês – média anual), Canadá (4,5 a 8/m²mês – média anual), EUA (5,5 a 8g/m²mês – média anual), Espanha (6g/m²mês – média anual), Finlândia (10 g/m²mês – média anual), Alemanha (10,5 g/m²mês – média anual), Austrália (10 g/m²mês – média anual). No Brasil, o Estado de Minas Gerais possui seu próprio padrão (5 a 10 g/m²mês) (DENY, 2009; DEQM, 2005; FVRD, 2002; PC, 1998; VALLACK & SHILLITO, 1998; COPAM, 1981).

A quantidade de poeira observada em uma superfície de deposição sempre corresponde a sua acumulação. A quantidade exata da sedimentação sem sofrer erosão geralmente permanece desconhecida. A deposição é igual à acumulação somente em casos especiais de perfeita absorção da superfície. Em casos de deposição de partículas, tal superfície não ocorre em ambientes naturais (eles podem ocorrer em casos de deposição de gases). Uma vez que o grão se acumula na superfície, eles próprios servem como uma área de ressalto para impactos de novos grãos (para maiores detalhes, ver WILLETTS e RICE, 1985, 1986; RICE *et al.*, 1996; GOOSSENS, 2001).

Dependendo do objetivo específico do estudo, a acumulação ou a deposição será considerada mais importante (GOOSSENS, 2005). No caso desta dissertação, a deposição foi considerada igual à acumulação, pois foram tomadas medidas ao coletor para que não houvesse ressuspensão (altura do coletor duas vezes maior do que sua abertura de entrada de partículas).

Há duas abordagens para determinar a deposição de poeira atmosférica: medidas experimentais ou técnicas diretas e cálculos teóricos ou indiretos (SEINFELD e PANDIS, 2006).

3.2.1. *Medidas experimentais*

As medidas experimentais são técnicas diretas (GOOSSENS, 2005) de medição do fluxo de sedimentação em uma superfície. Essas medidas requerem a aplicação de superfícies substitutas ou de aparelhos coletores, os quais serão descritos abaixo.

3.2.1.1 Superfícies substitutas

Superfícies substitutas são superfícies que supostamente imitam a superfície original. Elas têm sido extensamente usadas em túneis de vento porque são fáceis de instalar e podem ser incorporadas na superfície original, evitando, assim, a perturbação no fluxo de ar. Exemplos de superfícies substitutas descritas na literatura são: água ou anticongelantes (SMITH e TWISS, 1965; MC TAINSH, 1980; BÜCHER, 1986); *glass marbles* (bolas de gude) (GANOR, 1975; OFFER *et al.*, 1992; SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006); filtro de papel umedecido (GOOSSENS e OFFER, 1993); superfícies pegajosas, tais como papel oleoso (CLEMENTS *et al.*, 1963) ou parafina líquida (HALL e UPTON, 1988); grama (CHAMBERLAIN, 1967); musgo (RÜHLING e TAYLOR, 1971; CLOUGH, 1975); papel (GOOSSENS e OFFER, 1994); neve (DOVLAND e ELIASSEN, 1976); vidro (DAWES e SLACK, 1954; GOOSSENS, 2005); plástico (GREGORY, 1961); material absorvedor (toalha) colocado em folhas de alumínio (CHAMBERLAIN, 1967); metal (GOOSSENS, 2005) grama artificial (CHAMBERLAIN, 1967), etc.

Embora seja uma utilização simples e cômoda para o túnel de vento, as superfícies substitutas não são comumente utilizadas em experimentos de campo por motivos práticos e por problemas instrumentais, principalmente quando são feitas medições de longo período ou quando a medição é feita no nível do solo (SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006). Entretanto, alguns trabalhos têm sido reportados na literatura, relatando o emprego de superfícies substitutas em experimentos de campo.

Shannigrahi *et al.* (2005) utilizaram este tipo de placa para coletar partículas sedimentáveis. As placas eram plásticas e de superfície lisas (0,45m x 0,3m x 5 mm) e ambas as superfícies foram cobertas com as folhas de alumínio (0,3m x 0,2 m) e revestidas com graxa do silicone e magnésio (aproximadamente 15 mg). A superfície de exposição da placa era de 0,06m².

As placas foram fixadas na barra horizontal em três diferentes alturas.

Antes da coleta das amostras, a graxa foi pulverizada nas folhas de alumínio. As folhas foram postas então em um forno em 50 °C por 90 minutos para remover as substâncias temporárias. As folhas foram pesadas antes e depois das amostras para determinar a massa total das partículas coletadas.

A Figura 3-4 apresenta a placa utilizada neste experimento. As medidas e descrições feitas pela figura se referem exclusivamente ao experimento de Shannigrahi *et al.* (2005).

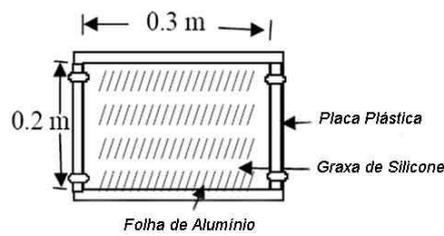


Figura 3-4: Vista superior de uma placa sobreposta.
Fonte: Shannigrahi, Fukushima e Ozaki, 2005

Na cidade de Roznik e Ankaran, localizada próximo a Porto de Koper (Slovenia), Trivuncevic e colaboradores (2009) utilizou um diferente tipo de amostrador, Figura 3-5. Seu objetivo era identificar a quantidade e a direção do material particulado, pois assim poderia prever quais seriam suas possíveis fontes (TRIVUNCEVIC *et al.*, 2009).

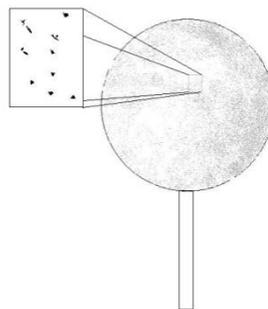


Figura 3-5: Dispositivo de amostragem alternativo, criado por Trivuncevic e colaboradores, 2009.
Fonte: Inspirado nas ilustrações de Trivuncevic e colaboradores (2009).

Trivunčević revestiu uma grande esfera de plástico (20cm de diâmetro, 1256 cm²) com um material aderente (vaselina medicinal) e a colocou a uma distância de 1,5 e 1,7 metros de distância do solo (altura correspondente a um ser humano adulto). E ao expor essa esfera no local da amostragem, ele tinha a possibilidade de coletar o fluxo vertical e horizontal de partículas.

Cada bola ficou exposta por um mês e depois eram encaminhadas para o laboratório, onde eram analisadas. As partículas eram contadas manualmente através de uma lupa nos quatro principais pontos, nas direções norte, sul, leste e oeste (TRIVUNČEVIĆ et al., 2009).

Conti *et al.* (2009) empregou placas de cobre de 5cmx5cm, cobertas por fitas adesivas, para simular a acumulação de partículas sobre superfícies reais expostas à atmosfera. Esse estudo foi realizado na Região de Grande Vitória-ES. As superfícies substitutas foram expostas à atmosfera durante 10 dias e posteriormente analisada através de Microscopia Eletrônica de Varredura - MEV e Espectroscopia de Fluorescência por Raios X, para obter a caracterização morfológica e química das partículas depositadas conforme apresentado na Figura 3-6 (imagem da análise feita por estes equipamentos).

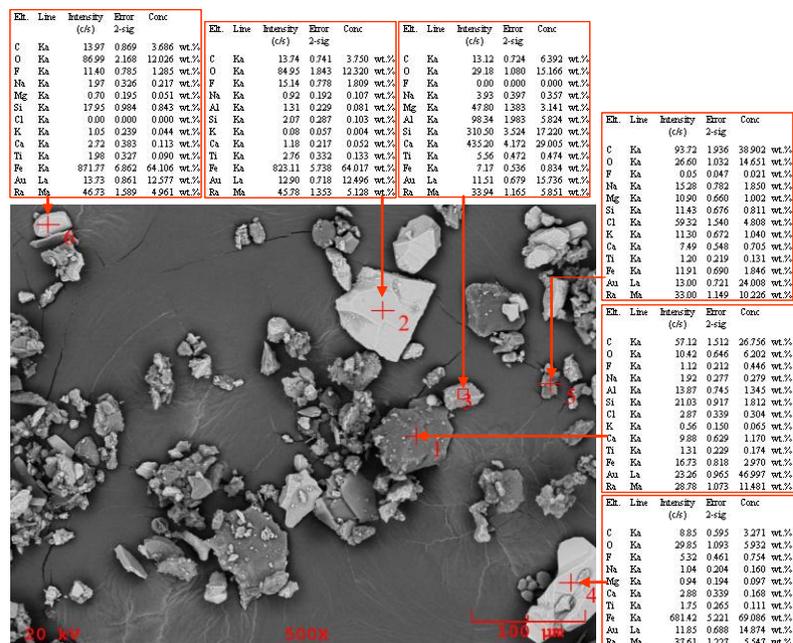


Figura 3-6: Imagem das amostras analisadas MEV e análise quantitativa do EFR para seis partículas individuais. Fonte: Conti *et al.* (2009).

3.2.1.2 Aparelhos Coletores

As medições de poeira em campo são geralmente medidas por meio de um coletor de sedimentação. Muitos tipos de coletores têm sido descritos, variando desde equipamentos simples, tais como as comuns baldes de cozinha, aos complexos instrumentos equipados com dispositivos para minimizar a perturbação do fluxo.

Existe uma imensa quantidade de formatos de coletores. Na seção seguinte, serão apresentados somente os mais citados em publicações recentes.

3.2.1.2.1 Recipientes Cilíndricos

Estes recipientes foram adotados pela Standard Test Method for Collection and Measurement of Dustfall (Settleable Particulate Matter) – ASTM D1739-98. O método ASTM D1739-98 determina o procedimento de coleta de partículas que se sedimentam tanto solúveis quando não solúveis em água, bem como a sua quantificação.

Todavia, este método não é apropriado para determinar a taxa de sedimentação de partículas em pequenas áreas afetadas por uma fonte específica. E é inapropriado para uso em higiene industrial, exceto quando outro método específico for utilizado concomitantemente.

O método determina que o recipiente de coleta deva ser cilíndrico, com diâmetro não menor que 150 mm, e com a altura não menor que duas vezes o diâmetro. A sua capacidade volumétrica deve ser compatível com o índice pluviométrico da região.

O recipiente cilíndrico pode ser feito de aço inoxidável ou plástico resistente à intempérie. É importante que eles sejam identificados com material também resistente ao tempo.

Os contêineres devem ser fechados com uma tampa individual bem apertada. E devem ser colocados sobre um suporte.

Este suporte servirá de apoio e proteção para o contêiner e seu tamanho será de 2 metros acima do solo. A proteção se dará por uma barreira ao vento feita por um anteparo. Na Figura 3-7 todos estes detalhes podem ser observados.

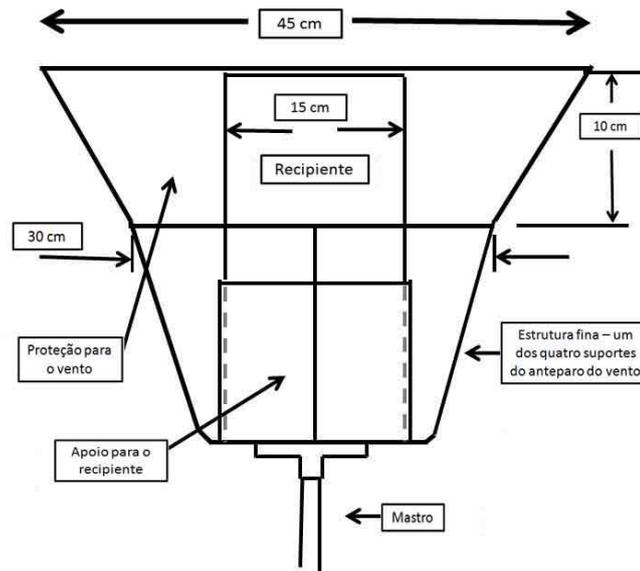


Figura 3-7: Desenho do coletor e da parte superior do suporte feito para ele.
Fonte: ASTM D 1739 (1998).

Pode-se identificar na Figura 3-7, que acima do mastro existe um ambiente de encaixe para o coletor. Nele, o coletor fica protegido nas laterais para que tenha maior firmeza nos momentos de grandes incidências de vento. Ao redor deste ambiente, existem quatro estruturas finas para suportar a proteção de vento. A proteção de vento possui uma inclinação, ou seja, sua abertura inferior é menor que a superior. As medidas apresentadas pela figura são sugeridas como mínimas para a confecção do aparelho. Dentro deste conceito de coletores em forma de cilindro, alguns artigos foram selecionados e apresentados mais abaixo.

Em 1988 em Varanasi, Índia, foram utilizados como coletores de poeira, recipientes semelhantes ao método ASTM D1739-98, sendo, todavia, feitos de vidro. Seu formato também era cilíndrico. A água destilada foi acrescentada ao interior dos recipientes e eles foram instalados em três pontos diferentes de amostragem.

Os coletores ficaram expostos à atmosfera durante 12 meses. Eles ficaram apoiados sobre tripés de ferro a uma altura de 20 m acima do solo, em locais livres de obstruções.

O objetivo destes coletores era medir a taxa mensal da precipitação das partículas de granulometria grosseira (geralmente acima de um tamanho mínimo de 10 μm). O estudo tinha como alvo identificar a quantidade de poeira e a sua variação ao longo dos meses do ano de

1988 e identificar quimicamente os seus compostos (TRIPATHI, TRIPATHI E MISRA; 1991).

Outro estudo conduzido utilizando coletores cilíndricos foi o realizado na cidade de Elazig, na Turquia, em torno da fábrica de cimento. O experimento começou a ser realizado em julho 1986, em 7 estações, e durou 15 meses. O trabalho concentrou-se, particularmente, na caracterização das partículas, identificando suas frações solúveis, insolúveis e inflamáveis e, por fim, traçar um perfil sobre os elementos de sua composição química. As amostragens, análises e testes foram feitos de acordo com método padronizado pelas especificações da ASTM de 1982.

Nesse experimento, os coletores eram recipientes cilíndricos, de plástico, e com diâmetro de 21,5 cm e altura de 45cm. Eles foram colocados sobre telhados de construções em locais selecionados. Os recipientes continham água destilada e 5 mg l⁻¹ de CuSO₄.5H₂O, para evitar a proliferação de microrganismos durante os dias mais quentes, e álcool isopropil nos dias frios de inverno como anticongelante (ARSLAN e BOYBAY; 1990).

Qiang *et al.* (2007), realizaram um estudo em Qaidam Basin de Qaidam, Planalto Tibetano, sobre as partículas que ficam suspensas devido às tempestades de areia que ocorrem no local. Para coletá-las foram utilizadas três vasilhas cilíndricas de vidro (15 cm de diâmetro e 30 cm de altura).

As amostras foram coletadas mensalmente, durante as tempestades, no período de junho de 2003 a abril de 2005. Cada coletor possuía duas camadas de bolinhas de vidro com diâmetro de 1,5 cm no fundo da vasilha, e eles foram colocados em um telhado a uma altura de 3,5 m acima do chão. Um quarto coletor deste mesmo tipo foi posicionado a uma altura de 1,5 m sobre uma mesa para capturar deposição de partículas mais próximas do solo.

Os coletores eram abertos no início da tempestade e fechados ao final. Ao final da coleta, os coletores e as bolinhas de vidro eram lavados com água destilada. E a água utilizada na lavagem era secada no forno (105°C) até não haver mais água. O resíduo da secagem era então pesado. A taxa de areia e poeira (fluxo de deposição) era expressa em massa de partículas sedimentáveis que se sedimentaram na vasilha por unidade de área e unidade de tempo (QIANG *et al.*, 2007).

No distrito de Tongzhou, em Beijing, com o intuito de estudar a variação da concentração sazonal de Hidrocarbonatos Policíclicos Aromáticos - PAH's foram realizadas coletas da deposição seca e úmida de partículas de PAH's de março de 2005 a janeiro de 2006.

A Figura 3-8 apresenta um coletor cilíndrico utilizado no experimento de Shannigrahi e colaboradores, (2005). Todas as medidas fornecidas pela Figura 3-8, dizem respeito exclusivamente a esse experimento.

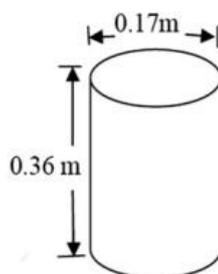


Figura 3-8: Coletor Cilíndrico baseado na norma ASTM D 1739-98.

Fonte: Shannigrahi, Fukushima e Ozaki, 2005

Para isso foi utilizado um coletor cilíndrico de vidro (30cm de diâmetro e 30cm de altura e fundo plano) para coletar a deposição. Como a contribuição de deposição úmida foi muito pequena neste período de amostragem, o estudo retirou os dados dos dias de deposição úmida e trabalhou somente com os dados de deposição seca. Todas as amostras foram colocadas em locais abertos, sem árvores, prédios ou qualquer outro objeto abrigado próximo dali. Para reduzir o impacto da poeira ressuspensa, o coletor foi colocado em uma plataforma de 0,5m acima do chão. Água destilada foi adicionada ao interior do contêiner antes da amostragem, e a quantidade de água que era adicionada era determinada de acordo com a situação de evaporação e precipitação, geralmente girava em torno de 50ml no verão e inverno e 100ml em outras estações. Além da água destilada, ainda eram adicionados mais 60 ml de glicol em cada coletor para evitar o congelamento da água no inverno e reduzir o efeito da biodegradação (ZHANG *et al.*, 2008).

3.2.1.2.2 Amostradores de Superfície de Água

O amostrador de superfície de água é muito conhecido como WSS (do inglês, *Water Surface Sampler*) e pode ser visualizado na Figura 3-9.

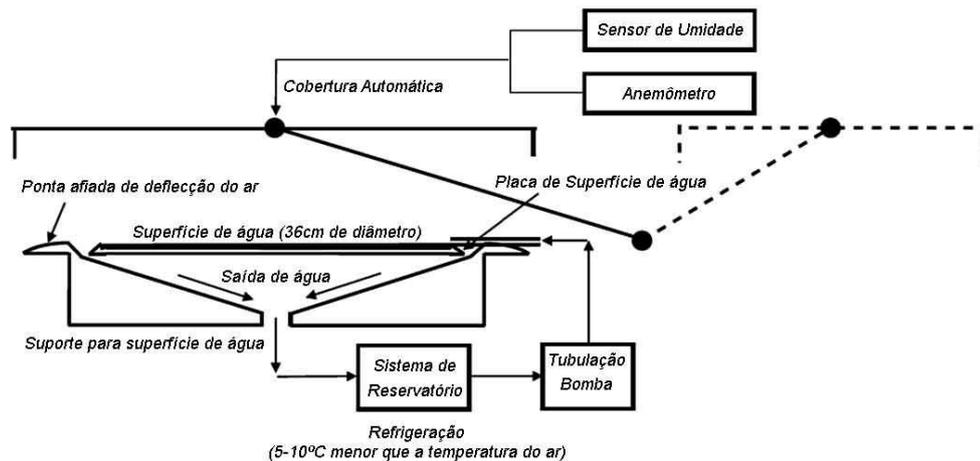


Figura 3-9 - Visão esquemática lateral do WSS.
 Fonte: Sakata e Marumoto (2004)

Basicamente o WSS é dividido em quatro partes principais:

- a. Uma placa de superfície molhada;
- b. Um suporte da placa de superfície molhada;
- c. Uma bomba;
- d. Um sistema de reservatório.

A placa de superfície úmida possui um mecanismo automático que a cobre nos momentos de chuva e/ou neve e a expõe nos momentos de seca. Este mecanismo é acionado por um sensor de umidade e, com isso, a quantidade de interferências por deposição úmida é diminuída.

A água é fornecida continuamente à placa de superfície através de uma pequena bica localizada na borda. Pois é extremamente importante que a placa possua sempre uma camada de água sobre ela. A camada de água fornece ao coletor um absorvedor infinito, pois as partículas ao incidirem sobre ela não ricocheteiam, esta é uma verdade até mesmo para as moléculas de gases.

A água da placa escorre pela lateral da placa e vai para um reservatório de água, onde é sugada pela bomba e jogada novamente para a placa através da bica. A bomba é usada para facilitar o encanamento e as conexões que freqüentemente causam contaminação.

A circulação de água na superfície da placa é mantida a uma temperatura por volta de 5-10°C mais baixa do que a temperatura do sistema de armazenagem refrigerado, para reduzir a evaporação da água. Isto possibilita que com apenas 5L de água se mantenha o amostrador funcionando por duas semanas sem adicionar água.

Em volta desta placa há uma espécie de aerofólio para minimizar as interrupções causadas pelo fluxo de ar devido à geometria do coletor (SAKATA MARUMOTO, 2004).

Vários são os trabalhos que utilizaram o WSS como coletor em diferentes configurações, (ver YI, HOLSEN e NOLL, 1997; ODABASI et al., 1999; PRYOR e BARTHELMIE, 2000; ODABASI, SOFRUOGLY e HOLSEN, 2001; SHAHIN, HOLSEN e ODABASI, 2002; JARADAT, 2004; RAYMOND *et al.*, 2004; SAKATA e MARUMOTO, 2004; TASDEMIR, ODABASI e HOLSEN, 2005; TASDEMIR e HOLSEN, 2005; TASDEMIR e GUNEZ, 2006a; TASDEMIR e GUNEZ, 2006b; SAKATA *et al.*, 2006; SEYFIOGLU e ODABASI, 2006; CINDORUK e TASDEMIR, 2007; TASDEMIR e ESEN; 2007; TASDEMIR, ODABASI e HOLSEN, 2007).

Mas o primeiro modelo utilizado por Yi *et al.* (1997) ainda inspira amostradores mais recentes. É o caso de Tasdemir e Esen (2007). Diferente da Figura 3-9, este WSS tem pequenos orifícios na placa de superfície molhada, e ainda, um filtro na passagem da água com partículas e uma coluna de resina XAD-2. Todas essas adições estão em função particular deste trabalho específico. No entanto, o WSS ficou mais simples no que diz respeito ao sensor de chuva e neve, e a refrigeração da água. Todas estas adaptações podem ser visualizadas nas Figura 3-10.

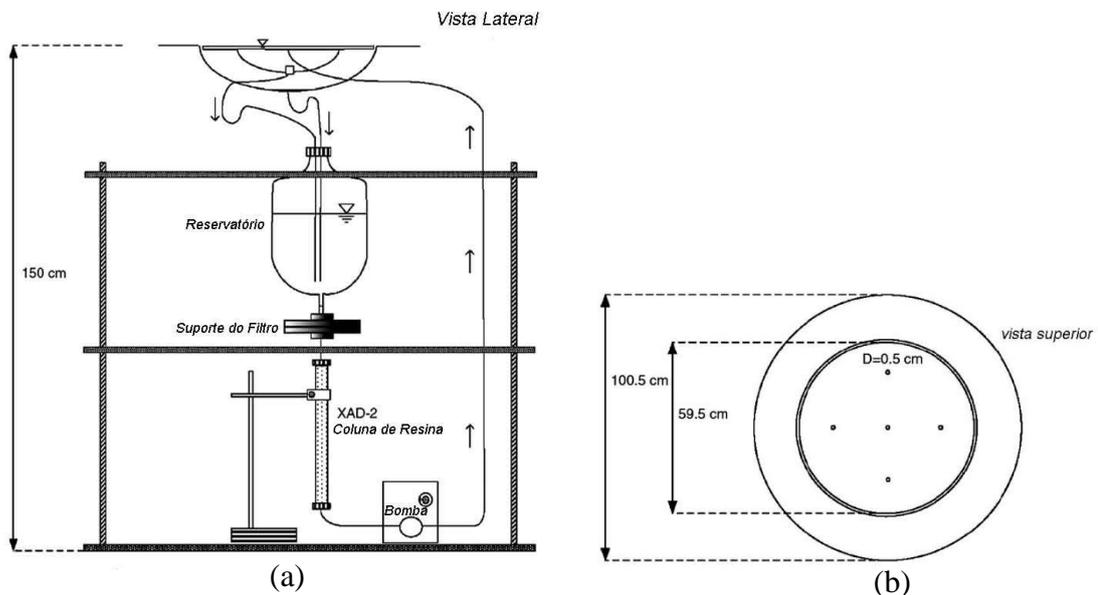


Figura 3-10: (a) Vista lateral do WSS. (b) Vista superior da placa de superfície molhada.

Fonte: Tasdemir e Esen, 2007.

3.2.1.2.3 Frisbee Invertido

Devido ao bloqueio aerodinâmico causado pelos coletores convencionais de partículas sedimentáveis, Hall e colaboradores usaram uma versão original, comercializada do Clássico “*World Class Frisbee*” para coletar partículas, na tentativa de diminuir essa intervenção do vento (HALL e WATERS, 1986; HALL e UPTON, 1988).

Em trabalhos posteriores, eles abandonaram a forma clássica e a substituíram por uma forma mais sofisticada com o objetivo de alcançar melhores propriedades aerodinâmicas e uma mínima resistência à queda da sedimentação. Ao *frisbee* foi acrescentado um anel de fluxo defletor para melhorar a aerodinâmica da amostragem (HALL, UPTON e MARSLAND, 1993; HALL, UPTON e MARSLAND, 1994).

Estudos mais recentes, Wiggs *et al.*, (2002), testaram uma versão levemente ampliada do amostrador original de Hall *et al.* (1994). E em 2006, Sow e colaboradores utilizaram o mesmo tamanho de amostrador que Wiggs *et al.* (2002). A Figura 3-11 segue as medidas utilizadas por Sow *et al.* (2006).

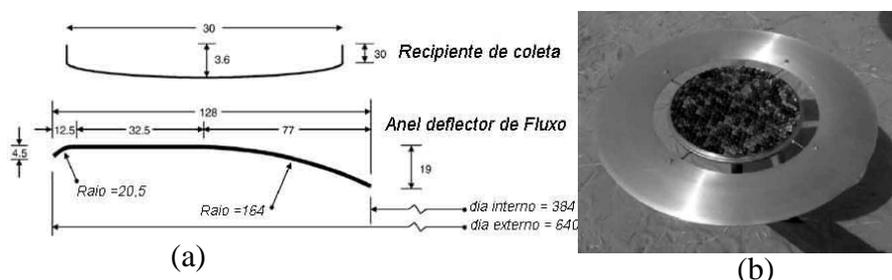


Figura 3-11: Imagem de um *frisbee*. (a) Vista lateral do anel defletor. (b) Imagem de um *frisbee* com anel defletor e bolinhas de vidro.

Fonte: Sow, Goosens e Rajot, 2006.

Muitos trabalhos têm se dedicado a comparar diferentes tipos de coletores com o intuito de contribuir para a padronização de um método adequado, pois ainda não existe um consenso sobre qual o melhor método de coleta e forma de coletor a ser utilizado. Como exemplo, tem-se Dasch (1985), que comparou a eficiência de coleta de um balde com relação a diferentes superfícies substitutas. Shannigrahi *et al.* (2005) compararam três métodos diferentes, a saber: balde, placas revestidas de alumínio e lubrificadas com graxa de silicone e uma vasilha com água. E mais recentemente, Sow *et al.* (2006) compararam quatro tipos diferentes de coletores, com o objetivo de identificar a melhor superfície de absorção.

O coletor comparado por Sow *et al.* (2006) foi o *Marble Dust Collector – MDCO* com o amostrador *inverted frisbee* em quatro versões diferentes. Eram elas: o *inverted frisbee*, o *inverted frisbee* com *glass marbles*, o *inverted frisbee* envolvido por um aerodinâmico anel defletor de fluxo, o *inverted frisbee* com *glass marbles* e envolvido por um aerodinâmico anel defletor de fluxo.

Embora haja esforços, ainda nenhum padrão de medição internacional de deposição de poeira foi adotado (ODABASI *et al.*, 1999; VARDAR *et al.*, 2002; SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006).

3.2.1.2.4 Eficiência dos Coletores

A respeito desses esforços, os valores da deposição de poeira na literatura devem ser considerados com cuidado (SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006). Muitos coletores não têm calibrações adequadas, e, para aqueles que foram calibrados, a eficiência tem sido freqüentemente determinada em termos relativos, ou baseada em outros coletores (GOOSSENS e OFFER, 1994) ou considerando uma condição bastante simplificada (WIGGS *et al.*, 2002). Estudos detalhados sobre a eficiência dos amostradores de poeira são escassos, mas existem, como por exemplo, Jean *et al.* (1985); Hall e Upton (1988); Hall *et al.* (1994); Shannigrahi *et al.* (2005); Goossens (2005); Sow *et al.* (2006).

Em 2005, Goossens afirmou que os coletores de poeira se diferem em eficiência, pois ela vai depender do seu *design*, tipo de revestimento interno, tamanho das partículas coletadas e velocidade do vento.

Em 2006, num trabalho com outros colaboradores (SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006), voltou a afirmar que os fatores que influenciam são: a forma e o tamanho do coletor; sua superfície de deposição interna; o fluxo de ar a sua volta (velocidade do vento, direção do vento, intensidade da turbulência); e as características do sedimento (como a distribuição do grão por tamanho).

E acrescentou ainda que, além dessa combinação de fatores, a eficiência do coletor varia com a condição do tempo de medição. Ademais, fazer esses ajustes de calibração no amostrador de deposição de poeira tende a ser muito demorado. No mesmo artigo, ele também diz que para entender o comportamento da curva de eficiência é necessário saber os parâmetros (ou

fenômenos) que desempenham uma função no processo de acumulação. Para ele, o fluxo de acumulação no coletor depende de cinco parâmetros:

- O fluxo de poeira horizontal - é importante porque é ele que garante o fornecimento de partículas com capacidade de sedimentação no coletor.
- O peso da partícula - é importante porque determina a taxa de sedimentação gravitacional.
- O alto nível de turbulência - é também importante, especialmente para partículas menores que aproximadamente 30-50 μm , pois sua deposição é significativamente afetada pela turbulência (HUNT e BARRETT, 1989).
- A ressuspensão das partículas depositadas no coletor - reduzirá a taxa de acumulação, afetando, dessa forma, a eficiência final do coletor.
- O último fator, a *zona de dust shadow* - é especialmente importante no caso de velocidades do vento variáveis de leve a moderada. Por isso o coletor atua como um obstáculo para o fluxo, criando a sua volta e sobre ele uma zona de *dust shadow* (GOOSSENS, 1988 para mais detalhes). A baixa concentração de poeira no transporte aéreo afeta diretamente essa zona, diminuindo a quantidade de partículas disponíveis para deposição no coletor.

A velocidade do vento não precisa ser alta para criar a *dust shadow*, alguns décimos de cm/s ou menos são suficientes (GOOSSENS, 1994). Em fluxos turbulentos, a perturbação do fluxo causada por um obstáculo geralmente diminui com o quadrado da velocidade do vento (GOOSSENS, 1987b)

3.2.2. Métodos Teóricos ou Indiretos

O cálculo teórico também pode ser chamado de método indireto, pois o fluxo de sedimentação é derivado de medidas de quantidades secundárias, tais como as médias das concentrações das partículas atmosféricas (ou o gradiente vertical da média das concentrações), e a relação delas com o fluxo (GOOSSENS, 2005).

3.2.2.1. Quantificação da deposição úmida

Para Seinfeld e Pandis (2006), a taxa de transferência de um gás solúvel ou partícula inserida numa gota de chuva, abaixo de uma nuvem, pode ser aproximadamente por relação de primeira ordem (Eq. 3-1):

$$W_{gas/chuva}^i = \Lambda_{ig} C_{i,gas} \quad W_{part,chuva}^i = \Lambda_{ip} C_{i,part} \quad \text{Eq. 3-1}$$

Onde $W_{gas/chuva}^i$ e $W_{part/chuva}^i$ ($\mu\text{g m}^{-3} \text{ s}^{-1}$) são o fluxo de transporte da média da fase de gás para a média da fase de chuva e da média da fase de partícula para a fase de chuva respectivamente Λ_{ig} e Λ_{ip} (s^{-1}) são os coeficientes de remoção das espécies i , estando i na fase gasosa ou em fase de partícula, respectivamente, $C_{i,gas}$ e $C_{i,part}$ ($\mu\text{g m}^{-3}$) são as concentrações da espécie i na média das fases de gás e partícula (CHAMBERLAIN, 1953 apud SEINFELD e PANDIS, 2006). Os coeficientes de remoção em geral são uma função da localização, tempo, característica da tempestade de chuva, e da distribuição por tamanho da espécie i .

O uso da Eq. 3-1 só é admissível quando a remoção for irreversível e também se ela for independente da quantidade do material removido anteriormente.

Se $C(z, t)$ é a concentração de uma espécie numa atmosfera homogênea horizontal, numa atmosfera lavada pela chuva, num nível abaixo da nuvem, a taxa de remoção pode ser definida por F_{du} , onde pode ser obtida pela seguinte relação mostrada na Eq. 3-2:

$$F_{du}(t) = \int_0^h \Lambda_g(z,t) C(z,t) dz \quad \text{Eq. 3-2}$$

onde h é a altura base da nuvem e Λ e o coeficiente de remoção ou *washout coefficient*, s^{-1} . Note que Λ tem unidade inversa do tempo, então, em qualquer parte abaixo da nuvem a taxa de remoção F_{du} tem unidade de massa/área⁻¹tempo⁻¹.

Se a atmosfera abaixo da nuvem é homogênea, então, pode-se também definir um coeficiente de remoção médio $\bar{\Lambda}$, como segue na Eq. 3-3:

$$F_{du}(t) = C(t) \int_0^h \Lambda(z,t) dz = \bar{\Lambda} h C(t) \quad \text{Eq. 3-3}$$

A remoção deve também ser considerada como um processo de decaimento exponencial, conforme Eq. 3-4:

$$C(t) = C_0 e^{-\Lambda t}$$

Eq. 3-4

Onde $C(t)$ é a concentração em $\mu\text{g m}^{-3}$ no tempo t em segundos, C_0 é a concentração no tempo zero. Na Figura 3-12 (ENGELMANN *apud* BOUBEL *et al.*, 1994), apresenta este coeficiente Λ em função do tamanho da partícula e das taxas de chuvas.

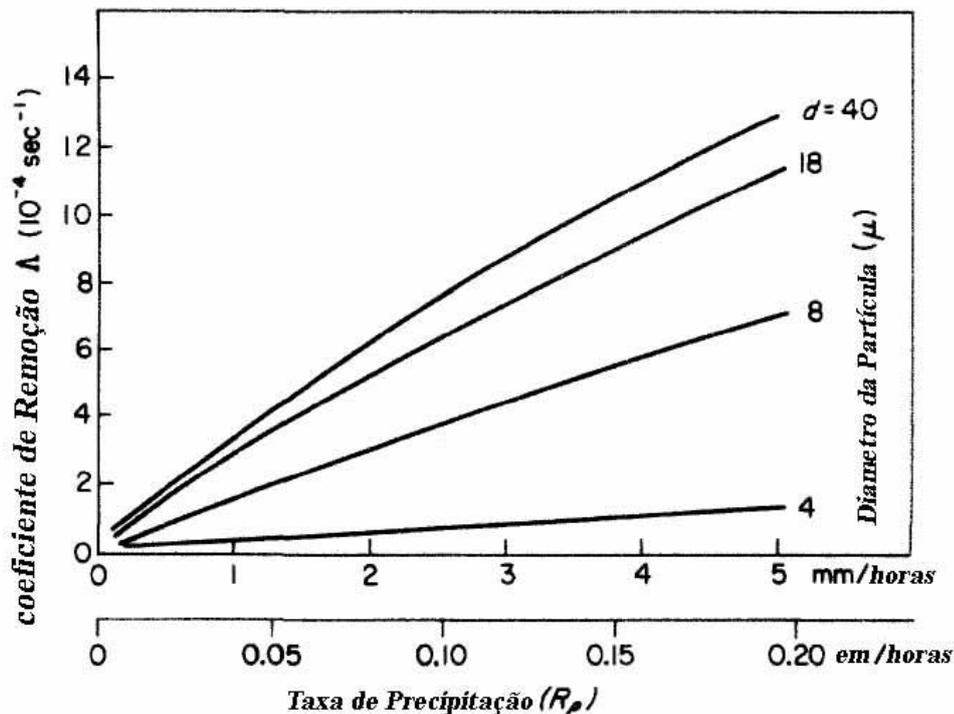


Figura 3-12: Valores típicos do coeficiente de remoção em função das taxas de chuva e do tamanho da partícula. Fonte: Engelmann, 1968 (*apud* BOUBEL *et al.*, 1994).

3.2.2.2. Quantificação de Deposição Seca

Wesely e Hicks (2000) sintetizam a maioria dos modelos de deposição a seco que tem sido desenvolvido até agora. Podemos notar que muitos deles foram elaborados para a deposição de gases e não são necessariamente aplicados a partículas macroscópicas de poeira.

A maioria (não todos) dos modelos teóricos calcula a deposição da poeira, enquanto que as técnicas experimentais medem a acumulação. A acumulação pode ou não ser igual à deposição, dependendo de condições específicas de tempo e medições (GOOSSENS, 2005), conforme citado anteriormente. Exemplos de técnicas teóricas são: Método do Gradiente, o Método Dedutível (Inferencial).

3.2.2.2.1 Método do Gradiente

No Método do Gradiente o fluxo de deposição é determinado pela medida do gradiente vertical da concentração do material particulado e pela teoria do transporte-gradiente para demonstrar a relação com o fluxo de deposição, que é expresso pela Eq. 3-5 (SEINFELD e PANDIS, 1998):

$$F_{ds} = K_A \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{Eq. 3-5}$$

Onde F_{ds} é o fluxo de deposição, K_A é o coeficiente de difusão da partícula, C é a concentração de partículas numa altura z . Para partículas suficientemente finas, K_A pode ser substituída pela difusividade da turbulência (ou *eddy*), K_M , o qual é igual a Eq. 3-6.

$$K_k U^* \frac{z}{\Phi\left(\frac{z}{L}\right)} \quad \text{Eq. 3-6}$$

onde K_k é a constante de Von Kármán's (0,4), U^* a velocidade de fricção e Φ uma função da estabilidade que vai depender da altura z e L o comprimento de Monin-Obhukov (GILLETTE *et al.*, 1972). Para a atmosfera neutra, tais como as utilizadas nos experimentos feitos no túnel de vento, pode-se considerar que $\Phi\left(\frac{z}{L}\right) = 1$ e a Eq. 3-5 passa a ser reescrita como,

$$F_{ds} = K_k U^* z \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{Eq. 3-7}$$

Se a Eq. 3-7 for reescrita na forma da Eq. 3-10

$$F_{ds} = V_d C \quad \text{Eq. 3-8}$$

Tem-se a Eq. 3-9

$$V_d = \frac{kU^* z}{\Phi\left(\frac{z}{L}\right)} \frac{1}{C} \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{Eq. 3-9}$$

Na maioria dos estudos, se assume que $\frac{\partial C}{\partial z}$ é constante e a concentração é medida somente por duas alturas (GILLETTE, 1974; GILLETTE e DOBROWOLSKI, 1993). Quando $\frac{\partial C}{\partial z}$ é variável em função de altura (perfil de concentração não linear) é mais óbvio calcular F variando com a altura z pela integração da Eq. 3-7 e adaptar uma curva através dos dados obtidos pelo perfil vertical de deposição (GOOSSENS *et al.*, 2001). A deposição no nível do solo pode ser calculada por meio deste perfil (GOOSSENS, 2005).

3.2.2.2 Método Inferencial

O método Inferencial (GOOSSENS, 2005) baseia-se na determinação ou inferência direta da velocidade de deposição V_d . Desta forma, o fluxo de deposição é calculado como apresentado na Eq. 3-10.

$$F_{ds} = V_d C \quad \text{Eq. 3-10}$$

Onde C é a concentração de partículas e V_d é a velocidade de deposição. Este método foi criado por Charpelain (1960), e muitas foram as pesquisas que se dedicaram a calcular a velocidade de deposição por esta relação, são eles: MCVEETY e HITES (1980); SLINN e SLINN (1980); BIDLAMAN (1988); LIN *et al.* (1994); SHEU *et al.* (1996); FRANZ *et al.* (1998); FRANZ *et al.* (1998); ODABASI *et al.*, 1999; KAUPP e MCLACHLAN (2000); WESELY e HICKS, 2000; NOLL, JACKSON e OSKOUIE, 2001; VARDAR, ODABASI e HOTSSEN, 2002; PARK *et al.* (2002); SAKATA e MARUMOTO, 2004; GOOSSENS, 2005; TASDEMIR e ESEN, 2007).

$$F_{ds} = \sum F_{dsI} = \sum C_I V_d(d_{pa}, I) \quad \text{Eq. 3-11}$$

Onde C_I é a medida da concentração atmosférica de MPS proporcional à contribuição mássica de cada classe de tamanho das partículas e $V_d(d_{pa}, I)$ é a velocidade de deposição por cada classe de tamanho das partículas.

3.2.2.2.1 Descrição de Alguns Modelos de Velocidade de Deposição

Há atualmente um grande número de modelos para prever essa velocidade (SEHMEL, 1973; SLINN E SLINN, 1980; NOLL e FANG, 1989; NOLL, JACKSON e OSKOUIE, 2001; SAKATA E MARUMOTO, 2004).

Muitos desses modelos são baseados em experimentos de túnel de vento (SEHMEL 1971; SEHMEL E HODGSON 1978; MCCREADY, 1986) ou têm sido teoricamente derivados de mecanismo de deposição simulados (SLINN E SLINN, 1980; PETERS e EIDEN, 1992; WU *et al.*, 1992).

Uma das grandes dificuldades de se calcular a velocidade da deposição dos grãos naturais está na forma irregular dos grãos (SOW, GOOSSENS e RAJOT, 2006). Modelos teóricos geralmente assumem que grãos são de formato esférico (SEHMEL, 1980; SEINFELD e PANDIS, 1998; NHO-KIM *et al.*, 2004). Além da poeira natural não ser perfeitamente arredondada, muitas partículas naturais podem ser achatadas (BABA e KOMAR, 1981; DIETRICH, 1982).

As irregularidades das superfícies dão início à perturbação no fluxo de ar em volta do grão durante a sua deposição, resultando em uma baixa velocidade de sedimentação das partículas, se comparadas com uma esfera de mesmo tamanho e densidade (DIETRICH, 1982; GOOSSENS, 1987 a,b,c). Grãos extremamente achatados podem desenvolver um caminho de vórtices que levará a partícula a oscilar ao invés de se sedimentar ao longo de uma linha reta (STRINGHAM *et al.* 1969). Embora este fenômeno ocorra principalmente com grãos grosseiros, eles ocorrem também para qualquer tamanho de grão que se sedimente num regime de fluxo turbulento. Em regime laminar eles não seguem em fluxo de separação, e qualquer posição do grão pode ser estável (GOOSSENS, 1987a).

O valor numérico de V_d pode ser calculado por teorias existentes (ver e.g. SEHMEL E HODGSON 1978; SLINN, 1983; PLEIM *et al.*, 1984; VENKATRAM E PLEIM, 1999) ou pode-se obter diretamente de gráficos feitos baseados em dados experimentais combinado com a teoria.

Em vários estudos, V_d foi originada das curvas publicadas por Sehmel (1980). No caso dos fluxos granulometricamente estratificados (onde a distribuição do grão por tamanho varia em função da altura), V_d deve ser calculado para alturas diferentes, já que o valor de V_d depende

do tamanho da partícula, além de outros fatores (VARDAR, ODABASI E HOLSEN, 2002; SEINFELD e PANDIS, 1998).

A complexidade do tema tem motivado um grande número de trabalhos reportados na literatura, tanto para estimação teórica quanto para análises experimentais (HOFF et al. 1996; KAUPP e MCLAHLAN, 1999) como experimental (HOLSEN *et al.* 1999; TASDEMIR, 1997; FRANZ *et al.* 1998; CAKAN 1999; ODABASI *et al.* 1999; YI *et al.* 2001).

Uma das razões para essa discrepância entre o fluxo de deposição a seco experimental e o estimado é que a velocidade de deposição é uma função do tamanho da partícula. A sedimentação gravitacional tem um efeito significativo na deposição de partículas grossas enquanto que o movimento Browniano domina a deposição de muitas partículas finas (0,1 μm) (SEINFELD AND PANDIS, 1998).

Enquanto o diâmetro da partícula aumenta aproximadamente 1 μm , a velocidade de deposição aumenta significativamente. Por esta razão utilizam-se técnicas de modelagem de várias etapas, a qual divide a distribuição das partículas finas e grossas em um número de intervalos, e atribui uma velocidade de deposição para cada intervalo, dando uma melhor estimativa da deposição a seco (VARDAR, ODABASI e HOTSSEN, 2002).

A velocidade de deposição é comumente o resultado da soma de três importantes velocidades como mostra a Eq. 3-12.

$$V_d = V_{st} + V_{di} + V_{dd} \quad \text{Eq. 3-12}$$

Onde V_{st} é a velocidade de sedimentação gravitacional ou velocidade de Stokes, V_{di} é a velocidade de deposição inercial da partícula, e V_{dd} é a deposição difusa Browniana da partícula. Contudo, é esperado que partículas muito pequenas não tenham tanta influência do movimento inercial, assim como, as partículas muito grandes não tenham do movimento de difusão.

Para Hinds (2005) (*apud* Ruzer e Haley) há duas opções de cálculo da V_{st} , Eq. 3-13 ou Eq. 3-16.

$$V_{st} = \frac{\rho_p d_p^2 g C_f}{18\eta} \quad \text{Eq. 3-13}$$

Onde ρ_p é a densidade da partícula (Kg/m^3) d_p é o diâmetro da partícula (m), g é a aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m/s}^2$) no nível do mar, C_f é o fator de correção do deslizamento ou fator de correção de Cunningham's (adimensional utilizado para partículas menores) e η a viscosidade do ar ($\text{Pa} \cdot \text{s}$). O Re é o número de Reynolds que caracteriza o movimento da partícula, que é dado pela Eq. 3-14:

$$\text{Re} = \frac{\rho_a V d_p}{\eta} \quad \text{Eq. 3-14}$$

Onde ρ_a é a densidade do ar ($1,2 \text{ kg/m}^3$ em condição padrão) e V é a relação entre a velocidade da partícula e o ar (V_{st} neste caso).

O número de Cunningham's foi obtido pela Eq. 3-15, reescrita abaixo:

$$C_f = 1 + \frac{\lambda}{d_p} \left[2,34 + 1,05 \exp\left(-0,39 \frac{d_p}{\lambda}\right) \right] \quad \text{Eq. 3-15}$$

Onde o percurso livre médio λ é inversamente relacionado com a densidade do ar, que é igual a $7,91 \times 10^{-8} / \rho_a$, logo o valor de λ é $4,55 \times 10^{-3} \text{ m}$.

Após detalhamento da Eq. 3-13, será explicada a Eq. 3-16:

$$V_{st} = \frac{\rho_0 d_a^2 g C_f}{18\eta} \quad \text{Eq. 3-16}$$

Onde ρ_0 é a densidade padrão (1000 kg/m^3) e C_f é definido em termos de diâmetro aerodinâmico d_a .

Nesta expressão o verdadeiro tamanho, forma ou densidade da partícula não precisam ser identificados, bastando somente se encontrar o diâmetro aerodinâmico da partícula. Instrumentos que dependem da separação aerodinâmica, tais como o Impactador Cascata, são usados para medir o diâmetro aerodinâmico.

O d_p e o d_a estão relacionados na Eq. 3-17:

$$d_a = d_p \left(\frac{\rho_p}{\rho_0} \right)^{1/2} \quad \text{Eq. 3-17}$$

Alguns artigos têm desenvolvido estudos em tubos verticais, pois o comportamento é muito semelhante ao que ocorre na atmosfera (ver MUYSHONDT *et al.*, 1996).

A difusão da partícula na direção da parede do tubo vertical é devido ao componente radial da turbulência. Os primeiros pesquisadores modelaram este processo assumindo que a difusividade da partícula é uma função da difusividade do momento do fluido (FRIEDLANDER E JOHNSTONE, 1957; LIU E ILORI, 1974). Tennekes e Lumley (1982) demonstraram que difusão turbulenta é uma função do número de Reynolds para o escoamento.

Usando dados de deposição do tubo vertical, Muysshondt *et al.* (1996) demonstrou que a velocidade de deposição adimensional inercial, $V_{di(a)}^+$ é uma função do tempo de relaxamento adimensional (τ^+) e do número de Reynolds para o escoamento, Re_M . A Eq. 3-18 apresentará essa formulação que resultará em uma curva sigmóide:

$$V_{di(a)}^+ = a_1 e^{-0,5\{(Re_l - a_2)/a_3\}^2} + a_4 e^{-0,5\{(\ln^+ - \ln a_5)/a_6\}^2} \quad \text{Eq. 3-18}$$

Onde Re_l possui uma configuração diferente da apresentada inicialmente, a saber, a Eq. 3-19

$$Re_l = \frac{Ul}{\nu} \quad \text{Eq. 3-19}$$

Onde l é o comprimento característico (nos casos do diâmetro do tubo do estudo, 1,3-10,2cm, U é a velocidade do fluido, e ν é a viscosidade cinemática). O tempo de relaxamento adimensional, τ^+ , é definido como na Eq. 3-20:

$$\tau^+ = \frac{\tau U^{*2}}{\nu} \quad \text{Eq. 3-20}$$

Onde U^* é a velocidade de fricção e τ é o tempo de relaxamento definido como:

$$\tau = \frac{C_f \rho_p d_p^2}{18\eta} \quad \text{Eq. 3-21}$$

Onde η é a viscosidade absoluta do fluido. Observe que η é a viscosidade absoluta e ν a viscosidade cinemática. A relação entre as duas é $\nu = \eta / \rho$.

Os coeficientes resultantes neste estudo, da Eq. 3-18, ajustado pela técnica do mínimo quadrado foram: $a_1=0,0226$, $a_2=40300$, $a_3=15330$, $a_4=0,1394$, $a_5=49,0$, $a_6=1,136$.

Noll *et al.* (2001) usaram esses conhecimentos citados a cima para realizarem o desenvolvimento de seu modelo de velocidade de deposição.

A curva sigmóide da Eq. 3-18 desenvolvida por Muysshondt *et al.* (1996) teve os seus coeficientes ajustados pelo método dos mínimos quadrados para os dados atmosféricos específicos ao estudo de Noll *et al.* (2001). O resultado da Eq. 3-22 foi:

$$V_{di(b)}^+ = b_1 e^{-0,5\{(Re_l - b_2)/b_3\}^2} + b_4 e^{-0,5\{(\ln \tau^+ - \ln b_5)/b_6\}^2} \quad \text{Eq. 3-22}$$

Os coeficientes foram $b_1= 0.024175$; $b_2=40.300$; $b_3=3.833,25$; $b_4=1,4911534$; $b_5=18$, e $b_6=1,7$.

O coeficiente de correlação, R^2 , da Eq. 3-21 foi 0,83. A análise estatística (emparelhado teste -t) dos dados apresentados não teve uma diferença significativa entre a velocidade de deposição predita pela Eq. 3-21 e os valores medidos num intervalo de confiança de 95%.

Ao confrontar $V_{di(b)}^+$ com o número de Reynolds e o tempo de relaxamento adimensional (τ^+), Noll *et al.* (2001), perceberam um aumento de $V_{di(b)}^+$ nas partículas entre 1 μm e 100 μm e Re maior que 9000). Por isso, afirmou ser de grande importância que $V_{di(b)}^+$ esteja sempre em função de Re.

Para o cálculo da velocidade da deposição difusa Browniana, V_{dd} , Noll, Jackson e Oskouie (2001) utilizaram a equação desenvolvida por Cleaver e Yates (1975). Eles analisaram a difusão das partículas menores em uma superfície lisa e encontraram que a velocidade de deposição Browniana adimensional se encontra na Eq. 3-23:

$$V_{dd}^+ = 0,084 Sc^{-0,667} = 0,084 \left(\frac{\nu}{D} \right)^{-0,667} \quad \text{Eq. 3-23}$$

Juntando todas as equações, Noll *et al.* (2001) chegaram à equação Eq. 3-24:

$$V_d = \frac{C_f(\rho_p - \rho_f)gd_p^2}{18\mu} + U^* \{ b_1 e^{-0,5(\text{Re}-b_2)/b_3} + b_4 e^{-0,5((\ln \tau^+ - \ln b_5)/b_6)^2} + 0,084Sc^{-0,667} \} \quad \text{Eq. 3-24}$$

Para partículas maiores, um dos modelos vigentes mais usados é o de Noll e Fang (1989), ele foi aplicado para partículas de aproximadamente 4 a 100 μm em uma superfície lisa em condições atmosféricas.

Neste modelo a velocidade de deposição V_d foi a soma da sedimentação gravitacional V_{st} e a velocidade de deposição inercial $V_{di(c)}$ como segue a Eq. 3-25:

$$V_d = V_{st} + V_{di(c)} \quad \text{Eq. 3-25}$$

A velocidade de deposição inercial $V_{di(c)}$ neste modelo foi definida como na Eq. 3-26:

$$V_{di(c)} = \varepsilon U^* \quad \text{Eq. 3-26}$$

Onde ε é o coeficiente inercial de partículas efetivas e U^* a velocidade de fricção.

ε é dado por uma equação empírica formulada por Noll e Fang (1989) (Eq. 3-27):

$$\varepsilon = 1,12e^{-30,36/d_p} \quad \text{Eq. 3-27}$$

Onde d_p é o diâmetro da partícula em μm . Este modelo foi utilizado por Sakata e Marumoto (2004) para a obtenção do fluxo de deposição a seco e a velocidade de deposição a seco de metais traços. Obteve gráfico da Figura 3-13, de velocidade de deposição por tamanho da partícula.

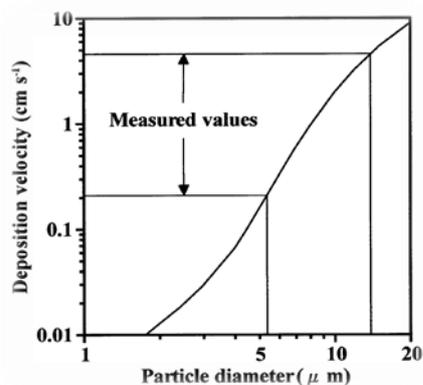


Figura 3-13: Velocidade de deposição calculada em função do tamanho da partícula. Fonte: Sakata e Marumoto, 2004.

4. REGIÃO DE ESTUDO

A região de estudo será tratada como RMGV. Contudo, isso não é de fato uma verdade, pois a RMGV é muito maior do que o espaço abrangido pela pesquisa. No entanto, todos os pontos (estações) trabalhados estão inseridos na RMGV.

Este Capítulo está dividido em 3 seções. A Seção 4.1 descreve a geografia da região. Na Seção 4.2 são abordados os aspectos meteorológicos da região e na seção 4.3 são observados o monitoramento meteorológico e a qualidade do ar da RMGV.

4.1 GEOGRAFIA DA REGIÃO

A área de estudo do presente trabalho é a RMGV, apresentada na Figura 4-1. Essa região compreende uma área formada por uma topografia complexa. Seu relevo varia desde uma planície litorânea a colinas, com destaque para o Mestre Álvaro, com 833 metros de altura no município de Serra; a reserva de Duas Bocas no município de Cariacica, que possui picos com altura variando de 200 a 800 metros; maciços costeiros, destacando-se entre eles o Maciço Central no município de Vitória, que ocupa quase toda a região da cidade, com altura estimada em 293 metros até a sua fronteira leste com o oceano Atlântico.

A ocupação do solo é variada, desde grandes áreas com cobertura vegetal diversa a regiões urbanas dominadas pela pavimentação. A sua proximidade com o oceano, bem como a sua topografia, controlam as condições meteorológicas e a circulação atmosférica, onde a presença de efeitos de mesoescala é bem representada (brisa marinha e terrestre, formação de chuva, ilhas de calor entre outros) (SANTIAGO, 2009).

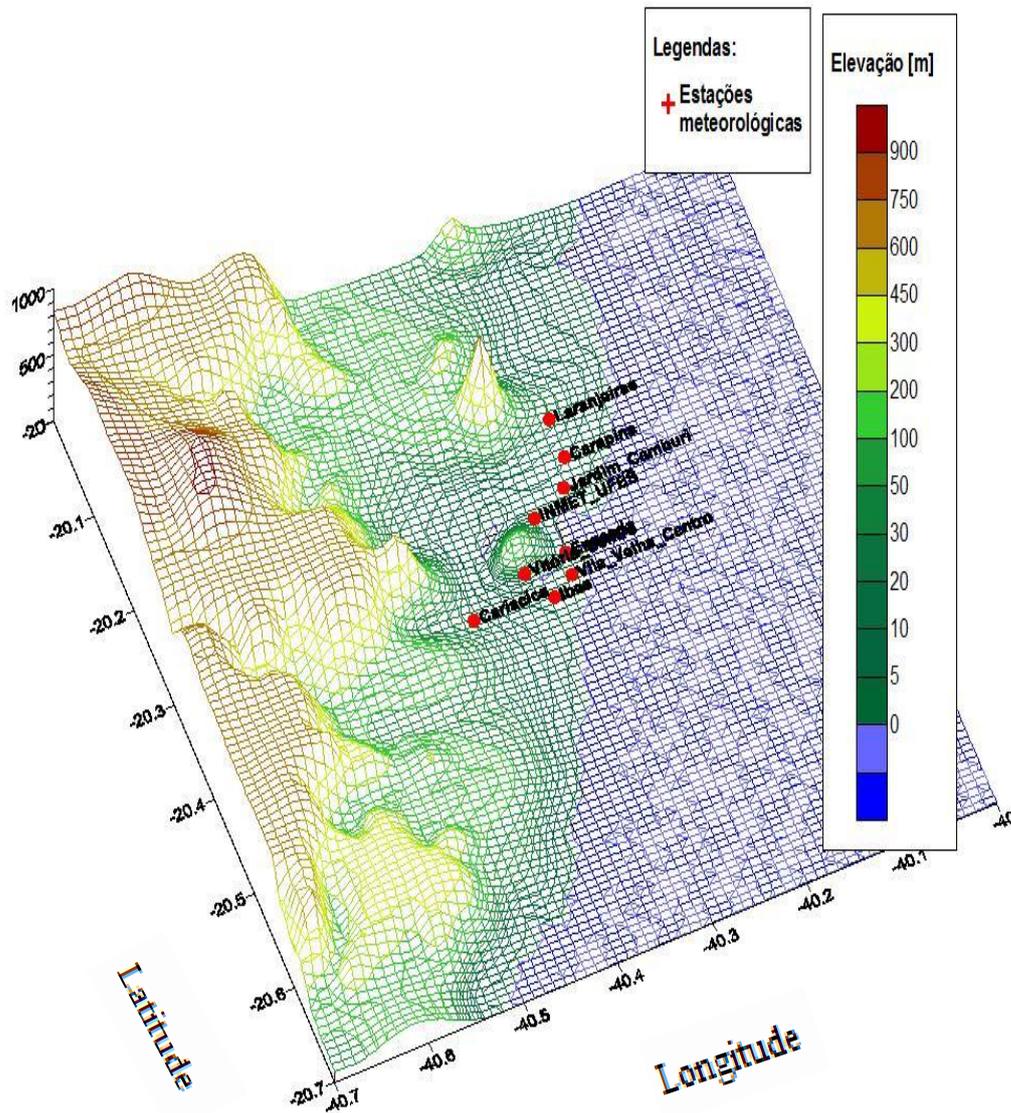


Figura 4-1: Detalhes topográficos da RMGV e indicação da localização das estações Meteorológicas de superfície.

Fonte: Santiago, 2009

4.2 METEOROLOGIA

De acordo com o relatório anual do Iema (2008), a RMGV possui clima tropical quente e úmido. No período do inverno é comum a ocorrência de temperaturas por volta de 18°C, onde a sensação de frio é verificada na presença de frentes frias esporádicas devido ao anticiclone polar.

O verão da região mostra-se extenso (aproximadamente entre outubro e abril) com maior ênfase normalmente entre dezembro e janeiro. Os principais sistemas de circulação atmosférica são o anticiclone subtropical do Atlântico Sul, que é o responsável pelos ventos com direção meteorológica Oeste e Sudoeste, provocando alta intensidade de radiação solar e temperaturas. Já o anticiclone polar móvel é o responsável pelos ventos oriundos da região Sul, baixas temperaturas e nebulosidade.

Os ventos são predominantes dos quadrantes norte e nordeste, com maior frequência entre 2,1 e 3,6m/s, conforme apresentado na Figura 4-2 (correspondentes a o ano de 2008 e 2009).

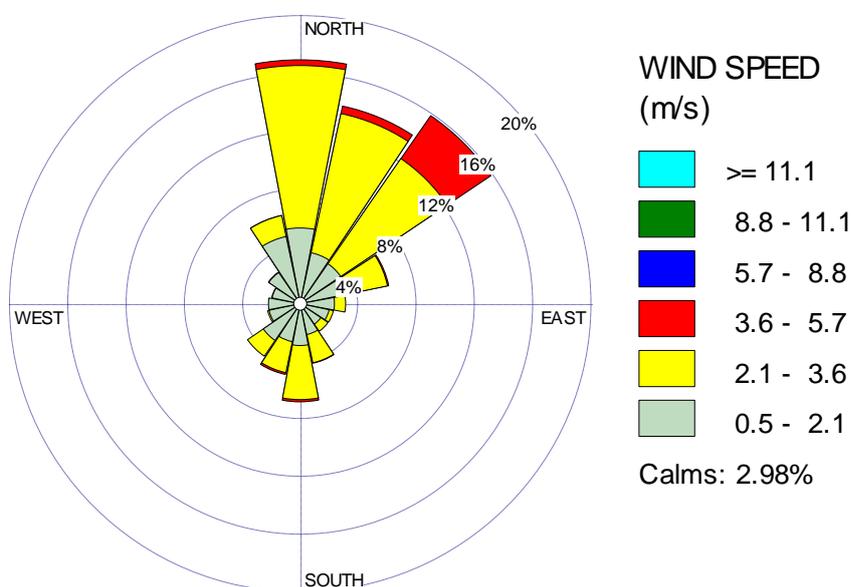


Figura 4-2: Rosa dos ventos para a Região da Grande Vitória para os anos de 2008 e 2009, obtida através da utilização do modelo de meso-escala MM5.

4.3 MONITORAMENTO METEOROLÓGICO E DA QUALIDADE DO AR NA RMGV

O monitoramento da qualidade do ar na Grande Vitória foi iniciado pela professora Yone Pedrosa Valli, docente da Faculdade de Farmácia do Espírito Santo, no ano de 1977. Para o monitoramento, foram instalados coletores de medição de partículas sedimentáveis em áreas situadas sob a influência direta da Companhia Vale do Rio Doce- CVRD e da Companhia Siderúrgica de Tubarão - CST (SANTOLIM, 1991).

Em 1987, a Secretaria Estadual de Saúde, iniciou as medições de SO₂ e PTS na região. Entretanto, os equipamentos utilizados estavam sob condições inadequadas de instalação, calibração e manutenção. Em julho de 1990, a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos adquiriu três estações medidoras de PTS e três estações para medição de SO₂.

Os equipamentos foram instalados na Ilha do Boi, Município de Vitória, e Laranjeiras, distrito pertencente a Serra. Na época, esses pontos foram considerados estratégicos com relação à influência das principais atividades potencialmente poluidoras da região. Foram instalados equipamentos no Centro de Vitória, cuja intenção era medir a poluição por veículos automotores (SANTOLIM, 1991).

Com o aumento de atividades potencialmente poluidoras no Estado, a Secretaria de Estado para Assuntos do Meio Ambiente sentiu a necessidade de implantar uma Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar na Região da Grande Vitória chamada RAMQAR. A Rede é composta por 8 estações de monitoramento e possui equipamentos de medição de última geração, tornando a Rede Automática umas das mais modernas do mundo (Iema, 2006).

Segundo Simões e Araújo (2006), a rede foi instalada em locais estratégicos, de acordo com estudos realizados com modelos matemáticos de dispersão atmosférica.

A RAMQAR foi implantada devido ao cumprimento das Licenças de Instalação da Usina VII da CVRD (LI-198/98) e Alto Forno II da CST (LI-192/98). A Figura 4-3 apresenta a distribuição das RAMQAR ao longo da RMGV.

A RAMQAR foi inaugurada em 6 de junho de 2000 e hoje pertence ao IEMA. A gerência desta rede também é de responsabilidade deste mesmo Instituto. Cabe ressaltar que ela monitora todos os poluentes estabelecidos no padrão da qualidade do ar, enquadrado na resolução Conama n. 3/ 90. Além de monitorar os hidrocarbonetos, apesar de não existir ainda padrões de qualidade do ar para este poluente (ver Quadro 4-1).

Dentre as 8 Estações de Monitoramento do Iema, somente 4 delas são meteorológicas, como apresentado no Quadro 4-1. São elas: Carapina, Enseada do Suá, Vila Velha Ibes e Cariacica.

Para o presente trabalho, foram analisados os dados correspondentes ao período de abril de 2009 a abril de 2010. Neste intervalo de tempo a estação de Carapina apresentou direção média do vento predominante de 172°. E a velocidade média escalar foi de 1,6m/s. Para uma temperatura média de 24°C e precipitação pluviométrica de 0,15mm.



Figura 4-3: Distribuição das Estações de Monitoramento da Qualidade do Ar da Região da Grande Vitória.
Fonte: IEMA

Na estação da Enseada do Suá a direção média do vento predominante neste período, foi de 152°. E a velocidade média escalar foi de 2,2m/s. Para Vila- Velha Ibes a direção média do vento predominante nesse período, foi de 170° e a velocidade média escalar foi de 2,4m/s. Por fim, na estação de Cariacica a velocidade média escalar foi de 2,0m/s e temperatura média de 25° C.

Estação	PTS	PM ₁₀	SO ₂	CO	NO _x	HC	O ₃	Parâmetros Meteorológicos
Laranjeiras	X	X	X	X	X		X	
Carapina	X	X						DV,VV,UR, PP,P,T,I
Jardim Camburi	X	X	X		X			
Enseada do Suá	X	X	X	X	X	X	X	DV,VV
Vitória Centro	X	X	X	X	X	X		
Ibes	X	X	X	X	X	X	X	DV,VV
Vila Velha		X	X					
Cariacica	X	X	X	X	X		X	DV,VV,T
Onde:	DV: Direção de Vento				PP: Precipitação Pluviométrica			
	VV: Velocidade do Vento				UR: Umidade Relativa			
	I: Insolação				P: Pressão			

Quadro 4-1: Localização e Parâmetros das Estações Pertencentes à Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar da Grande Vitória.

Fonte: IEMA 2006

5. METODOLOGIA

Para atingir os objetivos definidos no Capítulo 2, foram definidas 3 atividades principais. A primeira atividade é a medição direta do fluxo de deposição de partículas na região de estudo. Os dados obtidos nesta etapa permitirão a avaliação da precisão e a calibração do modelo matemático desenvolvido.

A segunda atividade se refere ao desenvolvimento do modelo matemático de deposição. Esta atividade é executada em 2 etapas: (i) desenvolvimento do modelo para determinação do fluxo de deposição úmida e, (ii) desenvolvimento do modelo para determinação do fluxo de deposição seca.

Após o desenvolvimento do modelo matemático para as estimativas de deposição, é necessário o levantamento dos dados de entrada necessários à execução do modelo. Conforme descrito anteriormente, o objetivo principal deste trabalho é desenvolver um modelo para estimar o fluxo de deposição de partículas com base em leituras da concentração de PTS na atmosfera.

Entretanto, conforme descrito no Capítulo 3, as medições de PTS são restritas a partículas menores do que 100 μm , enquanto que os dados de entrada para modelos de deposição requerem o conhecimento da concentração de partículas atmosféricas de todas as faixas de tamanho (MPS). Assim, é necessário o desenvolvimento de um método de correlação entre as medições de PTS e o valor real das concentrações de MPS.

Dessa forma, dados meteorológicos e de concentração de PTS na atmosfera necessários ao modelo serão obtidos por meio da RAMQAR da RMGV.

Por conseguinte, neste Capítulo é detalhada cada uma destas atividades. A Seção 5.1 descreve como ocorreu a medição direta do Fluxo de deposição. A Seção 5.2 apresenta como se chegou às análises de correlação dos dados de PTS e MPS. A Seção 5.3 explica o desenvolvimento dos modelos empregados.

5.1 MEDIÇÃO DIRETA DO FLUXO DE DEPOSIÇÃO

Dados de PTS são coletados continuamente desde 2000 em 8 estações de monitoramento da qualidade do ar sob o gerenciamento do Iema.

Essas estações são chamadas de RAMQAR-1 Laranjeiras, RAMQAR-2 Carapina, RAMQAR-3 Jardim Camburi, RAMQAR-4 Enseada do Suá, RAMQAR-5 Vitória Centro, RAMQAR-6 Vila Velha Ibes, e RAMQAR-8 Cariacica , a RAMQAR-7 – Vila Velha Centro não monitora PTS.

Com o intuito de reestruturar a rede de monitoramento de material particulado sedimentável, o Iema investiu em novos pontos de coleta, bem como em novos coletores. E buscou distribuir esses pontos de forma a encontrar uma maior representatividade espacial.

Toda a reestruturação da rede se baseou nas recomendações da norma ASTM D1739-98 (reaprovada em 2004), como espaçamento de 5 a 10km entre as estações, e distanciamento de árvores, estruturas e edificações. Todas as árvores próximas à estação foram podadas.

Em cada estação foram instalados 4 coletores. Esta escolha foi feita para permitir descarte de amostras comprometidas e possibilitar a quantificação da amostra. Com quatro coletores, a massa extraída pela deposição é suficiente para a realização de análises químicas das partículas, visto que os métodos de análise utilizados indicam a necessidade de 1 a 2 gramas para realização delas.

Além disso, a utilização de quatro coletores permite uma avaliação, ainda bastante simplista, do nível de incertezas das medições de deposição, por meio da comparação dos valores obtidos por cada coletor.

O projeto de planejamento, instalação, execução e avaliação dos dados da rede pertencem ao Iema em parceria com a Universidade Federal do Espírito Santo - UFES. A presente pesquisa participou da escolha, compra e confecção dos coletores e suportes escolhidos.

5.1.1 Escolha do método experimental

Depois de uma longa pesquisa dos métodos experimentais existentes, o método de coleta adotado foi a Norma Internacional da ASTM – D 1739. Embora ainda não exista um consenso sobre qual o melhor método de coleta a ser utilizado, o ASTM é a referência internacional mais conhecida.

O suporte para o coletor foi projetado de acordo com a norma, como mostra a Figura 5-1:

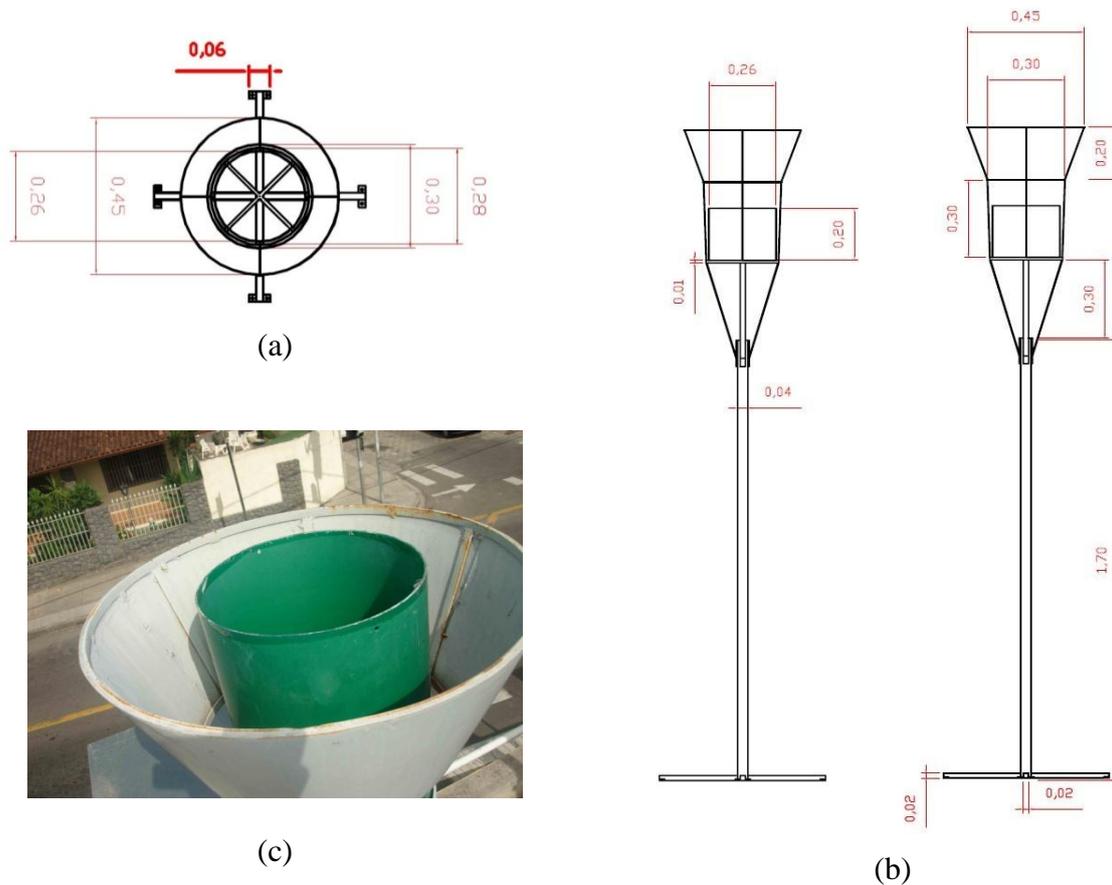


Figura 5-1: Suporte projetado para o coletor, baseado na Norma ASTM, medidas em metros. (a) Vista superior (b) Vista lateral, (c) imagem fotográfica da parte interna do coletor no suporte.
Fonte: Adaptado da norma ASTM D 1739-98.

E os coletores foram comprados em lojas de recipientes de coleta seletiva, obedecendo às especificações dadas pela norma de medida e material (ver seção 3.2.1.2.1), isto é, altura duas vezes maior do que o diâmetro, material dos recipientes resistente à radiação solar (polipropileno).

5.1.2 Implantação do Método ASTM

Em janeiro de 2009 os suportes foram confeccionados em serralherias, utilizando ferro galvanizado, e seguindo o projeto apresentado na Figura 5-1. Já os recipientes foram comprados em lojas especializadas de contêiner de lixo, seguindo o padrão dos materiais e medidas sugeridos pela norma. Todos os recipientes foram identificados e sua vedação foi feita por folhas plásticas aderentes, além de contar com a tampa original do coletor, não permitindo mais nenhum contato da amostra com ar até a sua análise.

Em março, os coletores foram instalados em todas as estações e em mais quatro outros pontos. Cada ponto escolhido foi contemplado com quatro unidades de coletores. E a essa rede de coletores espalhada pela região da Grande Vitória dá-se o nome de Rede Manual de Monitoramento de Partículas Sedimentáveis – RAMPS, a Figura 5-2 apresenta a sua distribuição na RMGV.

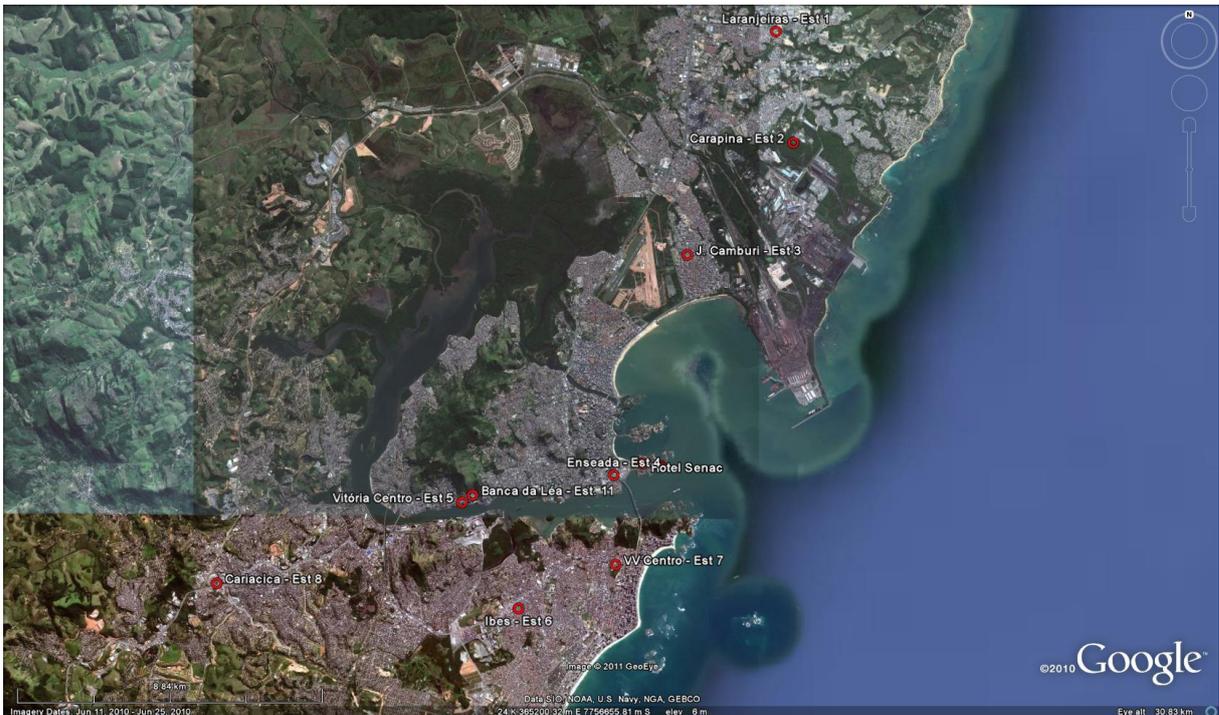


Figura 5-2: Imagem satélite da região de estudo (RMGV), apresentando os pontos de coletas de MPD que formam a RAMPS.

Fonte: Google Earth, 2010.

Na Figura 5-3 estão 8 dos 11 pontos de coleta de partículas sedimentáveis, sendo 7 deles instalados nas estações de monitoramento da qualidade do ar do Iema. São eles, Cariacica, Enseada do Suá, Vila Velha Ibes, Vila Velha Centro, Vitória Centro (Ministério da Fazenda), Jardim Camburi, Laranjeiras e o ponto de Vitória Centro (Banca),

Os coletores são retirados mensalmente por técnicos do Iema e outros 4 coletores são colocados no local. Os coletores com as amostras são vedados e identificados, sendo então encaminhados para análise de quantificação.

A quantificação da massa de material particulado depositado no contêiner é realizada de acordo com o Anexo A.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)



(g)



(h)

Figura 5-3: Imagens fotográficas das RAMQAR. Sendo (a) Cariacica, (b) Enseada do Suá, (c) Vila Velha Ibes, (d) Vila Velha Centro, (e) Vitória Centro (Banca de Revista), (f) Vitória Centro (Ministério da Fazenda), (g) Jardim Camburi, (h) Laranjeiras.
Fonte: Santos e Reis, 2010.

Esse método de amostragem permite determinar a taxa de sedimentação do MPD em gramas por metro quadrado durante o período de 30 dias, com tolerância de 2 dias (para mais ou para menos). As massas do solúvel em água e componentes insolúveis do material coletado são determinadas por gravimetria. Os resultados são expressos em grama por metro quadrado por 30 dias ($\text{g/m}^2\text{30dias}$).

5.2 RELAÇÃO DOS DADOS DE TEOM VERSUS DADOS AGV

Idealmente, este estudo de correlação entre PTS e MPS deveria ser efetuado em todas as regiões da rede, para avaliar a razão PTS/MPS em todas as regiões. Entretanto, a limitação de tempo para a realização deste estudo levou a seleção de apenas uma estação para análise. Devido à proximidade da UFES e à disponibilidade de todos os equipamentos de medição necessários para este estudo, foi selecionada a Estação de Monitoramento de Jardim Camburi.

A Figura 5-1 apresenta os quatro coletores instalados na estação de Jardim Camburi, o TEOM e o AGV.

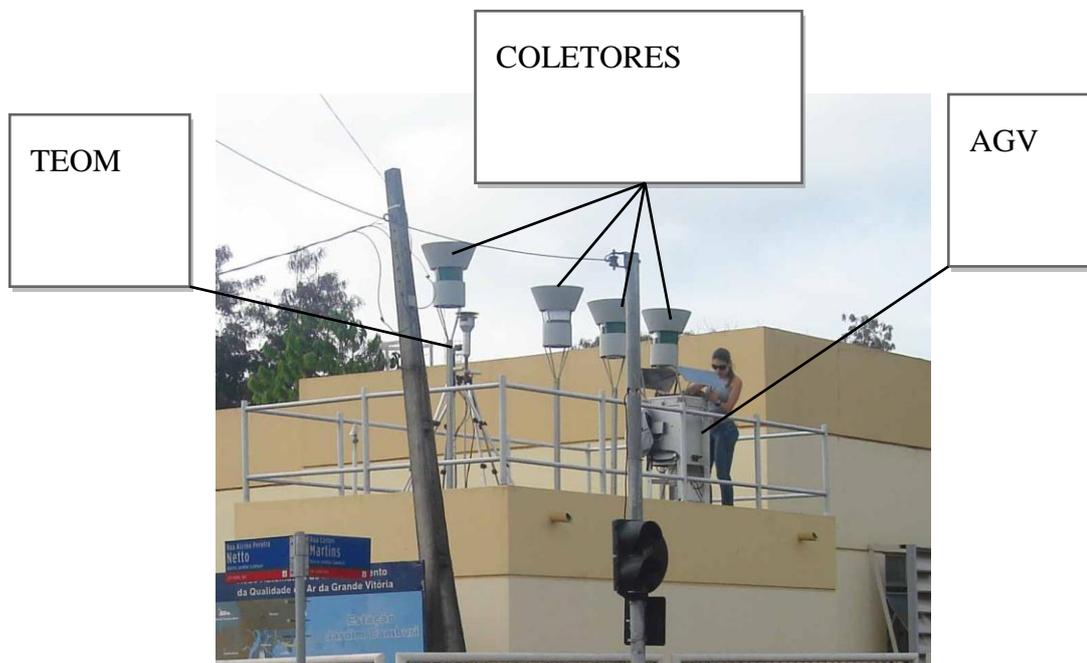


Figura 5-4 – Estação de Jardim Camburi, mostrando os quatro coletores, TEOM e AGV

As medições de PTS na RAMQAR de RMGV são efetuadas por meio de equipamentos TEOM–Tapered Element Oscillating Microbalance. Desenvolvido nos Estados Unidos como um monitor automático de PM_{10} , hoje é amplamente utilizado para monitorar PTS e $PM_{2,5}$, além do próprio PM_{10} . Sua utilização se expandiu por toda Europa e outras partes do mundo, pois oferece grandes vantagens sobre os métodos manuais de medições gravimétricas, como medição do particulado em tempo real, diminuição da mão de obra, tempo e custo de operação (GREEN e FULLER, 2006).

Outra vantagem apresentada pelo TEOM é que ele utiliza a pesagem de massa inercial. Sua tecnologia remove as incertezas de calibração de massa que existem com sistemas do tipo gravimétrico, pois os filtros podem apresentar grandes erros decorrentes da manipulação (tanto no local da amostragem quanto no laboratório).

Teoricamente, os princípios básicos da Segunda Lei de Newton estabelecem que a quantidade de massa dinamicamente determinada através da técnica inercial é idêntica à mesma massa determinada estatisticamente através do método gravimétrico.

O detector TEOM consiste de uma base (geralmente um cartucho de filtro) colocada em um tubo cônico oco. A outra extremidade do tubo é fixada a uma base rígida. O tubo com o filtro fica livre e oscilando numa frequência ressonante. Essa frequência depende das características físicas do tubo e da massa em sua extremidade livre. As partículas são retiradas do ar e se depositam no filtro através do tubo oco. Quando as partículas se depositam, a massa do cartucho de filtro aumenta e a frequência do sistema decresce. Pela medida precisa da mudança da frequência, a massa acumulada é então calculada. Combinando esta acumulação de massa com o volume de ar que passa através do sistema durante o mesmo período de tempo, tem-se a concentração de massa das partículas.

Um plano de amostragem foi traçado e cumprido dentro do período de 5 de setembro a 17 de outubro. De posse dos dados, realizou-se a análise de correlação entre eles.

Para amostragens da concentração de partículas em suspensão no ar, foi utilizado um equipamento AGV da marca Energética fabricado para coletar PM_{10} de vazão de $1,3 \text{ m}^3/\text{min}$, Figura 5-5 (a). Contudo, sua cabeça separadora foi removida, restando apenas a seção do filtro em contato direto com o ar, Figura 5-6.

O filtro ficou exposto a todas as partículas que eram sugadas pelo equipamento. Contudo, para evitar fezes de animais e a captura de insetos, foi instalado no equipamento uma proteção, que pode ser vista na Figura 5-5 (b).

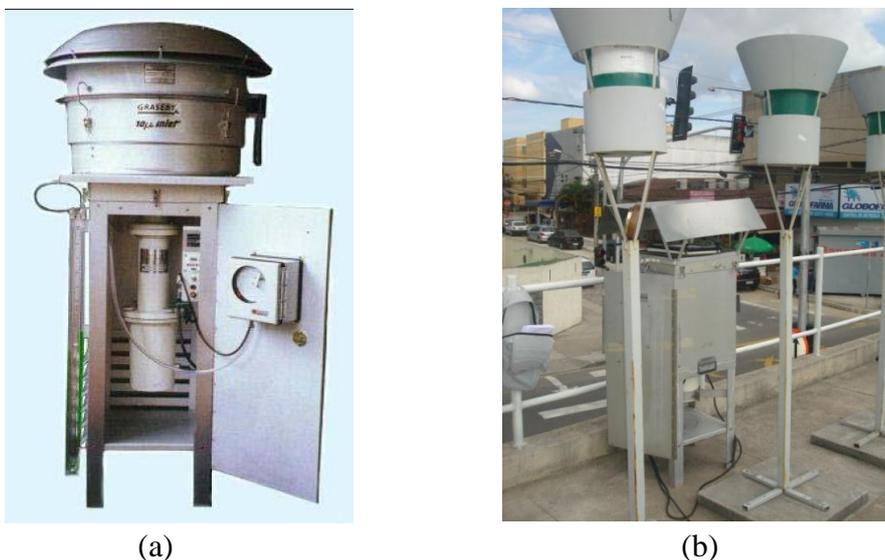


Figura 5-5: (a) Amostrador de Grande Volume – AGV com cabeça separadora, (b) AGV instalado na estação de Jardim Camburi sem cabeça separadora e com uma cobertura de proteção.



Figura 5-6: AGV sem a proteção, com o filtro e fibra de vidro exposto.

Todo procedimento foi baseado na NBR 9547 para amostragem de grande Volume (AGV) de PTS. No AGV foram utilizados filtros de fibra de vidro, de dimensão de 254x203mm. Os filtros foram aquecidos por 40 minutos, a 100°C, na estufa e depois mantidos no dessecador por um dia. Ao final da dessecagem os filtros foram pesados, e armazenados em um envelope de papel onde foram identificados.

Após a amostragem, todo o processo de dessecação do filtro era repetido e, então, o filtro era novamente pesado. O AGV operou três vezes ao dia, obedecendo aos horários que estavam contidos dentro das seguintes estabilidades atmosféricas: Neutras, Convectivas e Estáveis. Isso ocorreu em todos os dias da semana, incluindo finais de semanas e feriados. Este cronograma pode ser visualizado na Tabela 5-1, que apresenta os fatores de amostragem que foram considerados, bem como o período de amostragem.

Tabela 5-1 - Cronograma de amostragem			
Dias da semana	Dias normais		Total de amostragem - 34
	Fins de semana e feriados prolongados	5 de set à 17 de out de 2010	Total de amostragem - 22
Estabilidade Atmosférica	Neutras (9h)	8 – 11h	Total de amostragem - 16
	Convectivas (13-14h)	13 - 15h	Total de amostragem - 21
	Estáveis (21h)	21 – 24h	Total de amostragem - 18

De posse dos resultados da amostragem (AGV) e dos dados de PTS, fornecidos pelo Iema, foram correlacionados os dados.

O primeiro passo, foi transformar a massa (g) de partículas coletadas pelo AGV em concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), conforme se verifica no Apêndice A.

Tendo em vista que o TEOM apresenta valores horários, foi tirada uma média das três concentrações contidas no intervalo de tempo idêntico às amostragens do AGV. Como exemplo, a média das concentrações amostradas pelo AGV de 8 às 11 horas da manhã era correlacionada com a média das 3 concentrações medidas pelo TEOM de 8 às 11h. Para avaliar a relação entre os dados de PTS medidos com o TEOM e a concentração de partículas medidas com AGV, aplicou-se uma regressão linear simples.

O primeiro passo consistiu na eliminação dos filtros que tiveram problema na hora da amostragem. O segundo foi classificá-los por: *i*) numeração de acordo com a ordem de utilização, *ii*) data, *iii*) concentração em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (identificada pelo filtro), *iv*) classe de estabilidade na qual o filtro atuou e *v*) dia da semana correspondente a sua utilização.

Após essa classificação, os filtros foram relacionados, cada qual com o valor de concentração de PTS (média correspondente ao período de 3 horas ao qual o filtro ficou exposto) em $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Por fim, foram agrupados por: *i*) finais de semana e feriados, *ii*) dias da semana, *iii*) estabilidade neutra, *iv*) estabilidade instável, *v*) estabilidade estável, *vi*) menores valores de concentração encontrados pelo AGV e *vii*) maiores valores de concentração encontrados pelo AGV.

Para cada grupo, foi construído: *i*) um gráfico de dispersão, *ii*) uma função de relação entre os dados, *iii*) um valor de correlação. Todos estes resultados serão apresentados na seção 6.2.

5.3 DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE DEPOSIÇÃO

Conforme estudo anterior, o desenvolvimento do modelo matemático passa por duas etapas: *(i)* desenvolvimento do modelo para quantificação da deposição úmida e *(ii)* desenvolvimento de modelo para quantificação da deposição seca.

Devido ao grande número de formulações disponíveis na literatura para a determinação da velocidade de deposição, foram implantados quatro modelos matemáticos para deposição. Os três primeiros são baseados em formulações para a velocidade de deposição desenvolvida por outros autores e o quarto com a velocidade de deposição obtida por meio do método dos mínimos quadrados, ajustando os dados experimentais de fluxo de deposição a uma expressão teórica simplificada para o valor da velocidade de deposição.

5.3.1 Fluxo de Deposição Úmido

Para o cálculo do fluxo de deposição úmido F_{du} foi utilizado a Eq. 3-1 (seção 3.2.2.1) (SEINFELD e PANDIS, 2006). Reescrita abaixo.

$$F_{du}(t) = \int_0^h \Lambda(z,t)C(z,t)dz \quad \text{Eq. 5-1}$$

Considerou-se que $C(z,t)$ era o resultado da Eq. 5-2 (SEINFELD e PANDIS, 2006)

$$C_c(z,t) = C_c \exp\left(\frac{-z}{Hp}\right) \quad \text{Eq. 5-2}$$

Onde Hp é a escala de altura em que C exerce influência com um perfil de queda exponencial com a altitude. Substituindo o valor de $C(z,t)$ tem-se a

$$F_{du}(t) = \int_0^h \Lambda(z,t)C_c \exp\left(\frac{-z}{Hp}\right)dz \quad \text{Eq. 5-3}$$

Considerando que Λ varia somente com o índice de precipitação local, e não varia ao longo de z , e que C_c é o valor da concentração MPS em função da concentração PTS (Eq. 5-8), a equação se transformou na Eq. 5-4

$$F_{du}(t) = \Lambda C_c(t) \int_0^h \exp\left(\frac{-z}{Hp}\right)dz \quad \text{Eq. 5-4}$$

Onde h é a altura base da nuvem e H_p foi considerada nesta dissertação igual à camada limite planetária. E H_p , assumiu-se o valor igual ao valor de h , 1000m (SANTIAGO, 2009).

Então,

$$F_{du}(t) = \Lambda C_c(t)(-Hp) \left[\exp\left(\frac{-h}{Hp}\right) - \exp(0) \right] \quad \text{Eq. 5-5}$$

Ou seja,

$$F_{du}(t) = \Lambda C_c(t)(-Hp) \left[\exp \frac{-h}{Hp} - 1 \right] \quad \text{Eq. 5-6}$$

5.3.1.1 Identificação do washout coefficient (Λ)

Para se identificar o valor de Λ , reconstruiu-se o gráfico de Engelmann, 1968 (*apud* BOUBEL *et al.*, 1994) para se identificar a função polinomial de grau 2 que o relaciona com a precipitação e o diâmetro da partícula.

Engelmann dividiu as partículas em 4 classes de tamanho; a saber, 0 – 4 μm ; >4 – 8 μm ; >8 – 18 μm ; >18 – 40 μm . E as correlacionou com os dados de precipitação, veja a Figura 5-7.

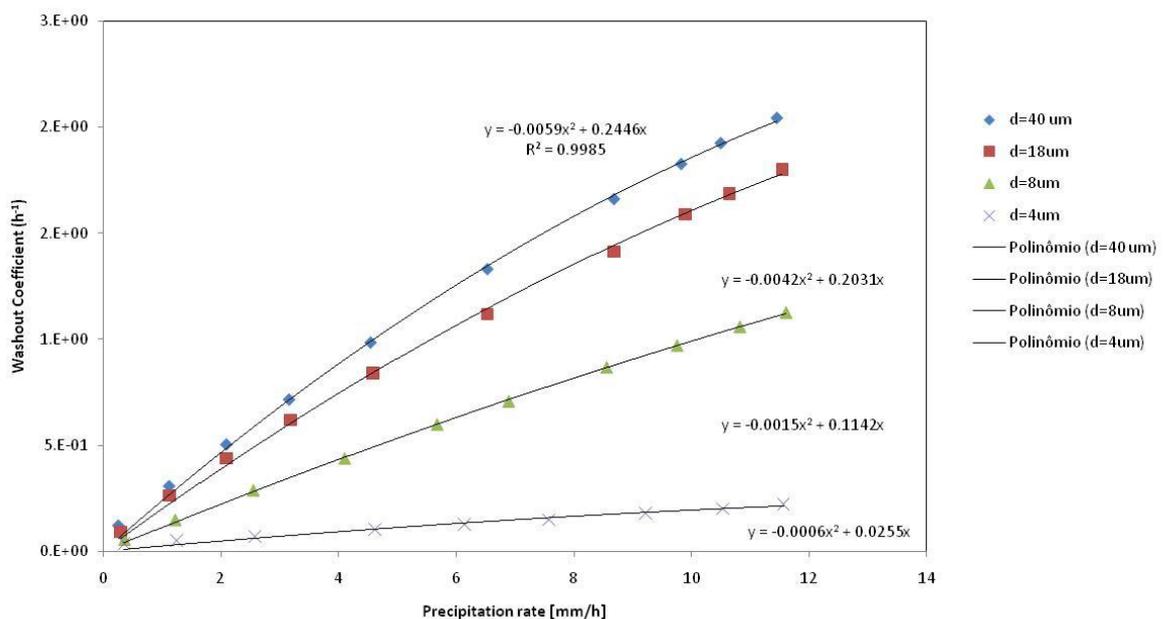


Figura 5-7: Gráfico de valores típicos do Λ em função das taxas de precipitação de chuva e do tamanho da partícula.

Fonte: Adaptado de Engelmann (1969) *apud* BOUBEL *et al.*, 1994.

Conhecendo os valores do coeficiente de deposição para cada tamanho de partícula e intensidade de precipitação, é necessário conhecer a distribuição de tamanho das partículas ou a fração mássica em cada faixa de diâmetro contemplado pelos polinômios ajustados às curvas de Engelmann (1969).

A distribuição de tamanhos foi calculada a partir dos dados experimentais coletados por Conti *et al.* (2009), que usou superfícies substitutas para amostrar e visualizar as partículas sedimentadas na estação de monitoramento. Maiores detalhes sobre este procedimento são apresentados no Apêndice C

O coeficiente de remoção foi calculado para cada hora de chuva ocorrida na região (dados de precipitação fornecidos pelo Iema). E ainda, cálculo do fluxo de deposição úmido $F_{du}(t)$ foi encontrado pela Eq. 5-6 para cada classe de tamanho de partícula e para cada hora de precipitação. As partículas foram re-divididas em 4 classes como mostra a Tabela 5-2. E para cada classe foi recalculada a fração mássica.

Tabela 5-2 - Classe e fração mássica das partículas

Classe	Di	Fração Massica
0,190	6 4	0,2338
6,000 13,000	8	0,4664
13,000 29,000	18	0,0125
29,000	40	0,2874

O valor da concentração mássica foi obtida através da Eq. 5-7,

$$C_I = f_{ml} C_c \quad \text{Eq. 5-7}$$

Onde f_{ml} é a fração mássica da classe I, e C_c é a concentração corrigida, e é obtido pela relação entre dados de PTS (C_{PTS}) medidos pelo TEOM com os dados do MPS (C_{MPS}) medidos pelo AGV, como é apresentado na Eq. 5-8. Essa equação será melhor reapresentada com mais detalhes na seção 6.2 do Capítulo de Resultados.

$$C_c = \beta_1 C_{PTS} + \beta_2 \quad \text{Eq. 5-8}$$

A camada limite planetária (H_p) utilizada foi de 1000 m (SANTIAGO, 2009). A altura base da nuvem, h , tida como limite de integração, foi adotada como 1000m.

Os valores obtidos estavam em $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ e foram corrigidos para $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mês}^{-1}$. E todos os valores de fluxo de deposição úmida de um mesmo mês foram somados, gerando um perfil de fluxo de deposição úmida durante o período de abril de 2009 a abril de 2010 para cada estação estudada. Estes resultados serão apresentados no Capítulo de Resultados.

5.3.2 Fluxo de Deposição Seco

O método escolhido para o cálculo do fluxo de deposição seco foi o método Inferencial apresentado no Capítulo 3.2.2.2.2. O método inferencial demonstra que o fluxo de deposição é o resultado da multiplicação da velocidade de deposição pela concentração de partículas atmosféricas (Eq. 3-10). Porém, o fluxo de deposição deve ser o resultado da soma dos fluxos por classe de tamanho (Eq. 3-11).

Deste modo, esta seção será dividida em concentração por classe de tamanho e velocidade de Deposição.

5.3.2.1 Concentração das Partículas em Suspensão por Classe de Tamanho

A concentração total foi obtida pela medição do TEOM corrigida pela Eq. 5-8. E para se obter a concentração por classe de tamanho, utilizou-se a divisão de classes Tabela C-1 do Apêndice C e multiplicou-se cada classe pela sua contribuição em massa. A contribuição em massa foi retirada do gráfico apresentado na Figura C-8 (Apêndice C). A Figura 5-8 apresenta os valores de fração mássica para cada classe de tamanho estudada.

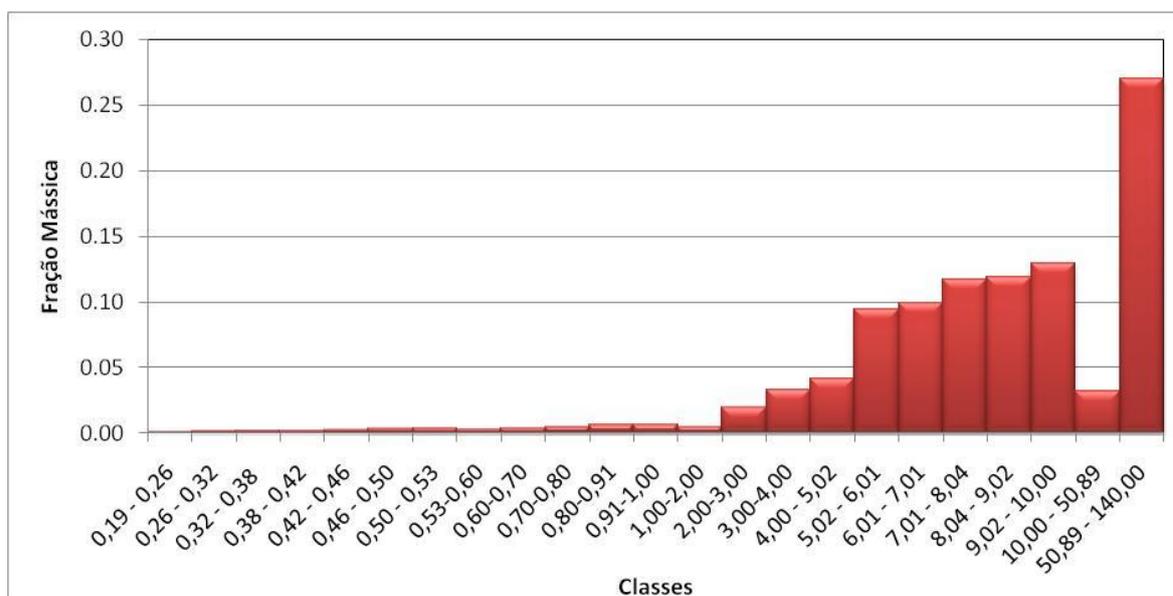


Figura 5-8: Fração mássica para cada classe de tamanho.

5.3.2.2 Velocidade de Deposição

V_d é a velocidade de deposição por cada classe de tamanho das partículas. Nas seções seguintes, serão explicados com detalhes, cada passo dado para o cálculo do fluxo de deposição seca. A Tabela 5-3 apresenta as constantes que serão utilizadas nas equações que virão.

Tabela 5-3 - Constante e suas unidades			
Constante de Von Kármán's	k_k	adimensional	0,4
Gravidade	g	m/s^2	9,80665
Densidade Padrão	ρ_0	kg/m^3	997,0479
Densidade (ar)	ρ_{ar}	kg/m^3	1,184
Viscosidade Absoluta (ar)	η	$Kg/m*s^2$	0,0000174
Altura acima do solo	z	m	10
Percurso livre médio do gás	λ	m	$4,55 \times 10^{-3}$
Constante de Boltzmann	k_b	J/K	$1,38 \times 10^{-23}$
Temperatura Absoluta	T	K	273,5033319
Pi	π	adimensional	3,14159265
Viscosidade Cinemática do ar	ν	m^2/s	1,46959E-05

Conforme citado anteriormente, serão empregados quatro modelos de velocidade de deposição. Os resultados obtidos, então, serão comparados com os dados experimentais. Os modelos A, B e C são desenvolvidos com base na formulação de outros autores, enquanto o modelo D é obtido empiricamente, utilizando dados experimentais de deposição.

5.3.2.2.1 Modelos A, B e C

O cálculo da velocidade de deposição foi feito de três formas distintas, a saber: $V_{d(A)}$, $V_{d(B)}$ e $V_{d(C)}$.

Onde $V_{d(A)}$ se dissocia na Eq. 5-9,

$$V_{d(A)} = V_{st} + V_{di(a)} + V_{dd} \quad \text{Eq. 5-9}$$

E $V_{d(B)}$ na Eq. 5-10,

$$V_{d(B)} = V_{st} + V_{di(b)} + V_{dd} \quad \text{Eq. 5-10}$$

E $V_{d(C)}$ na Eq. 5-11,

$$V_{d(C)} = V_{st} + V_{di(c)} \quad \text{Eq. 5-11}$$

Para cada classe de tamanho foi tirada a sua mediana, e calculados os valores de $V_{d(A)}$, $V_{d(B)}$ e $V_{d(C)}$, correspondentes à mediana encontrada. Esse processo se repetiu para todos os dados levantados na Estação de Jardim Camburi.

5.3.2.2.1.1 Velocidade de Stokes

A velocidade de Stokes está presente em todas as velocidade de deposição ($V_{d(A)}$, $V_{d(B)}$ e $V_{d(C)}$) e em todas contribui com o mesmo valor, pois a sua variação está intimamente ligada como o tamanho da partícula. Tendo em vista que foi adotada a mesma distribuição mássica para todos os meses analisados (abril de 2009 a abril d2 2010) V_{st} não variou de mês para mês.

A velocidade de *Stokes* ou velocidade terminal é obtida através Eq. 5-12, apresentado na seção 3 (Eq. 3-3).

$$V_{st} = \frac{\rho_o d_p^2 g C_c}{18\eta} \quad \text{Eq. 5-13}$$

Para Hinds (2005) (*apud* Ruzer e Haley) há duas opções de cálculo da V_{st} , a primeira (Eq. 3-13) onde é preciso saber a densidade e o diâmetro da partícula, e a segunda (Eq. 3-16) está em função da densidade padrão (ρ_0) e do diâmetro equivalente. Tendo em vista que tanto o diâmetro quanto a densidade das partículas eram desconhecidos, a densidade da partícula é utilizada nas duas equações, como visto na Eq. 3-17, logo se optou por utilizar a Eq. 5-14 apresentada abaixo:

$$V_{st} = \frac{\rho_o d_p^2 g C_c}{18\eta} \quad \text{Eq. 5-15}$$

5.3.2.2.1.2 Velocidade de deposição Inercial

Para Muyshond *et al.* (1996), a velocidade de deposição inercial ($V_{di(a)}^+$) é dada pela Eq. 3-18 apresentada inicialmente na seção 3 e reescrita na Eq. 5-164.

$$V_{di(a)}^+ = a_1 e^{-0,5\{(Re_M - a_2)/a_3\}^2} + a_4 e^{-0,5\{(\ln r^+ - \ln a_5)/a_6\}^2} \quad \text{Eq. 5-174}$$

Os coeficientes gerados por Muyshond também foram utilizados neste trabalho, os quais foram:

Tabela 5-4 - Coeficientes

a ₁	a ₂	a ₃	a ₄	a ₅	a ₆
0,0226	40300	15330	0,1394	49	1,136

Fonte: Muyshond et al. (1996)

Nesta equação Muyshond *et al.* (1996), calcula-se o número de Reynolds de forma diferente, a saber pela Eq. 3-19. No entanto, neste trabalho, será utilizada a equação tradicional do número de Reynolds, a saber a Eq. 3-14, reescrita abaixo na Eq. 5-18:

$$Re = \frac{\rho_a V_{st} d_p}{\eta} \quad \text{Eq. 5-19}$$

O tempo de relaxamento adimensional, τ^+ , é definido como na Eq. 3-1920 e reescrita na Eq. 5-20:

$$\tau^+ = \frac{\tau U^{*2}}{\nu} \quad \text{Eq. 5-21}$$

Onde U^* é foi calculada mês a mês de acordo com os de velocidade média escalar do vento obtidas na RAMQAR-2. E τ é o tempo de relaxamento definido na Eq. 3-21 e reescrita abaixo na equação Eq. 5-22:

$$\tau = \frac{C_c \rho_p d_p^2}{18\eta} \quad \text{Eq. 5-23}$$

Para Noll *et al.* (2001) a $V_{di(b)}^+$ é calculada exatamente como Muyshond *et al.* (1996), porém, através do método dos mínimos quadrados, eles calcularam seus próprios coeficientes que são apresentados na Tabela 5-5.

Tabela 5-5 - Coeficientes

b ₁	b ₂	b ₃	b ₄	b ₅	b ₆
0,024175	40300	3833,25	1,4911	18	1,7

Fonte: Noll, Jackson e Oskouie (2001).

Noll e Fang (1980), a velocidade de deposição inercial $V_{di(c)}$ segue a mesma equação apresentada na seção 3 (Eq. 3-26) reescrita abaixo como Eq. 5-18.

$$V_{di(c)} = \varepsilon U^* \quad \text{Eq. 5-18}$$

5.3.2.2.1.3 Velocidade de deposição Difusiva

Para o cálculo da velocidade de deposição difusiva será utilizada a Eq. 3-23, desenvolvida por Cleaver e Yates (1975), também utilizada por Noll *et al.* (2001), e equação foi reproduzida abaixo Eq. 5-19:

$$V_{dd}^+ = 0,084 \left(\frac{v}{D} \right)^{-0,667} \quad \text{Eq. 5-19}$$

Onde D é o coeficiente de difusividade (SEINFELD e PANDIS, 2006) dado pela Eq. 5-20 e reproduzida a seguir:

$$D = \frac{kTC_c}{3\pi\eta d_p} \quad \text{Eq. 5-20}$$

Nesta equação, T é a temperatura absoluta em Kelvin, considerada a média mensal da temperatura medida na RAMQAR-2.

5.3.2.2.1.4 Cálculo do Fluxo de Deposição Seca

O fluxo de deposição seca foi calculado por meio da equação de Charpelain (1960) ou Método Inferencial dado pela Eq. 3-10, usando três formas diferentes de velocidade de deposição, as quais foram $V_{d(A)}$, $V_{d(B)}$ e $V_{d(C)}$. Chega-se, dessa forma, a três diferentes fluxos

de deposição, os quais são: $F_{d(A)}$, $F_{d(B)}$ e $F_{d(C)}$, representado nas Eq. 5-241, Eq. 5-252 e Eq. 5-23 respectivamente.

$$F_{(A)} = \Sigma F_I = \Sigma C_I V_{d(A)}(d_{pa}, I) \quad \text{Eq. 5-21}$$

$$F_{(B)} = \Sigma F_I = \Sigma C_I V_{d(B)}(d_{pa}, I) \quad \text{Eq. 5-22}$$

$$F_{(C)} = \Sigma F_I = \Sigma C_I V_{d(C)}(d_{pa}, I) \quad \text{Eq. 5-23}$$

5.3.2.2.2 Modelo D

Baseado no modelo de Charpelain (1960) (Eq. 3-10) a Eq. 5-24 identificou a velocidade de deposição para cada estação estudada.

$$V_d = \frac{F_{d\text{exp}} - F_{du}}{C_c} \quad \text{Eq. 5-24}$$

E através da relação de $V_{di(c)}$ (Eq. 3-26) sugerida por Noll e Fang (1989), onde a velocidade de deposição inercial se relaciona com a velocidade de fricção, foi possível se identificar o valor ε para cada estação estudada, pois o valor de V_d , V_{st} e U^* são conhecidos, ver Eq. 5-25.

$$V_d = \varepsilon U^* + V_{st} \quad \text{Eq. 5-25}$$

É possível ver nitidamente a função de primeiro grau obtida, onde U^* é a variável explicativa ou independente, V_d é a variável explicada ou dependente, ε é o coeficiente angular da reta ou parâmetro desconhecido que se quer encontrar para cada estação, e V_{st} é o intercepto ou coeficiente linear.

Para se obter essa função, foi aplicado aos dados de cada estação (U^* , V_d) um modelo de regressão linear simples, onde o intercepto foi previamente determinado pelo valor de V_{st} . Devido ao baixo valor encontrado para V_{st} , gerou-se outra função pelo método de regressão linear simples sem determinar o valor do intercepto.

Desta forma, utilizou-se o método dos mínimos quadrados para definir os coeficientes de funções do tipo Eq. 5-26 e Eq. 5-27:

$$V_d = \alpha U^* + V_{st} \quad \text{Eq. 5-26}$$

$$V_d = \alpha_1 U^* + \alpha_2 \quad \text{Eq. 5-27}$$

Onde α_1 e α_2 são constantes empíricas. Dessa forma, o fluxo de deposição seca é então calculado como Eq. 5-28:

$$F_d = C_c V_d \quad \text{Eq. 5-28}$$

Onde C_c é a concentração de MPS obtida através da comparação dos resultados da medição por TEOM e AGV, na forma de Eq. 5-29

$$C_c = \beta_1 C_{PTS} + \beta_2 \quad \text{Eq. 5-29}$$

Onde β_1 e β_2 são os coeficientes empíricos determinados pela correlação

A velocidade de fricção foi calculada utilizando a velocidade média escalar (U) de cada mês referente ao período de abril de 2009 a abril de 2010 para cada estação. No entanto, nem todas as estações possuem medidores de velocidade do vento (Quadro 4-1). Como é o caso de Laranjeiras, Jardim Camburi e Vitória Centro. Para estes locais foram utilizados os dados de velocidade escalar do vento de Carapina, Carapina e Enseada do Suá, respectivamente.

A Tabela 5-6 apresenta os dados que foram utilizados em cada estação, bem como a rugosidade da superfície (Z_0) que foi estabelecida para cada estação.

Tabela 5-6 – Estação fornecedora dos dados de velocidade escalar do vento

Estação Estudada	Estação fornecedora dos dados de U	Z_0 (m)	Estação fornecedora dos dados de T
Laranjeiras	Carapina	5	Carapina

Carapina	Carapina	5	Carapina
Jardim Camburi	Carapina	5	Carapina
Vitória Centro	Enseada do Suá	10	Cariacica
Vila Velha Ibes	Vila Velha Ibes	5	Cariacica
Cariacica	Cariacica	5	Cariacica

O valor Z_0 foi determinado de acordo com Seinsfeld e Pandis (2006). Considerando que todas as estações estão em áreas de centralização comercial, adotou-se para estação do Centro de Vitória Z_0 igual a 10 m e para as demais estações, 5 m. E o valor da medida da altura acima do solo (z) tomada para todas as estações foi de 10 m.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este capítulo apresenta os resultados obtidos neste estudo. A seção 6.1 apresenta os dados experimentais obtidos pelos coletores instalados na região de estudo. A seção 6.2 traz os resultados obtidos pela relação entre MPS (coletos pelo AGV) e PTS (coleta pelo TEOM). A seção 6.3 apresenta os resultados obtidos pelos modelos de deposição descritos no capítulo anterior e sua comparação com os dados experimentais. A seção 6.4 apresenta os resultados da aplicação do modelo, com melhor desempenho nas comparações efetuadas mostradas na seção anterior, bem como a simulação da deposição de todas as estações de monitoramento, incluindo uma comparação com dados experimentais e avaliação de alguns indicadores estatísticos.

6.1 RESULTADOS DAS MEDIÇÕES DO FLUXO DE DEPOSIÇÃO EXPERIMENTAL

Em abril de 2009, foram iniciadas as coletas de dados em nove pontos de monitoramento. Local-1: Laranjeiras; Local-2: Carapina; Local-3: Jardim Camburi; Local-4: Enseada do Suá; Local – 5: Vitória Centro; Local-6: VilaVelha Centro; Local-7: Vila Velha Ibes; e Local-8: Cariacica e Hotel SENAC. Sete meses depois, em novembro de 2009, iniciou-se o monitoramento no 10º ponto, no Clube Ítalo, e um mês depois o 11º, no Centro de Vitória. Nesta dissertação, serão considerados apenas alguns pontos que coincidem com os pontos da RAMQAR, visto que nem todos possuem monitoramento de PTS. Contudo, a Figura 6-1 apresenta os valores de fluxo médio de todos os pontos de monitoramento de MPD que se localizam junto a RAMQAR para o período estudado.

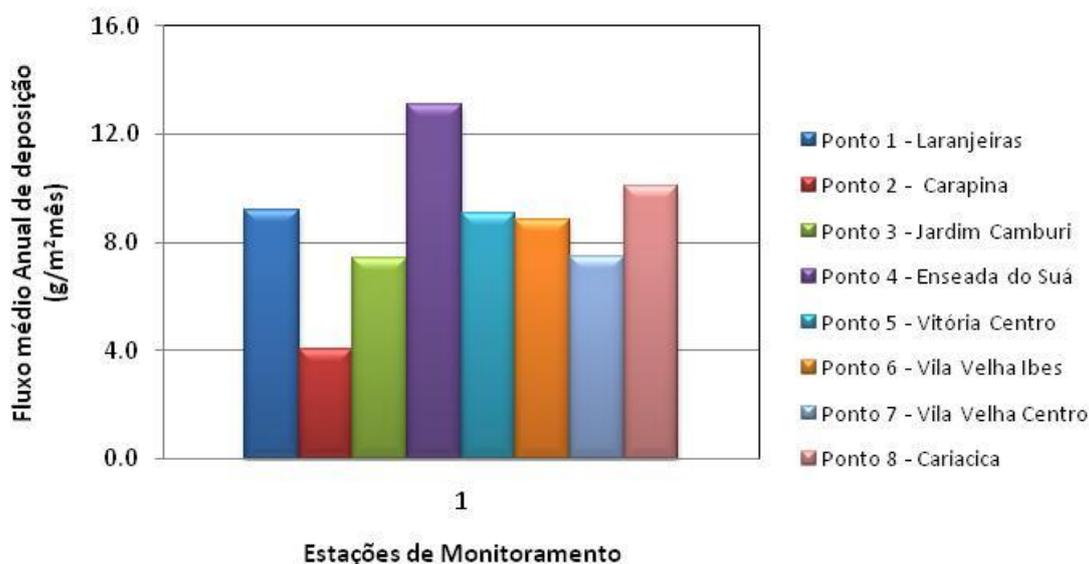


Figura 6-1: Fluxo médio anual dos pontos monitorados durante o período estudado.

Enseada do Suá possui os maiores valores de deposição, enquanto que a da estação de Carapina possui os menores valores. Pode-se afirmar que os fluxos dividem as estações em três grupos, a saber: as de maiores taxas de deposição (Enseada do Suá, Laranjeiras e Cariacica), as de média taxa (Vitória Centro, Vila Velha Ibes, Jardim Camburi e Vila Velha Centro) e as de baixa taxa (Carapina).

A Figura 6-2 apresenta uma melhor visualização do fluxo de deposição por estação, bem como a velocidade média mensal escalar (valor multiplicado por 10) monitorada pela RAMQAR mais próxima. Elas foram divididas em quatro gráficos, um representando as estações do norte (Local 1 -Laranjeiras, Local 2 - Carapina e Local 3 - Jardim Camburi), o outro as estações da Ilha de Vitória (Local 5 - Enseada do Suá e Local 4 - Vitória Centro), o outro as estações de Vila Velha (Local 6 - Ibes e Local 7 - Centro) e, por fim, o outro com a estação de Cariacica (Local-8).

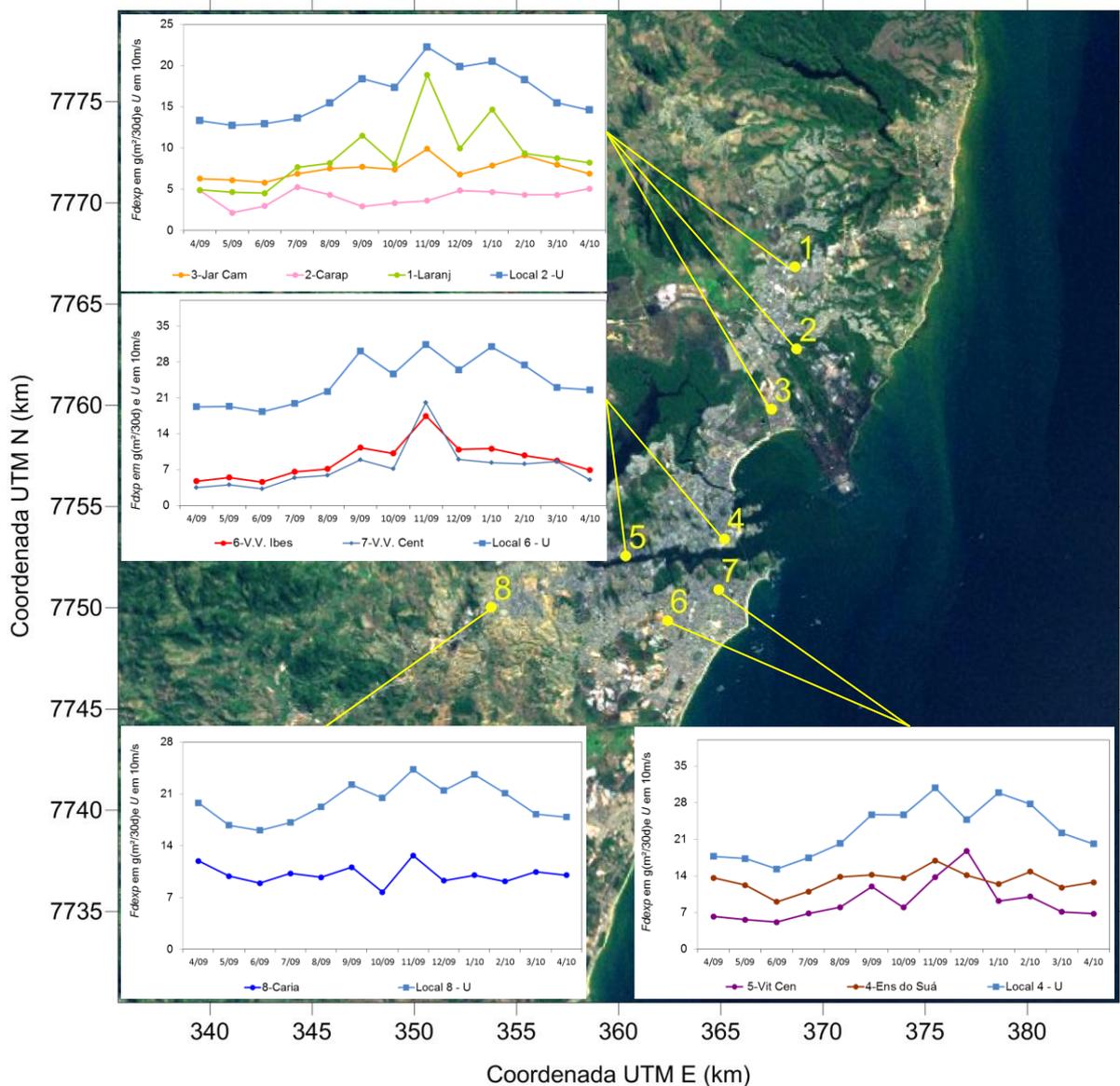


Figura 6-2: Gráficos de velocidade média escalar da região mais o fluxo de deposição por estação e visualização geográfica do local de monitoramento deste fluxo.

A maioria dos pontos monitorados apresentou um pico no valor de fluxo próximo ao fim do ano de 2009 e início do ano de 2010, exceto Carapina. Em geral, os valores mais baixos de fluxo de deposição das estações foi o mês de junho de 2009.

Esses resultados coincidem com o maior número de reclamações sobre o incômodo pela poeira durante os meses de verão. O clima mais quente e a maior intensidade dos ventos podem ser uns dos responsáveis por esse aumento de deposição de poeira durante o verão.

Os dados de fluxo de deposição medidos nas estações do Norte não possuem as mesmas tendências. Dentre elas, Carapina parece ser a mais adversa, parecendo ser influenciada pela

oscilação da velocidade do vento. Já as estações de Vila Velha parecem percorrer o mesmo caminho e são fortemente influenciadas pelo vento. Os dados das estações da Ilha de Vitória não estão tão parecidos quanto os de Vila Velha, mas também não estão tão diferentes quanto os das estações do Norte. Por fim, Cariacica possui sua própria tendência de dados, também fortemente influenciada pelo vento.

Logo, é correta a afirmação de que, nos períodos de verão, o fluxo de deposição de partículas é intensificado por causa da maior velocidade do vento. Nesse período, quase todas as estações acompanham a tendência da velocidade do vento.

As diferenças nas tendências estão relacionadas à proximidade das fontes de tráfego e à direção do vento predominante, que tende a ser no sentido sul no inverno e norte-nordeste nos demais meses.

A Tabela 6-1 apresenta os valores de fluxo médio de deposição para o período analisado por estação, junto com os valores limites estabelecidos por alguns países e o Estado de Minas Gerais, no Brasil.

Tabela 6-1 - Valores de deposição de partículas coletadas nas estações do IEMA (abril de 2009 a abril de 2010) comparados com os valores limites de deposição existentes em outros países e em Minas Gerais, todos os valores correspondem a média anual.

Estação	Valor de Deposição (g/m²mês)	Argentina Finlândia Austrália (g/m²mês)	Canadá (g/m²mês)	EUA (g/m²mês)	Espanha (g/m²mês)	Alemanha (g/m²mês)	Minas Gerais (g/m²mês)
Local -1	9,16						
Local -2	4,04						
Local -3	7,39						
Local -4	13,11						
Local -5	9,06	10	4,5 a 8	5,5 a 8	6	10,5	5 a 10
Local -6	8,85						
Local -7	7,49						
Local -8	10,10						

É importante lembrar que as comparações devem ser efetuadas com certo cuidado, sabendo que os valores não são estabelecidos para um mesmo método de coleta. Entretanto, pode-se notar que, na maior parte dos pontos de monitoramento, os valores de deposição são superiores a um ou mais padrões internacionais. Isso pode indicar que a região realmente possui níveis de deposição elevados, justificando as reclamações da população.

6.2 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO ENTRE AS MEDIÇÕES DO AGV E DO TEOM

Os dados de PTS medidos pelo TEOM e a concentração de MPS medida pelo AGV foram plotadas no gráfico e estão apresentadas na Figura 6-3.

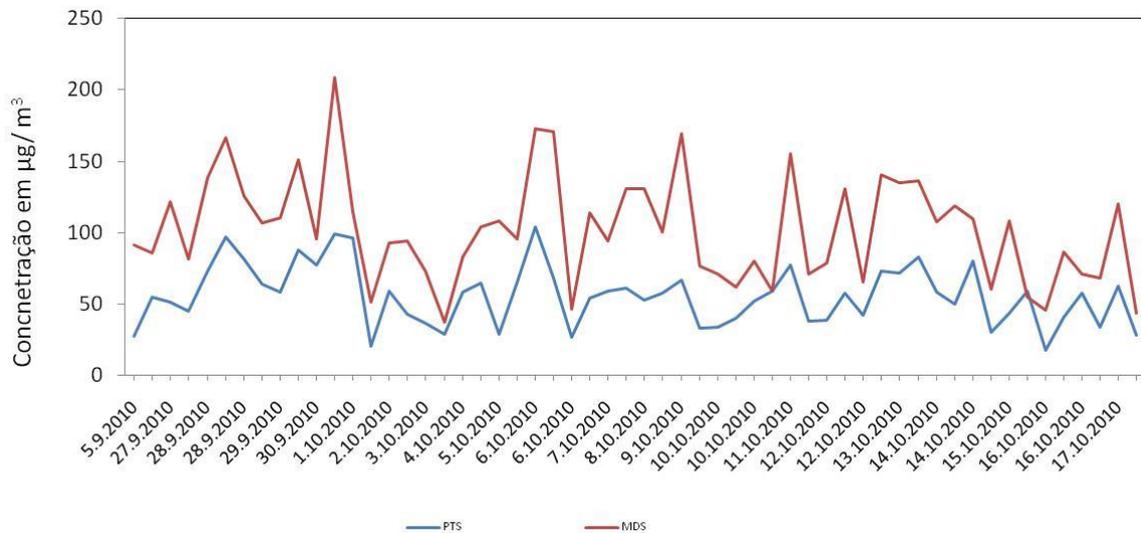


Figura 6-3: Série temporal dos dados de concentração de PTS e MDS.

Como era de se esperar, os dados de concentração de PTS seguem uma mesma tendência dos dados de MPS, a correlação entre eles foi de 79%. A Figura 6-4 apresenta o gráfico de dispersão destes dados com sua função e R^2 . Por este gráfico percebe-se que os dados de MPS podem ser explicados em 62% dos casos pelo valor de PTS.

A função gerada pelos dados do AGV correspondem à seguinte função:

$$MPS = 1,4192 (PTS) + 22,651 \quad \text{Eq. 6-1}$$

Embora haja uma boa correlação (0,79), não se pode dizer que R^2 possui um alto valor. A alta relação entre os dados é impedida por fatores que não se deve esquecer. Há dois motivos: um porque os equipamentos medem coisas diferentes; e outro porque medem por métodos diferentes.

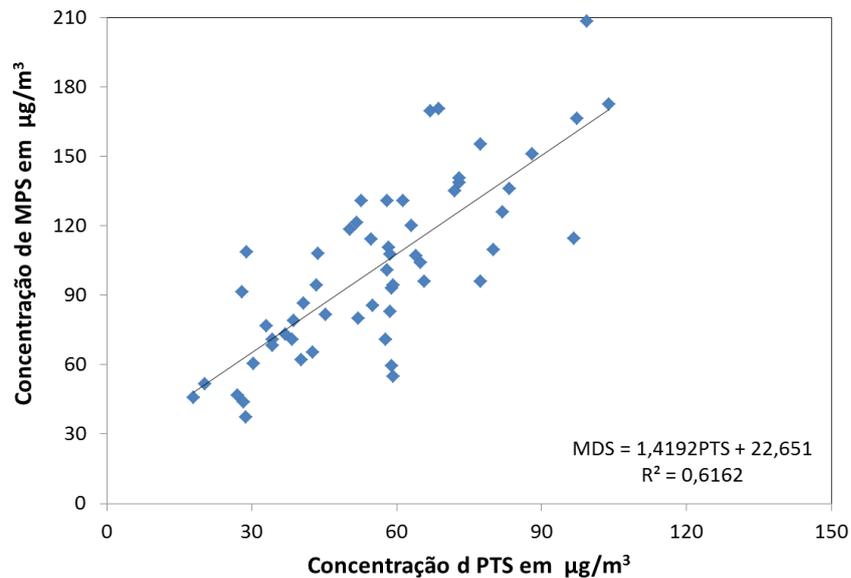


Figura 6-4: Dispersão dos dados de concentração AGV versus os dados de concentração do TEOM.

Enquanto o AGV absorve em seu filtro toda a amplitude de tamanho de partícula, o TEOM seleciona os menores que 100µm. O método utilizado pelo AGV é o gravimétrico, podendo ocorrer várias interferências e aumentar as incertezas devido ao manuseio do filtro.

Esse problema não é enfrentado pelo TEOM. Contudo, ele não mede o material volátil, devido ao aquecimento de 50°C a que submete o seu filtro. Todos esses fatores influenciam na análise de relação entre os dados. A função apresentada acima foi fundamental para a realização desta pesquisa, pois foi por meio dela que os dados de PTS medidos pelo TEOM puderam ser usados no cálculo do fluxo de deposição das partículas.

A Figura 6-5 apresenta a dispersão dos dados de MPS versus a concentração de PTS, separados os dados de MPS obtidos nos dias da semana de segunda a sexta-feira e os dados obtidos nos finais de semana e feriados.

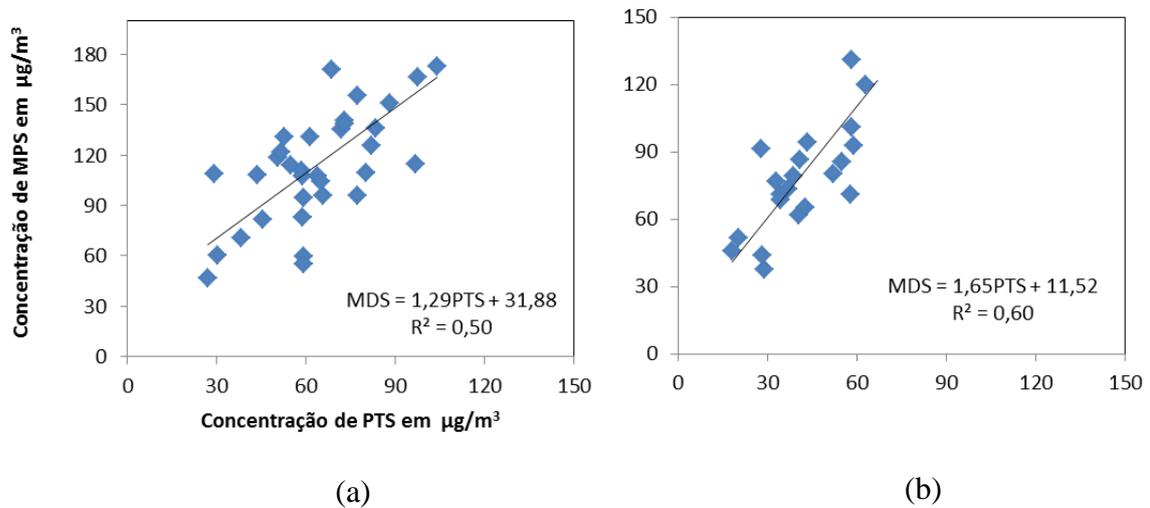


Figura 6-5: Dispersão dos dados MPD versus os dados de Concentração de PTS. (a) dias da semana (segunda a sexta-feira); (b) finais de semana e feriados.

Pode-se observar que os coeficientes das retas ajustadas são diferentes, indicando que a proporção de MPS/PTS varia entre os períodos avaliados. Esse comportamento pode estar relacionado às variações de tráfego entre fim de semana e feriados com os dias da semana.

A Figura 6-6 apresenta a dispersão da concentração de MPS versus o PTS para 3 estabilidades atmosféricas diferentes. O primeiro gráfico (a) trata da estabilidade neutra, o segundo (b) da estabilidade estável e o terceiro (c) da estabilidade convectiva.

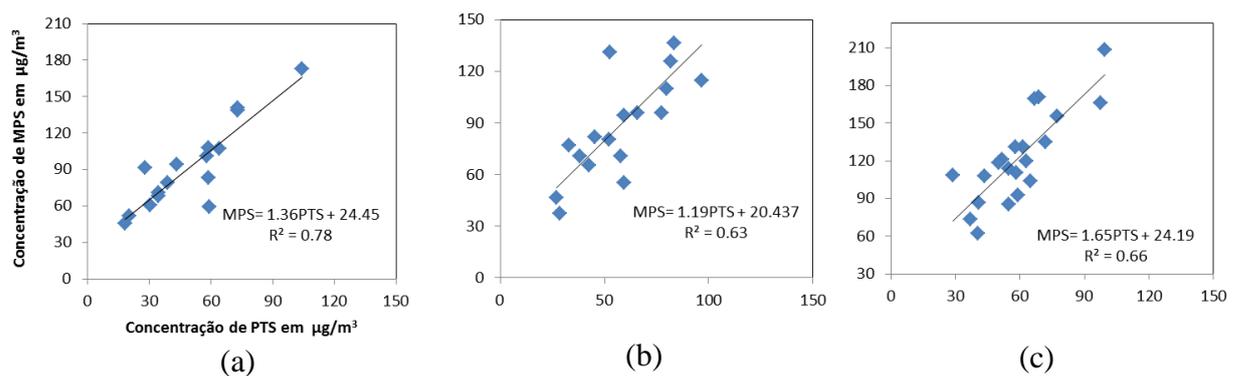


Figura 6-6: Dispersão dos dados de concentração do MPS versus os dados de Concentração PTS. (a) dados de estabilidade neutra; (b) dados de estabilidade estável; (c) dados de estabilidade convectiva.

Os resultados foram bons para as três estabilidades. Na estabilidade neutra o R^2 foi de 0,78, na estável o R^2 foi de 0,63 e na convectiva o R^2 foi de 0,66. Isso demonstra que, ao se agrupar os dados por estabilidade, eles apresentam melhor relação entre si.

De fato, a ideia inicial foi separar os conjuntos de dados apenas em função da classe de estabilidade, mas este efeito está também relacionado às variações horárias das fontes de emissão. A Figura 6-6 mostra que com este agrupamento, existe uma melhor correlação, seja pelas condições de estabilidade e/ou pelas variações horárias de fontes.

Embora não tenha sido utilizado nesta pesquisa, é possível aplicar diferentes funções aos dados do PTS em função do horário da coleta dos dados.

6.3 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DOS MODELOS SELECIONADOS

Conforme citado anteriormente, são apresentados os resultados obtidos pelos modelos de deposição selecionados e também a sua comparação com os dados experimentais para a Estação de Jardim Camburi. Visto que o fluxo de deposição possui uma parcela correspondente ao fluxo de deposição seca e outra correspondente ao fluxo de deposição úmida, esta seção está dividida em duas partes. Na primeira parte, são apresentados os resultados para o modelo de deposição úmida apenas. Na segunda parte, são apresentados os resultados para a deposição total (seca + úmida) e a sua comparação com os dados experimentais.

6.3.1 *Fluxo De Deposição Úmida*

Na Figura 6-7 estão plotados os dados mensais de deposição úmida, calculados através dos dados de precipitação medidos pelo Iema para cada estação estudada, no período de abril de 2009 a abril de 2010. Os índices de deposição úmida giram em torno de 10% do valor total da deposição de partículas medido experimentalmente.

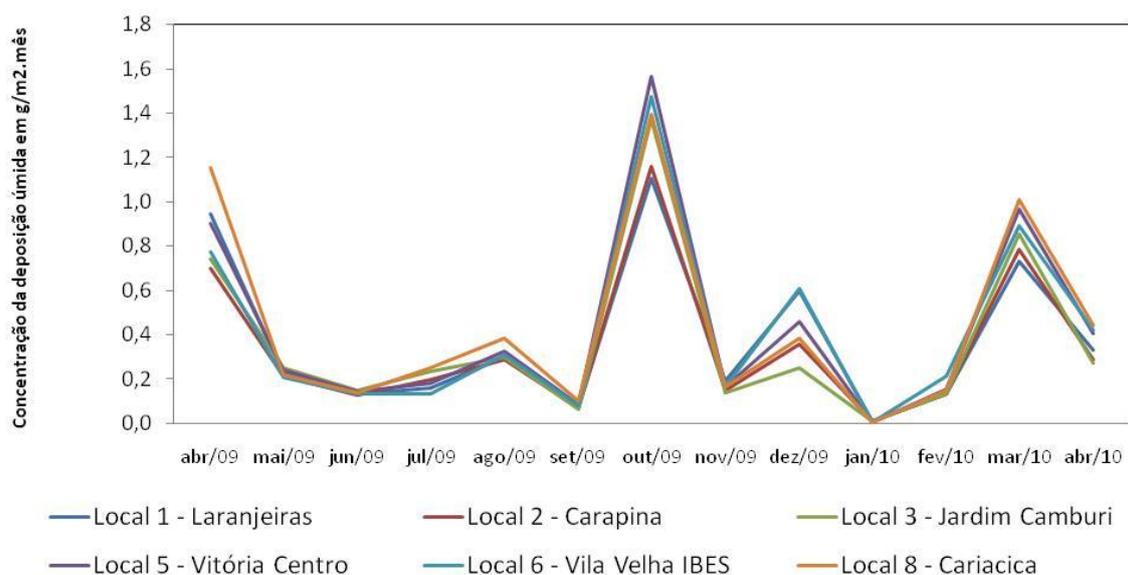


Figura 6-7: Série temporal dos dados de fluxo de deposição úmida para as seis estações Estudadas.

Embora não seja possível a visualização detalhada dos dados de cada estação, este gráfico é interessante, porque mostra como todos os locais de amostragem seguem uma mesma tendência quando se trata de fluxo de deposição úmido. Esse fato certamente se deve à grande influência da precipitação pluviométrica na obtenção desse fluxo.

A precipitação utilizada no cálculo, por sua vez, é a mesma para todas as estações (pois os dados pluviométricos somente são medidos na RAMQAR-1), diferenciando-se apenas pelos dados de PTS corrigidos pela Eq. 6-1.

Numa visão mais geral, os dados apresentam o seu maior pico no mês de outubro, mais outros 2 picos menores que estes, nos meses de março (2009 e 2010), e ainda outros 2 pequenos picos, em agosto e em dezembro.

A Figura 6-8, apresenta o valor médio mensal do fluxo de deposição úmida das estações para o período de abril de 2009 a abril de 2010, junto com o valor médio mensal de precipitação pluviométrico medido na RAMQAR-1 (Carapina).

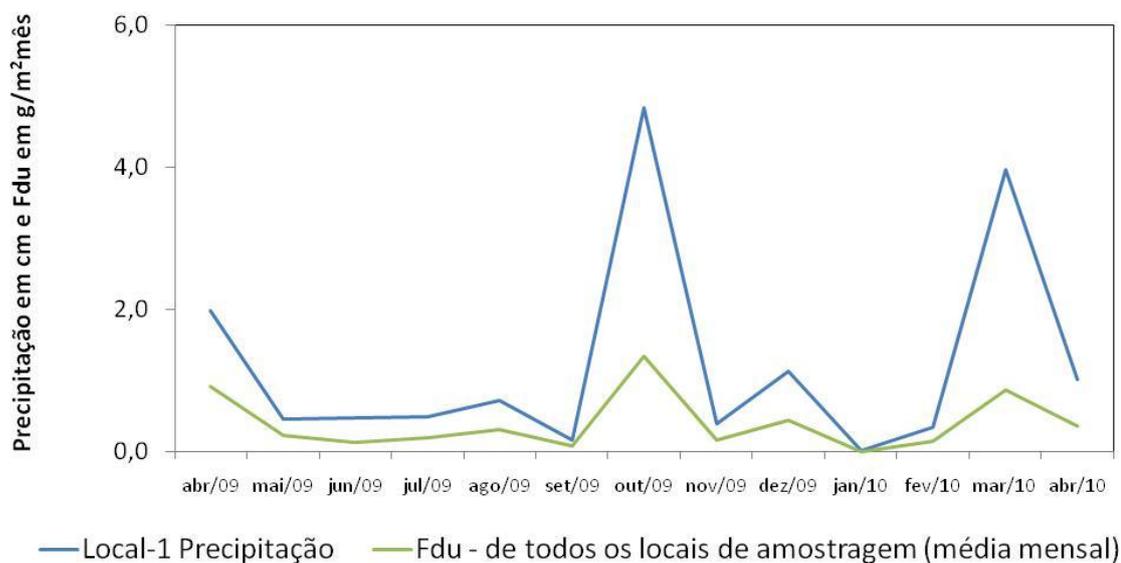


Figura 6-8: Série temporal dos dados médios mensais do fluxo de deposição úmido dos locais de amostragem e da precipitação pluviométrica.

O gráfico da Figura 6-8 demonstra que a precipitação pluviométrica é determinante para a obtenção do fluxo de deposição úmida, pois as duas linhas do gráfico seguem uma mesma tendência.

6.3.2 Resultado do Cálculo do Fluxo de Deposição

Conforme citado anteriormente, o fluxo de deposição é o resultado da soma do fluxo de deposição úmida ao fluxo de deposição seca. Na Figura 6-9 estão plotados os resultados da aplicação dos modelos para a estação de Jardim Camburi (Local-3).

Os resultados são apresentados para os modelos A, B, C e D, sendo que para o modelo D são apresentadas duas curvas (uma incluindo a velocidade de deposição de Stokes no ajuste de velocidade de deposição e outra sem incluir a velocidade de deposição de Stokes no ajuste da velocidade de deposição).

E a Figura 6-10 apresenta a dispersão dos dados desses modelos versus os dados experimentais da mesma estação.

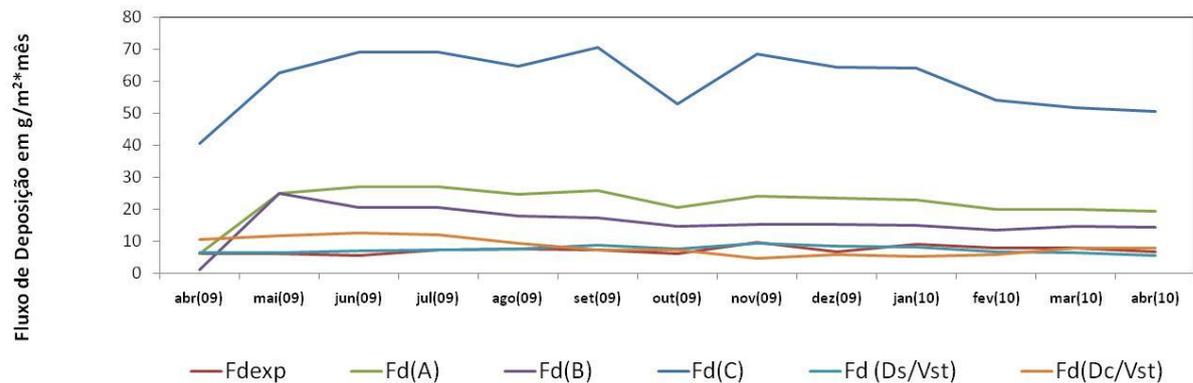


Figura 6-9: Resultado dos diferentes modelos de fluxo de deposição seco somados ao fluxo de deposição úmido aplicado a Estação de Jardim Camburi.

O gráfico da Figura 6-9 apresenta em destaque o resultado da aplicação do modelo de $Fd(C)$ (Noll e Fang, 1989). Esse modelo superestimou em média 8 vezes o valor da deposição experimental. Além disso, possui uma relação muito baixa com os dados experimentais (R^2 de 0,01, ver Figura 6-10 (c)). De modo geral todos os modelos A, B e C apresentaram valores superestimados do fluxo real. Entretanto, o Modelo D ficou muito próximo dos valores experimentais, principalmente o modelo que desconsiderou o valor de V_{st} em seu ajuste.

Analisando a dispersão dos dados gerados pelos modelos A, B e C versus os dados experimentais, foram obtidos os resultados apresentados na Figura 6-10.

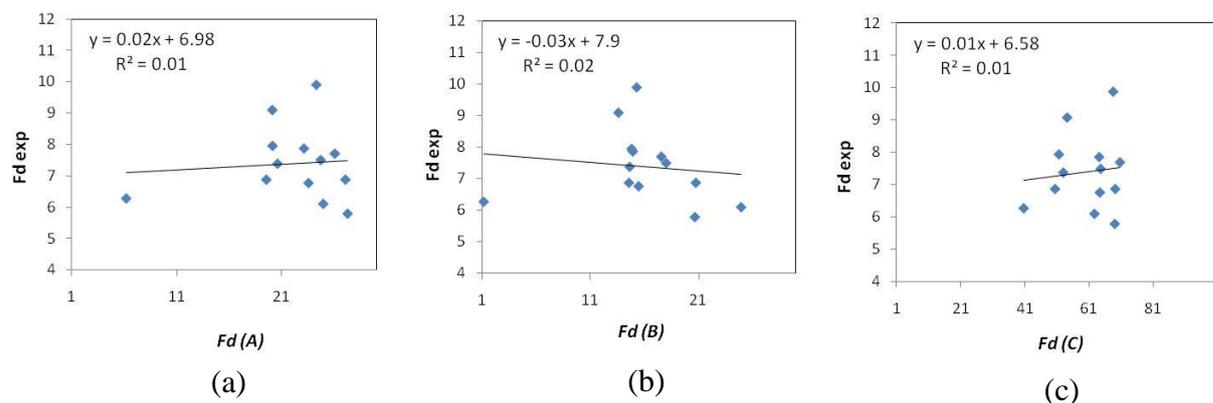


Figura 6-10: Dispersão dos dados de fluxo de deposição teóricos (F_d) versus os dados de deposição experimental na Estação de Jardim Camburi. (a) Modelo A, (b) Modelo B e Modelo C.

Todos os três modelos, além de superestimar o valor do fluxo, seus dados teóricos não explicam bem os dados medidos.

O Modelo D apresentou resultados melhores que os outros modelos (Figura 6-11 (a)), conseguindo prever em 60% os níveis de deposição e o comportamento geral da curva ao longo dos meses. Quando estabelecido o intercepto igual ao valor da velocidade de Stokes o Modelo, então, previu 78% dos mesmos dados experimentais.

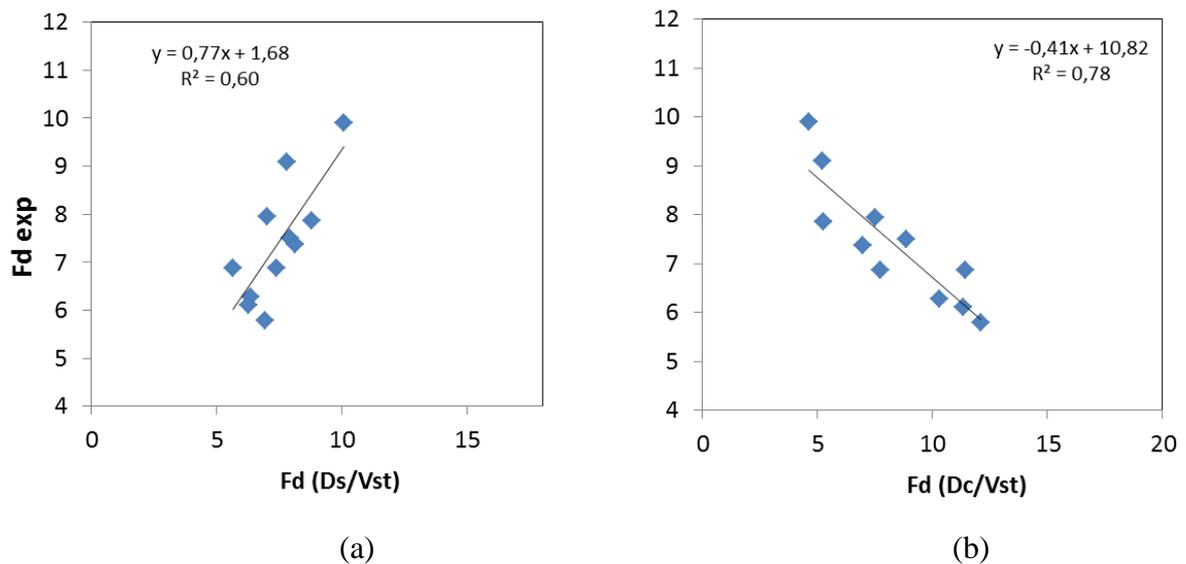


Figura 6-11: Dispersão dos dados de fluxo de deposição teóricos (F_d) versus os dados de deposição experimental na Estação de Jardim Camburi para a aplicação do Modelo D. (a) Modelo sem considerar o valor da V_{st} no ajuste, (b) Modelo que considera o valor de V_{st} .

A Tabela 6-2 mostra alguns indicadores estatísticos das comparações entre os resultados dos modelos e os dados experimentais para a estação três de Jardim Camburi. Nesta tabela é apresentado o valor do fluxo de deposição obtido por cada modelo, desvio entre a média calculada e a média medida experimentalmente, o coeficiente de correlação e o erro médio (Raiz Quadrada do Erro Quadrático Médio Normalizado) para cada modelo.

Tabela 6-2 – Análise Estatística dos modelos aplicados à Estação Jardim Camburi					
Análise Estatística dos Modelos					
Estação	Modelos	Média	Desvio	Correlação	REQMN
RAMQAR-3	$F_d(A)$	22,10	14,71	0,11	8,07
	$F_d(B)$	15,87	8,48	0,09	5,51
	$F_d(C)$	60,34	52,95	-0,12	27,14
	$F_d(Ds/Vst)$	8,32	0,93	0,41	1,36
	$F_d(c/Vst)$	8,64	1,26	-0,77	1,83

Pode-se observar que o Modelo D sem velocidade de deposição de Stokes obteve o melhor desempenho entre os modelos testados, com valores de desvio de 0,93, correlação de 0,41 e erro médio de 1,36.

6.4 APLICAÇÃO DO MODELO DE MELHOR DESEMPENHO PARA TODAS AS ESTAÇÕES DA REDE

Conforme descrito anteriormente, o modelo com melhor desempenho no teste da seção anterior foi selecionado para simular o fluxo de deposição em todas os 6 pontos de monitoramento.

O modelo de deposição de Noll e Fang (1989) foi ajustado para as estações da RMGV como já proposto e explicado. E os resultados seguem na

Figura 6-12 onde estão os dados de dispersão da velocidade de deposição identificada empiricamente (V_{dexp}) versus os dados de velocidade de fricção (U^*).

De modo geral, os modelos que se adaptaram melhor aos dados experimentais foram os que não consideraram o valor da velocidade de deposição de Stoke (V_{st}). O valor da V_{st} se mostrou muito alto, e ao ser introduzido como intersepto da função, de forma geral, inverteu a reta da função com relação ao sua direção, tornando o R^2 negativo para todas as funções. Os valores de V_{dexp} que desconsideraram o valor V_{st} na função se relacionaram muito bem com U^* (para gráficos que V_{st} é desconsiderado na função) para as estações de Laranjeiras ($R^2=0,81$), Carapina ($R^2=0,73$), Jardim Camburi ($R^2=0,85$), Vitória Centro (0,78) e Vila Velha Ibes ($R^2=0,93$), Cariacica ($R^2=0,79$).

O Modelo D que não considera a V_{st} não foi aplicado aos demais pontos, devido ao seu resultado inferior aos demais. Os resultados obtidos pela aplicação do Modelo D (sem V_{st}) podem ser visto na

Figura 6-13. Nesta figura estão plotados os dados de fluxo de deposição experimental e dados do fluxo de deposição estimado para as seis estações.

O Modelo aplicado acompanhou bem a tendência dos dados experimentais ao longo dos meses analisados. Pode-se dizer que o Modelo D (sem V_{st}) consegue prever de maneira satisfatória os níveis de fluxo de deposição e seu padrão de variação ao longo dos meses. Tal desempenho pode ser também observado na

Figura 6-14, que apresenta os gráficos de dispersão comparando valores experimentais e os preditos do modelo. Os valores de R^2 chegam a 0,94 para a melhor estação (Vila Velha Ibes).

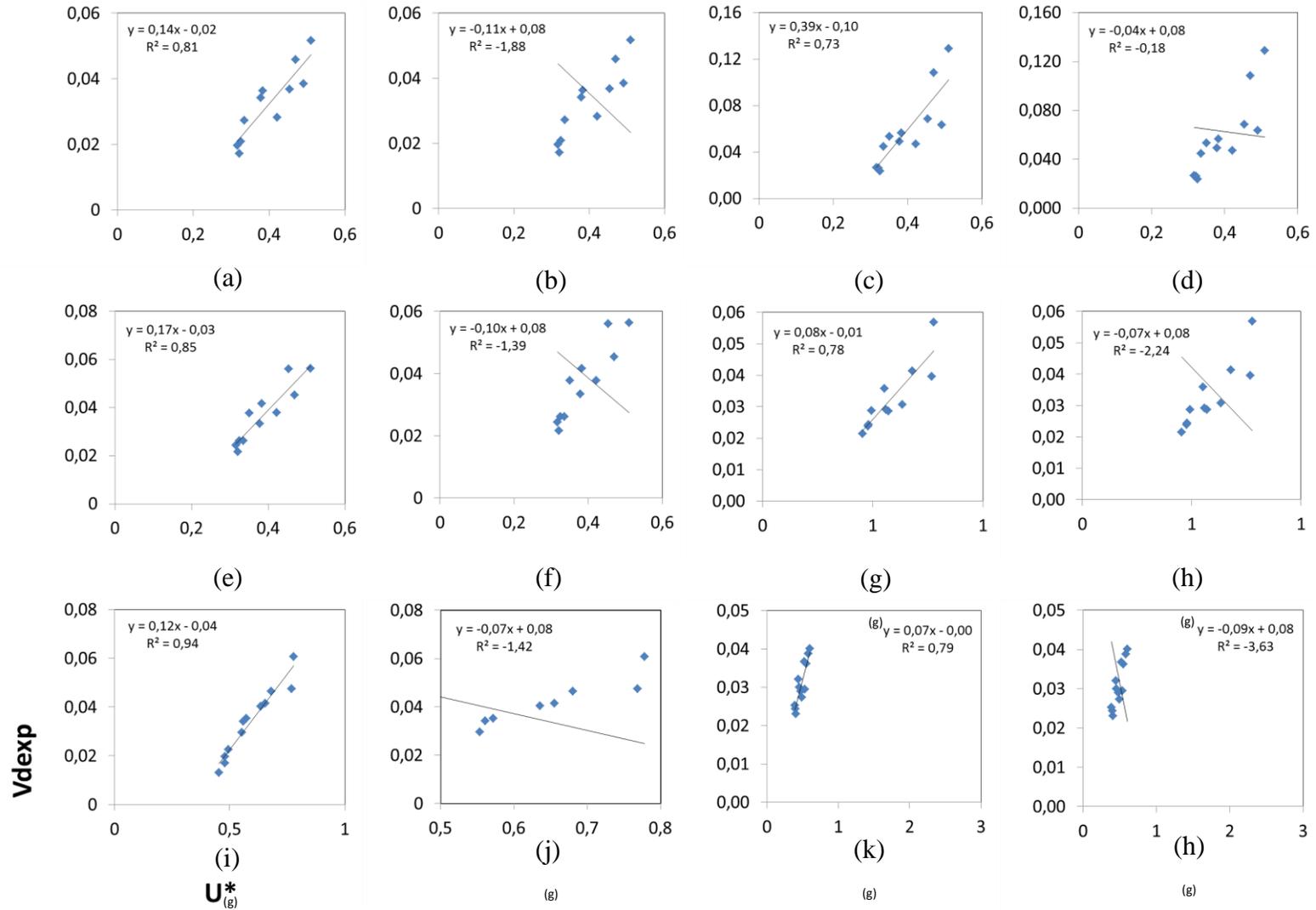


Figura 6-12: Dispersão dos dados de Velocidade de deposição experimental versus velocidade de fricção. (a) Local 1 – sem V_{st} , (b) Local 1 – com V_{st} . (c) Local 2 – sem V_{st} , (d) Local 2 – com V_{st} . (e) Local 3 – sem V_{st} , (f) Local 3 – com V_{st} . (g) Local 5 – sem V_{st} , (h) Local 5 – com V_{st} . (i) Local 6 – sem V_{st} , (j) Local 6 – com V_{st} . (k) Local 8 – sem V_{st} , (l) Local 8 – com V_{st} .

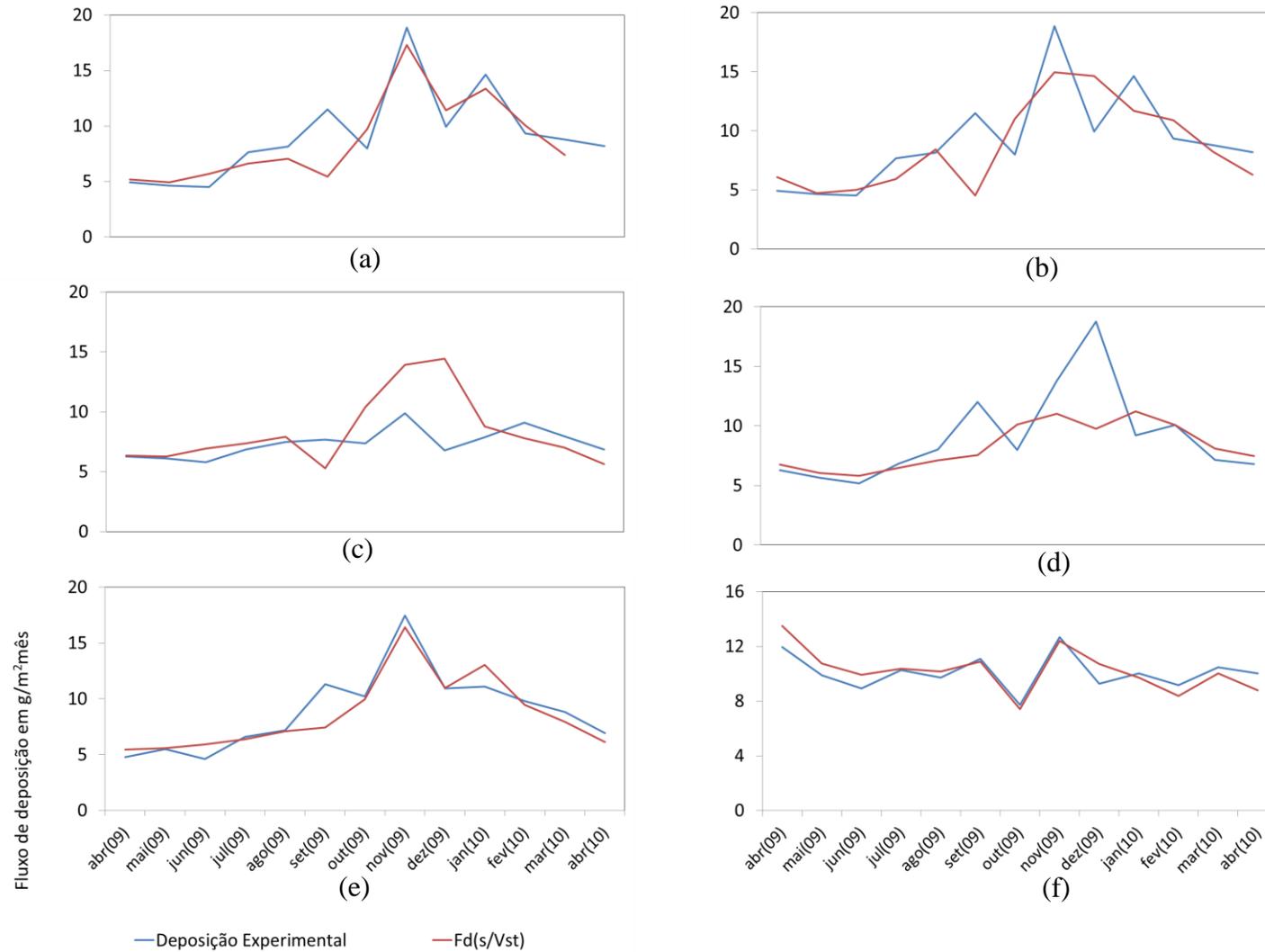


Figura 6-13: Dados de fluxo de deposição experimental e estimado pelo Modelo D ao longo do período de pesquisa, sendo dados originados nos pontos (a) Laranjeiras, (b) Carapina, (c) Jardim Camburi, (d) Vitória Centro, (e) Vila Velha Ibes, (f) Cariacica.

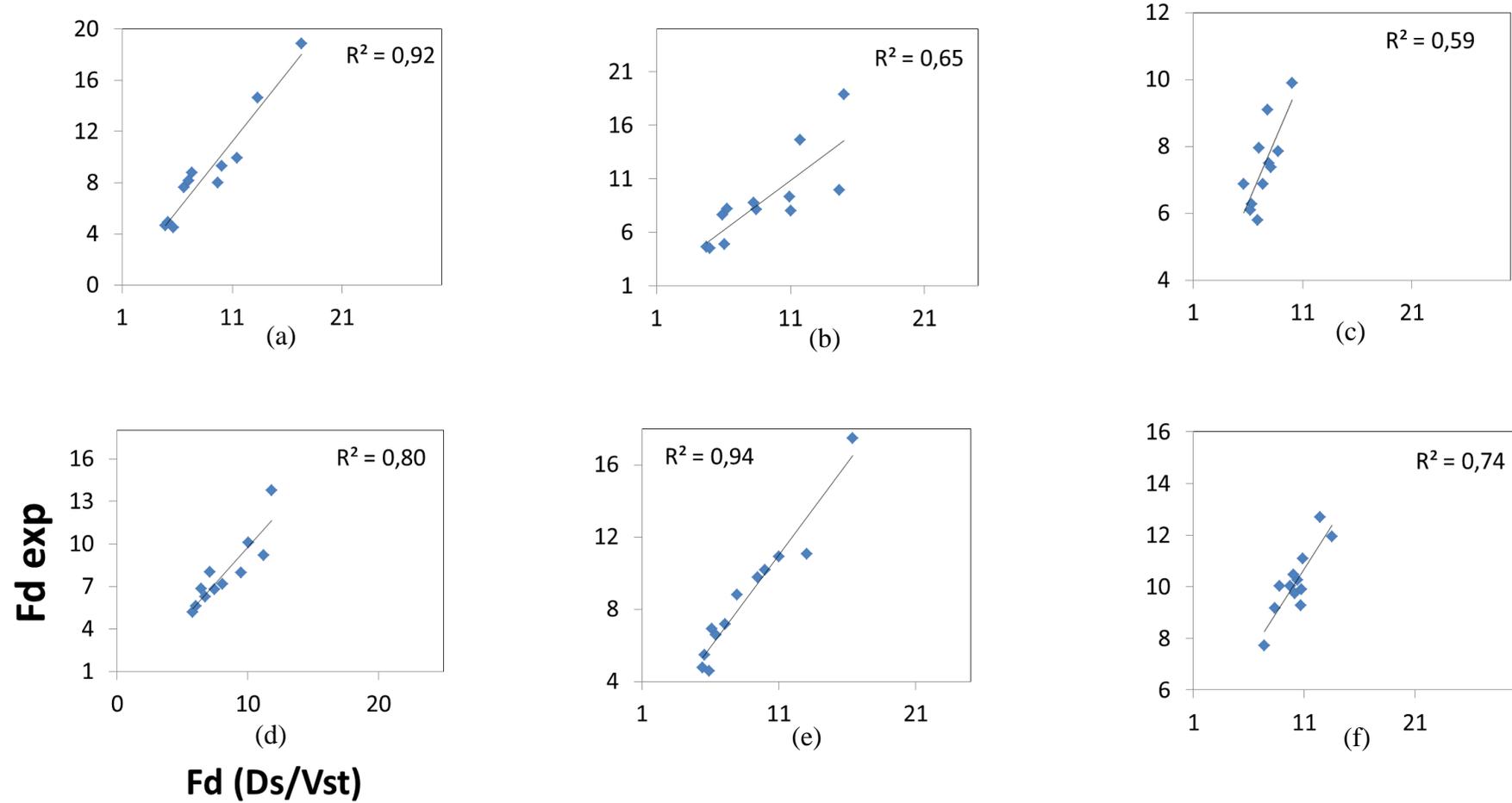


Figura 6-14: Dispersão dos dados de fluxo de deposição experimental versus estimado. (a) Local 1 –Laranjeiras, (b) Local 2 – Carapina, (c) Local 3 – Jardim Camburi, (d) Local 5 – Vitória Centro, (e) Local 6 – Vila Velha Ibes, (d) Local 8 – Cariacica.

Figura 6-15 estão os dados de dispersão da velocidade de deposição identificada empiricamente (V_{dexp}) versus os dados de velocidade de fricção (U^*), ambos identificados mensalmente para RMGV.

Assim como identificado para as estações, os modelos que se adaptaram melhor aos dados experimentais foram os que não consideraram o valor da velocidade de deposição de Stoke (V_{st}). O valor da V_{st} se mostrou muito alto, e ao ser introduzido como intersepto da função, de forma geral, inverteu a reta da função com relação ao sua direção, tornando o R^2 negativo para todas as funções. Os valores de V_{dexp} que desconsideraram o valor V_{st} na função se relacionaram muito bem com U^* .

Para a RMGV a velocidade de fricção chega a explicar 94% dos dados de velocidade de deposição identificados experimentalmente. A equação que considerou o valor da V_{st} como intersepto foi desconsiderada para efeito de simulação dos dados, pois o resultado do R^2 da equação foi igual a -3,63.

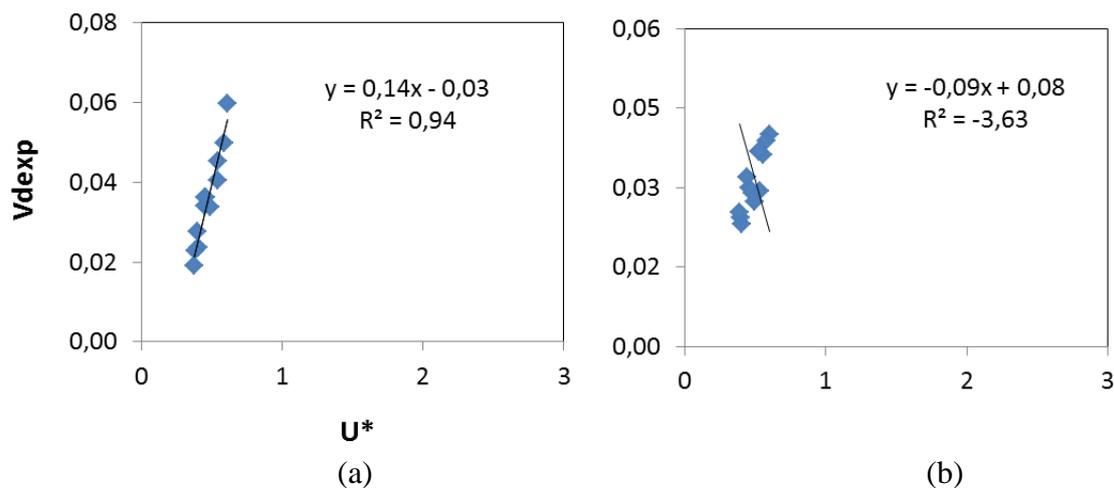


Figura 6-15: Dispersão dos dados de Velocidade de deposição experimental versus velocidade de fricção para a RMGV. (a) RMGV – sem V_{st} , (b) RMGV – com V_{st} .

Figura 6-15 (a)) gerou-se um gráfico de tendências apresentados na .Figura 6-16. Com exceção do período de setembro de 2009, os dados simulados pelo modelo acompanharam os dados experimentais com significativa fidelidade.

Ao se excluir a simulação do mês de setembro, tem-se que o modelo previu corretamente 93% dos dados experimentais para a RMGV.

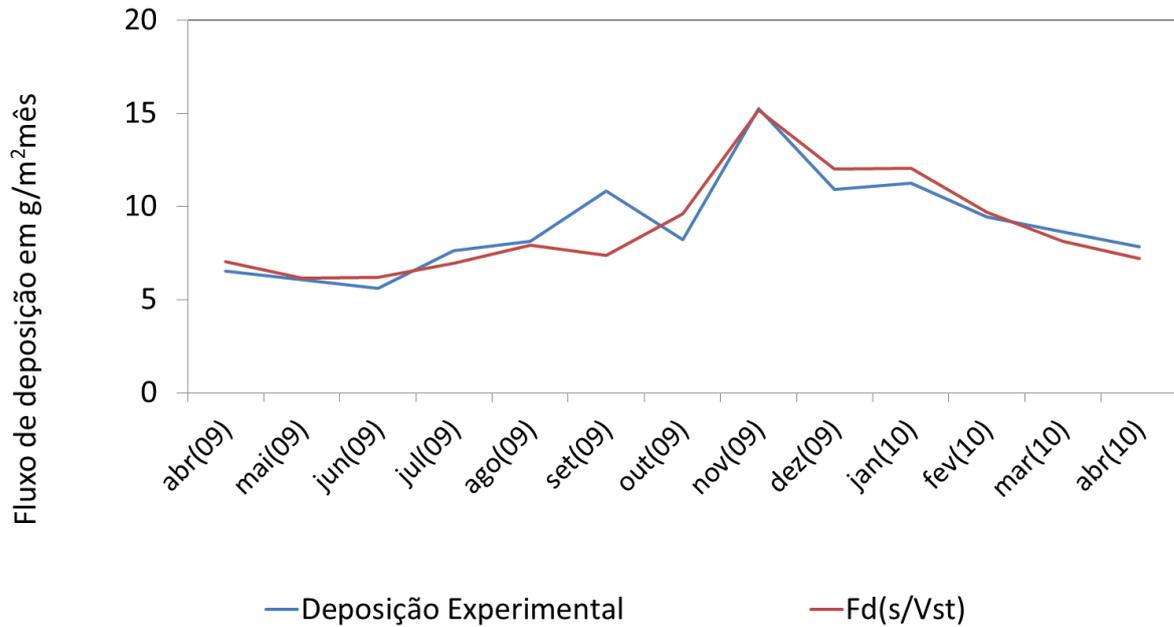


Figura 6-16: Dados de fluxo de deposição experimental e estimado pelo Modelo D ao longo do período de pesquisa para a RMGV.

A Figura 6-17 apresenta o gráficos de dispersão comparando valores experimentais e os preditos pelo modelo D para a RMGV.

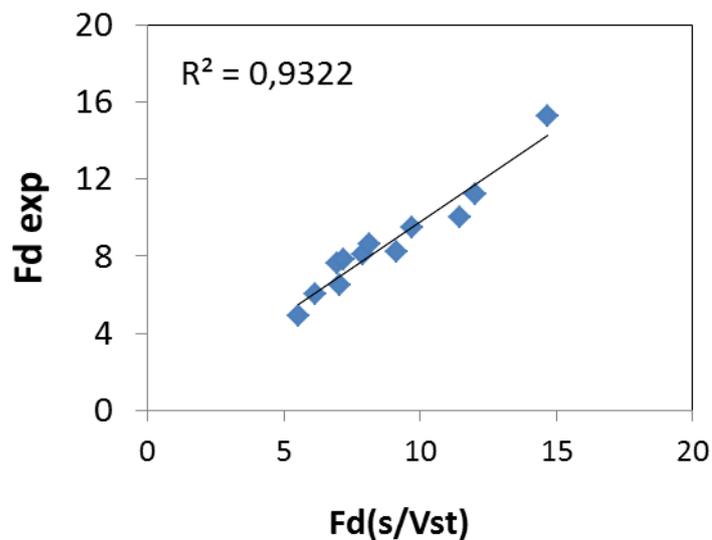


Figura 6-17: Dispersão dos dados de fluxo de deposição experimental versus estimado ao longo do período de pesquisa para a RMGV.

O R^2 obtido por esta regressão foi de 0,93, o que indica que o modelo conseguiu prever 93% dos dados experimentais.

Uma análise estatística mais detalhada é apresentada na Tabela 6-3, que apresenta um sumário dos indicadores estatísticos obtidos pelo Modelo D sem V_{st} para cada local estudado mais a RMGV. Em ordem decrescente, os melhores coeficientes de correlação foram os da Estação de Vila Velha Ibes (0,92), seguidos da RMGV (0,90), Cariacica (0,84), Laranjeiras (0,69), Carapina (0,69), Vitória Centro (0,61) e, por último, a estação de Jardim Camburi (0,41). Pode-se notar que o desvio médio das estações foi de -016, sendo que o melhor resultado foi obtido pela Estação de Cariacica e Vila Velha Ibes (0,14 e -0,26 respectivamente), e o pior para Estação de Jardim Camburi e Vitória Centro (0,93 e -0,79 respectivamente), a RMGV apresentou erro de 0,43. O erro médio para o mesmo Modelo apresentado pelas estações foi em média de 0,78; sendo o melhor resultado, obtido pela estação de Cariacica (0,30) e o pior para Jardim Camburi (1,36).

Tabela 6-3 – Análise Estatística da Aplicação do Modelo D para as seis estações.

Statistical Analysis Model						
Local	Models	Média	Desvio	Correlação	R-quad	REQMN
1 - Laranjeiras		8,68	-0,49	0,87	0,92	0,71
2 - Carapina		8,65	-0,52	0,69	0,65	1,01
3 - J. Camburi		8,32	0,93	0,41	0,59	1,36
5 - Vitória C.		8,26	-0,79	0,61	0,8	0,77
6 - V.V. Ibes	Model D (s/Vst)	8,58	-0,26	0,92	0,94	0,53
8 - Cariacica		10,24	0,14	0,84	0,74	0,30
Média		Média	Desvio	Correlação	R-quad	REQMN
		8,79	-0,16	0,72	0,77	0,78
RMGV		8,95	-0,08	0,90	0,8	0,43

De maneira geral, pode-se considerar que os resultados obtidos são satisfatórios, e que esta técnica pode ser utilizada após alguns refinamentos, para produzir resultados estimados em curto espaço de tempo e sem grande esforço.

7. CONCLUSÃO

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a hipótese da utilização de dados de PTS (medidos por equipamento automático) no cálculo do fluxo de deposição, substituindo o uso de medidores de deposição baseados em gravimetria. Com base neste objetivo geral, foram avaliados diferentes modelos teóricos para a quantificação do fluxo de deposição e seus resultados foram dados de monitoramento, permitindo selecionar um modelo de correlação entre o fluxo de deposição e a concentração de PTS na atmosfera.

Os fluxos de deposição foram medidos na Região da Grande Vitória – ES, no período de abril de 2009 a abril de 2010, em 10 pontos de monitoramento, utilizando um método de coleta baseado na Norma ASTM D1739 (1998). Os resultados obtidos indicaram que, na maior parte dos pontos de monitoramento, os valores de deposição são superiores a um ou mais padrões internacionais. Isso pode indicar que a região realmente possui níveis de deposição elevados, justificando as reclamações da população.

Com o objetivo de avaliar o desempenho dos modelos de deposição selecionados, foram efetuadas comparações entre os resultados experimentais e 4 modelos matemáticos para estimativa do fluxo de deposição. As comparações foram efetuadas em um ponto de monitoramento (Local 3 – Jardim Camburi) onde não apenas as medições de fluxo de deposição foram efetuadas, mas também correlações entre as medições automáticas de PTS e MPS, empregando instrumentos baseados em TEOM e AGV (Amostrador de Grandes Volumes), respectivamente. Destes modelos, 3 são baseados em formulações já existentes na literatura e 1 é baseado em um ajuste de curva para a obtenção da velocidade de deposição a partir dos dados experimentais de deposição.

A se analisar estatisticamente os modelos aplicados ao Local 3 verificou-se o melhor desempenho do Modelo $F_d (D_s/V_{st})$. Logo, este foi aplicado nos demais locais da regiões de estudo da Grande Vitória.

O Local que melhor previu os seus dados experimentais através da aplicação do Modelo $F_d (D_s/V_{st})$ foi a o Local 6 – Vila Velha Ibes. Neste local o Modelo conseguiu prever 94% dos dados experimentais. O Local 1 - Laranjeiras também obteve um bom resultado, prevendo 92% dos dados experimentais.

O pior resultado ficou apresentado foi o da aplicação do Modelo ao Local 3 - Jardim Camburi, pois neste local o Modelo previu somente 59% dos dados experimentais.

Quando aplicado o Modelo para os dados médios da região, o resultado foi satisfatório, porque anteviu 93% dos dados médios experimentais da região de estudo.

Diante do objetivo geral deste trabalho, a utilização dos dados de PTS na obtenção do fluxo de deposição foi a contento, podendo ser utilizado. Sendo assim, acredita-se que um grande passo pode ser dado na aceleração do processo de obtenção do fluxo de deposição da região, tendo em vista que ela possui uma rede automatizada com equipamentos de medição de PTS.

Embora este estudo tenha obtido bons resultados nesse aspecto, reconhece-se a possibilidade de se melhorar ainda mais. Acredita-se que a relação entre os dados aumentaria na medida em que algumas considerações sejam feitas, a saber: a comparação entre os equipamentos deveria ser primeiramente entre classe de tamanho de partículas iguais, como por exemplo, TEOM, que coleta PTS, com o AGV, que também coleta PTS, ou TEOM, que coleta PM10, com AGV, que também coleta PM10. Dessa forma, seria obtida a diferença de método entre os dois equipamentos e, depois de corrigida, seria coletada o MPS com o AGV e as PTS com o TEOM (como foi feito nesta pesquisa) para a identificação da relação entre PTS e MPS.

Diante do exposto, a presente dissertação conclui ter atingido seus objetivos propostos com bons resultados finais, embora reconheça que falhas existiram. No entanto, acredita-se que trabalhos futuros possam preencher estas lacunas.

Nesse sentido, considerando-se os obstáculos encontrados neste trabalho, recomenda-se para futuras iniciativas: (i) uma análise de eficiência do coletor adotado pela RAMPS; (ii) um estudo mais detalhado sobre a relação dos métodos adotados pelo TEOM e AGV, e junto a ela um estudo da relação entre MPS e PTS; (iii) um perfil de distribuição das partículas por tamanho, bem como uma relação entre as partículas suspensas no ar e as depositadas na superfície, de acordo com sua classe de tamanho; (iv) um melhor ajuste dos modelos de Muyschondt (1996), e Cleaver Yates (1975) para a região, assim como a continuação do ajuste do modelos de Noll e Fang (1989).

8. REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 3402**: Atmosfera - Determinação da taxa de poeira sedimentável total - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1991

AEA (AEA Technology Plc.) 2005. QA/QC Data Ratification and Intercalibration report for the Automatic Urban and Rural Network, January-March, Harwell. 2005. Disponível em: <www.airquality.co.uk/archive/reports/cat05/0509261421_AURNRat_Jan-Mar05_Issue_1.pdf> Acesso em: fev. 2011.

ALLEN, G. SIOUTAS, C; KOUTRAKIS, P; REISS, R; LURMANN, F. W; ROBERTS, P. T. Evaluation of the TEOM method for measurement of ambient particulate mass in urban areas. **Journal of the Air and Water Management Association** 47, p. 682-689, 1997.

ALMEIDA, I. T. **A Poluição Atmosférica por Material Particulado na Mineração à Céu Aberto**. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

ALVES, M. R; TRINDADE, C. C; QUEIROZ, S. Q; MATHIAS S. M. H; ENTRINGER, S. M. J. Análise da Percepção Ambiental da População da Grande Vitória à Poeira Sedimentável. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SIBESA, VIII, 2006, Fortaleza – CE – Brasil. **Resumo dos Trabalhos Técnicos “Mudanças Globais: Desafios para o Saneamento Ambiental”**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006. p. 339.

AQEG – Air Quality Expert Group. **Particulate Matter in the United Kingdom, London**, ISBN 0-85521-143-1, 2005

ARSLAN, M; BOYBAY, M. A study on the characterization of dustfall. **Atmospheric Environment**, v. 24A, p. 2667-2671, 1990.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D 1739-98**: Standard Test Methods for Collection and Measurement of Dustfall (Settleable Particulate Matter. USA, 2004.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND METATERIALS. **D 4096-91**: Standard Test Methods for Determination of Total Suspended Particulate Matter in the Atmospheric (High-Volume Sampler Method). USA, 2009.

BABA, J. KOMAR, P. D. Measurements and analysis of settling velocities of natural quartz sand grains. **Journal of Sedimentary Petrology**. V. 51, p. 631-640, 1981.

BAKONYI, S. M. C; OLIVEIRA, I. M. D; MARTINS, L. C; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v.38, n. 5, p. 695-700, 2004.

BASCOM, R. BROMBERG, P. A; COSTA, D. A; DEVLIN, R. DOCKERY, D. W; FRAMPTON, M. W; SAMET, J. M; SPEIZER, F. E; UTELL, M. Health effects of outdoor pollution. **American journal of respiratory and critical care medicine**. v. 153, p 3-50, 1996.

BIDLEMAN, T. F. Atmospheric Processes: wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor- particle partitioning. **Environment Science Technology**. V 22, p. 361-367, 1988.

BOUBEL, R. W; FOX, D. L; TURNER, D. B; STERN, A. C. **Fundamentals of Air Pollution**. 3 ed. California: Academic Press. p. 287-288, 1994.

BOZIAZER, A; ODABASI, M; MUEZZINOGLU, A. Dry deposition and soil air gas exchange of polychlorinated biphenyls (PDBs) in an industrial area. **Environment Pollution**. V. XXX, p. 1-10, 2008.

BRASIL. Conama nº003, de 28 de junho de 1990. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 28 jun. 1990. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em : 30 jul. 2010.

BÜCHER, A. **Recherches sur les poussières minérales d'origine saharienne**. 1986. Tese de PhD. Universidade de Reims—Champagne-Ardenne, França, 1986.

CAKAN, A. **The direct measurement of the dry deposition of organochlorine pesticides and polychlorinated naphthalenes.** 1999. Tese de PhD, Instituto de Tecnologia de Illinois, Chicago, 1999.

CASTRO, H. A; HACON, S; ARGENTO, R; JUNGER, W. L; MELLO, C; CASTIGLIONI JUNIOR, N; COSTA, J. G. Doenças respiratórias e poluição atmosférica no município de Vitória, espírito Santo, Brasil. **Caderno de saúde Pública do Rio de Janeiro.** V. 23, p. s630-s642, 2007.

CHAMBERLAIN, A. C. **Aspects of Travel and Deposition of Aerosol and Vapor Clouds.** London: AERA Harwell, Report R1261 HMSO, 1953.

CHAMBERLAIN, A. C. In: Aerodynamic Capture of Particles, RICHARDSON, E. G. New York: Pergamon Press, p. 63-88, 1960.

CHAMBERLAIN, A. C. Transport of Lycopodium spores and other small particles to rough surfaces. **Proceedings of the Royal Society of London.** A. 296, p. 45-70, 1967.

CHARRON, A; HARRISON, R. M; MOORCROFT, S. BOOKER, J. Quantitative interpretation of divergence between PM₁₀ and PM_{2,5} mass measurement by TEOM and gravimetric (Partisol) instruments, Atmospheric Environment. **Atmospheric Environment.** V. 38, p.415-423, 2003.

CHIO, C; LIAO, C. Assessment of atmospheric ultrafine carbon particle-induced human health risk based on surface area dosimetry. **Atmosphere Environment**, V.42, Issue 37, p. 8575-8584, 2008

CINDORUK, S.S; TASDEMIR, Y. The determination of gas phase polychlorinated biphenyls (PCBs) using a modified water surface sampler (WSS). **Science of the Total Environment.** V. 381, p. 212-221, 2007.

CLEAVER, J. W; YATES, B. A Sublayer Model for the Deposition of Particles from a Turbulent Flow. **Chemical Engineering Science.** V.30, p.983-992, 1975.

CLEMENTS, T; STONE, R. O; MANN, J. F; EYMAN, J. L. **A study of windborne sand and dust in desert areas**. U.S. Army, Natick Laboratories Mass., Earth Science Division, Technical Report ES-8, Project Ref. 7x83-01-008, 1963.

CLOUGH, W. S. The deposition of particles on moss and grass surfaces. **Atmospheric Environment**. V. 9, p. 1113-1119, 1975.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 003, de 28 de junho de 1990. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 28 jun. 1990.

CONSELHO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. Deliberação Normativa Nº 01 de 26 de maio de 1981. Minas Gerais, Brasil, 1981. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=88>. Acesso em: 8 fev. 2011.

CONTI, M. M. **Relatório Parcial de Atividades do Doutorado em engenharia Ambiental**, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, 2010.

CONTI, M. M; REIS JUNIOR, N. C. ; SANTOS, J. M. ; Scandian, C. ;Silva, F. J. ; menegussi, L. R. . **Chemical and morphological characterization of dustfall (dry deposition) in Vitória-ES Brazil**. In: European Aerosol Conference, 2009, Karlsruhe - Alemanha. proceedings of the 2009 European Aerosol Conference. Karlsruhe -Alemanha : GESELLSCHAFT FÜR AEROSOLFORSCHUNG e.V., 2009.

DASCH, J. M. Direct Measurement of Dry Deposition to a Polyethylene Bucket and various surrogate surfaces. **Environment Science Technology**. V. 19, p.721-725, 1985.

DAWES, J. G; SLACK, A. Deposition of airborne dust in a wind tunnel. **Safety in Mines Research establishment, Research report**. V. 105, p.41, 1975.

DEPARTAMENTO OF ENVIRONMENT OF NEW YORK (DENY). New York. 2009. Disponível em: <<http://www.dec.ny.gov/regs/4151.html#14263>> Acesso em: 5 fev. 2011.

DEPARTAMENTO OF ENVIRONMENT QUALITY MONTANA – DEQM. Disponível em: <http://wwwdep.state.mt.us/AirMonitoring/citguide/appendixb.html>. Montana, USA, 2005.

DIETRICH, W. E. Settling velocity of natural particles. **Water Resources Research**. V. 18, p. 1615-1626, 1982.

DOVLAND, H; ELIASSEN, A. Dry Deposition on a snow surface. **Atmospheric environment**. V. 10, p. 783-785, 1976.

EC – EUROPEAN COMMISSION. **EC/30/1999**. First Air Quality Daughter Directive. Brussels, 1999.

EC – EUROPEAN COMMISSION. **Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on ambient air quality and cleaner air for Europe**. Brussels, 2005.

ENERGÉTICA. Manual do Amostrador de Partículas Portáteis Modelo HDC, Handi-Vol. 2008.

ENGELMANN, R. J. The calculation of precipitation scavenging. In: Meteorology and Atomic Energy. D. Slade, ed. TID-24190. U.S. Atomic energy Commission, Oak Ridge, TN, P.208-220, 1968.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY – **EPA/625/R-96**. Compendium Method IO-2.1: Sampling of ambient air for total suspended particulate matter (SPM) and PM₁₀ using High Volume (HV) sampler. USA, 1999.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **Ambient Air Monitoring Reference and Equivalent Methods Designation**. US Federal Register, Washington, 1990.

FRANZ, T. P; EISENREICH, S. J; HOLSEN, T.M. Dry Deposition of particulate polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons to Lake Michigan. **Environment Science Technology**. V. 32, p. 3681-3688, 1998.

FVRD - FRASER VALLEY REGIONAL DISTRICT. **Lower Fraser Valley Ambient Air Quality Report**. Canadá. 2002. Disponível em: <http://www.metrovancouver.org/about/publications/Publications/AmbientAirQualityReport2002.pdf>. Acesso em: 5 fev. 2011.

FRIEDLANDER, S.K; JOHNSTONE, H.F. Deposition of suspended Particles from Turbulent Gas Stream. **Industrial Engineering Chemistry**. V. 49, p.1151, 1957.

FUCHS, N. A. **The Mechanics of Aerosol**. 2ed. Inglaterra: Dover Press, 1989.

GANOR, E. **Atmospheric dust in Israel. Sedimentological and Meteorological Analysis of Dust Deposition**. 1975. Tese de PhD. Universidade Hebraica de Jerusalé, Israel, 1975.

GILLETTE, D. A. On the production of soil wind erosion aerosols having the potencial for long range transport. **Journal Rech. Atmospheric**. V.8, p.735-744, 1974.

GILLETTE, D. A. LAWSON, R. E. Jr. THOMPSON, R. S. A test of concept comparison of aerodynamic and mechanical resuspension mechanisms for particles deposited on field rye grass (*Secale cereale*). Part 1. Relative particle flux rates. *Atmospheric Environment*. V. 38, p. 4789-4797, 2004.

GILLETTE, D. A; BLIFFORD, I. H; FENSTER, C. R. Measurements of aerosol size distributions and vertical fluxes of aerosols on land subject to wind erosion. **Journal of Applied Meteorology**. V. 11, p. 977-987, 1972.

GILLETTE, D. A; DOBROWOLSKI, J. P. Soil crustformation by deposition at Shaartuz, Tadzhik, S.S.R. **Atmospheric Environment**. V.27, p. 2519-2525, 1993.

GOMISCEK, B; HAUCK, H; STOPPER, S; PREINING, O. Spatial and temporal variations of PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀ and particle number concentration during the AUPHER_Projet. **Atmospheric Environment**, v.38, in press, doi: 10.1016/j.atmosenv.2004.03.056, 2004.

GOOSSENS, D. A diffusion model for a settling non-consolidated dust mass. **Catena**. V. 12, p. 373-402, 1985.

GOOSSENS, D. A drag coefficient equation for natural irregularly shaped particles. **Catena**. V. 14, p. 73-99, 1987b.

GOOSSENS, D. Effect of rock fragment eccentricity on eolian deposition of atmospheric dust. **Catena**. V. 23, p.227-251, 1994.

GOOSSENS, D. Interference phenomena between particle flattening and particle rounding in free vertical sedimentation processes. **Sedimentology**. V. 34, p. 155-167, 1987c.

GOOSSENS, D. Quantification of the dry aeolin deposition of dust on horizontal surfaces: an experimental comparison of theory and measurements. **Sedimentology**, v 52, p. 859-873, 2005.

GOOSSENS, D. **Sedimentatiemechanismen bij natuurlijke stofdeeltjes in lucht. 1987a**. Tese PhD, Universidade Katholieke Universiteit Leuven, Leuven – Bélgica, 1987.

GOOSSENS, D. The effect of surface curvature on the deposition on the deposition of loess: a physical model. **Catena**. V. 14, p. 73-99, 1987.

GOOSSENS, D. The aeolian dust accumulation curve. **Earth Surface Processes and Landforms**. V. 26, p. 1213-1219, 2001.

GOOSSENS, D; OFFER, Z. Y. An evaluation of the efficiency of some eolian dust collectors. **Soil Technology**. V. 7, p. 25-35, 1994.

GOOSSENS, D; OFFER, Z. Y. Wind tunnel and field calibration of six Aeolian dust samplers. **Atmospheric Environment**. V. 34, p. 1043-1057, 2000.

GOOSSENS, D; OFFER, Z. Y. ZANGVIL, A. Wind tunnel experiments and field investigations of eolian dust deposition on photovoltaic solar collectors. **Solar Energy**. V. 50, p. 75-84, 1993.

GOOSSENS, D; RIKESSEN, M. J.P.M. **Wind erosion and dust dynamics at the commencement of the 21st century**. In: GOOSSENS, D. RIKESSEN, M. J.P.M. (Eds). *WindErosion and Dust Dynamics: Observations, simulations, Modelling*. ESW Publications, Wageningen UR, Wageningen. P. 7-13, 2004.

GREEN, D; FULLER, DG. BARRATT, B. Evaluation of TEOMTM correction factors for assessing the EU Stage 1 limit values for PM₁₀. **Atmospheric Environment**. V.35, 2589-2593, 2001.

GREEN, D; FULLER, G. W. The implications of tapered element oscillating microbalance (TEOM) software configuration on particulate matter measurements in the UK e Europe. **Atmospheric Environment**. V. 40, p.5608-5616, 2006.

GREGORY, P. H. **The Microbiology of the Atmosphere** (Leonard Hill (livro), Ltda, ed. Interscience Pub, London, 1961.

HALL, D. J; UPTON S. L; MARSLAND, G. W. Designs for a deposition design. In: Couling, S. (Ed.), **Measurements of Airborne Pollutants**. **Butterworth-Heinemann, Oxford**. Cap 11, 1993.

HALL, D. J; UPTON, S. L. A wind tunnel study of the particle collection efficiency of an inverted Frisbee used as a dust collector. **Atmospheric Environment**. V. 22, p.1383-1394, 1988.

HALL, D. J; WATERS, R. A; 1986. An improved readily available dust gauge. **Atmospheric Environment**. V. 22, 1383-1394, 1986.

HALL, D.J; UPTON, S. L; MARSLAND, G. W. Designs for a deposition gauge and a flux gauge for monitoring ambient dust. **Atmospheric Environment**. V. 28, p. 2963-2979, 1994.

HARRISON, R. M; JONES, A. M. Multisite Study of Particle Number Concentration in Urban Air. **Environment Science and Technology**. V. 39, p.6063-6070, 2005.

HAUCK, H; BENNER, A; FRISCHER, T; GOMISCEK, B; KUNDI, M; NEUBERGER, M; PUXBAUM, H; PREINING, O. AUPHEP-Team. AUPHER-Austrian Project on Health Effects of Particulates-a general overview, **Atmospheric Environment**, v.38, in press, doi: 10.1016/j.atmosenv.2003.09.080, 2004.

HAUCK, H; BENNER, A; GOMISCEK, B; PREINING, O. PUXBAUM, H; STOPPER, S. **Journal of Aerosol Science**. V. 31 (suppl.1), S188-S189, 2000.

HOFF, R. M; STRACHAN, W. M. J; SWEET, C. W; CHAN, C. H; SHACKLETON, D. F; HARLIN, K. SCHROEDER, W. H. Atmospheric deposition of toxic chemicals to the Great Lakes: A review of data through. **Atmospheric Environment**. V. 30, p.3505-3527, 1996.

HOLSEN, T. M; NOLL, K. E. Dry deposition of polychlorinated biphenyls in urban areas. **Environment Science and Technology**. V. 25, p. 1075-1081, 1999.

HUNT, J. C. R; BARRETT, C. F. **Wind loss from stockpiles and transport of dust**. Warren Spring Laboratory, Stevenage, Report LR 688 (PA), UK, 1989.

HYSLOP, N.P. Impaired visibility: the air pollution people see. **Atmospheric Environment**. v. 43, p. 182-195, 2009.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE – IEMA. **Relatório da Qualidade do Ar da Região da Grande Vitória Ano de 2003**. Secretaria de Estado Para Assuntos de Meio Ambiente. Cariacica, 2005. Disponível em: <http://www.iema.es.gov.br/download/Relatorio_Qualidade_do_Ar_2004.pdf>. Acesso em: 4 ago. 2005.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE – IEMA. **Relatório da Qualidade do Ar da Região da Grande Vitória Ano de 2003**. Secretaria de Estado Para Assuntos de Meio Ambiente. Cariacica, 2005.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE – IEMA. **Relatório da Qualidade do Ar da Região da Grande Vitória Ano de 2007**. Secretaria de Estado Para Assuntos de Meio Ambiente. Cariacica, 2008.

ISO - INTERNATIONAL STANDARDS ORGANISATION. **Measurement of atmospheric deposit gauge method ISO DP 4222-2**. ISO/TC146/SC3/WG12, 1991.

JACOBSON, M. Z. **Atmospheric Pollution: History, Science, and Regulation**. Nova York, USA: Gráfica da Universidade Cambridge, 2002.

JARADAT, Q.M; MOMANI, K.A; JBARAD, A. Q; MASSADEH, A. Inorganic analysis of dust fall and office dust in an industrial area of Jordan. **Environmental Research**. v. 96, p. 139-144, 2004.

JOSEF, C; GUNNAR, D; WOLFGANG, K; THOMAS, T; JOACHIN, H. PM_{2,5} measurements in ambient aerosol: comparison between Harvard impactor (HI) and the

tapered element oscillating microbalance (TEOM) system. *The Science of The Total Environment*. V. 278, p.191-197, 2001.

KAUPP, H. MCLAHLAN, M.S. Distributions of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) e Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) within the full size range of atmospheric particles. *Atmospheric Environment*. V. 34, p.73-83, 2000.

KAUPP, H; MCLAHLAN, M. S. Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) e their implications for wet and dry deposition. *Atmospheric Environment*. V. 33, p. 85-95, 1999.

KLINE, S. J; REYNOLDS, W. C; SCHRAUB, F. A; RUNSTADLER, P. W. The Structure of Turbulent Boundary Layers. *Journal Fluid Mechanics*. V.30, p. 741-773, 1967.

LAMAUD, E; CHAPUIS, A; FONTAN, J; SERIE, E. Measurements and parameterization of aerosol dry deposition in a semi-arid area. *Atmospheric Environment*. v. 28, p. 2461-2471, 1994.

LIN, J. J; NOLL, K. E; HOLSEN, T. M. Dry Deposition Velocities as a Function of Particle Size in the Ambient Atmosphere. *Journal Aerosol Science*. V. 20, p. 239-252, 1994.

LIU, B. Y. H; AGARWAL, J. K. Experimental Observation of Aerosol Deposition in Turbulent Flow. *Journal Aerosol Science*. V. 5, p. 145-155, 1974.

LIU, B. Y. H; ILORI, T. A. Aerosol Deposition in turbulent Pipe Flow, *Environment Science Technology*. V.8, p. 351-356, 1974.

MCCREADY, D. I. Wind Tunnel Modeling of small Particle Deposition, *Aerosol Science Technology*. V. 5, p. 301-312, 1986.

MCMAHON, T. A; DENISON, P. J. Empirical at atmospheric deposition parameters – A survey. *Atmospheric Environment*. V.13, p.571-585, 1979.

MCTAINSH, G. Harmattan dust deposition in northern Nigeria. *Nature*. v. 286, p.587-588, 1980.

MCVEETY, B. D; HITES, R. A. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to water surfaces: A mass balance approach. **Atmospheric Environment**. V.22, p. 511-536, 1988.

MELLO, G. C. B; MITKIEWICZ, G. F. M. **Dispersão atmosférica de poluentes em um complex industrial Siderúrgico**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 28, 2002, Cancun, México.

MUYSHONDT, A; ARNAND, N. K; MCFARLAND, R. M. Turbulent Deposition of Aerosols Particles in Large Transport Tubes. **Journal Aerosol Science**. V. 24; p. 127-116, 1996.

NHO-KIM, E. -Y; MICHOU, M; PEUCH, V. -H. Parameterization of size-dependent particle dry deposition velocities for global modeling. **Atmospheric Environment**. V. 38. P. 1933-1942, 2004.

NOLL, K. E; FANG. K. Y. P. Development of a Dry Deposition Model for Atmospheric Coarse Particles. **Atmospheric Environment**. V.23, p. 585-594, 1989.

NOLL. K. E; JACKSON, M. M; OSKOUIE, A. K. Development of an atmospheric Particle Dry Deposition Model. **Aerosol Science and Technology**. V. 35, p. 627-636, 2001.

ODABASI, M; SOFUOGLU, A; HOLSEN, T. M. Mass transfer coefficient for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to the Water surface sampler: comparison to modeled results. **Atmospheric environment**. V. 35, p.1655-1662, 2001.

ODABASI, M; SOFUOGLU, A; VARDAR, N; TASDEMIR, Y. HOLSEN, T. M. Measurement of dry deposition and air-water exchange of Polycyclic Aromatic hydrocarbons with the water surface sampler. **Environment Science Technology** . v. 33, nº 3, p. 426-434, 1999.

OFFER, Z. Y; GOOSSENS, D; SHACHAK, M. Aeolian deposition of nitrogen to sandy and loessial ecosystems in the Negev Desert. **Journal of Arid Environments**. V. 23, p. 355-363, 1992.

OWEN, P. R. Pneumatic Transport. **Journal Fluid Mechanics**. V.39, p. 407-432, 1969.

PARK, J. S; WADE, T. L; SWEET, S. T. Atmospheric deposition of PAHs, PCBs and organochlorine pesticides to Corpus Christi Bay, Texas. **Atmospheric Environment**. V 36, p. 1707-1720, 2002.

PATASHNICK, H; MEYER, M; ROGERS, B. Tapered element oscillating microbalance technology. **Proceedings of the North American/ Ninth U.S. Mine Ventilation Symposium**, p. 625-631, 2002.

PENNSYLVANIA CODE – PC. Pensilvânia, USA, 1998. Disponível em: <http://www.pacode.com/secure/data/025/chapter131/s131.3.html>. Acesso em: 8 fev. 2011.

PETERS, K. EIDEN, R. Modeling the dry deposition velocity of aerosol particles to a spruce forest. **Atmospheric Environment**. V. 26A, p. 2555-2564, 1992.

PLEIM, J.E; VENKATRAM, A. YAMARTINO, P. *ADOM/TADAP* Model Development Program. **The Dry Deposition Module**. Ontario Ministry of Environment, Rexdale, Ontario. V.4, 1984.

PRYOR, S. BARTHELMIE, R. J; Particle dry deposition to water surfaces: process and consequences. **Mar Pollut Bull**. V. 31, p. 41(1-6)-220, 2000.

QIANG, M; CHEN, F; ZHOU, A; XIAO, S; ZHANG, J; WANG, Z. Impacts of wind velocity on sand and dust deposition during dust storm as inferred from a series of observations in the northeastern Qinghai – Tibetan Plateau, China. **Power Technology**. v. 175, p. 82-89, 2007.

RAJOT, J. L. Wind blown sediment mass budget of Sahelian village land units in Niger. **Bulletin de la Société Géologique de France**. V. 172, p. 523-531, 2001.

RAYMOND, H. A; YI, S. M; MOUNMEN, N; HAN, Y. J; HOLSEN, T. M. Quantifying the dry deposition of reactive nitrogen and sulfur containing species in remote areas using a surrogate surface analysis approach. **Atmospheric Environment**. V. 97, p. 38-2687, 2004.

RICE, M. A; WILLETS, B. B; MCEWAN, I. K. Wind erosion of crusted soil sediments. **Earth Surface Processes and Landforms**. V.21, p. 279-293, 1996.

RÜHLING, A. TAYLOR, G. **Moss analysis a method for surveying heavy metal deposition. Proceeding Second International Clean Air Congress, Washington DC.** Londres: Academic Press, London, p, 129-132, 1971.

RUPPRECHT & PATASHNICK Co., Inc. **TEOM® SERIES 1400a: Ambient Particulate (PM-10) Monitor (AB seria number).** Albany, New York, USA. 1996.

RUZER, L. S; HARLEY, N. H; **Aerosols Handbook: Measurement, Dosimetry, and Health effect.** CRC Presss: Flórida, USA, 2005.

SAKATA, M.; MARUMOTO, K. Dry deposition fluxes and deposition velocities of trace metals in the Tokyo metropolitan area measured with a water surface sampler. **Environmental Science & Technology**, v.38, p. 2190-2197, 2004.

SAKATA, M; MARUMOTO, K; NAKUKAWA, M; ASAKURA, K. Regional variations in wet and dry deposition fluxes of trace elements in Japan. **Atmospheric Environment**. V. 40, p.521-531, 2006.

SALTER, L. F; PARSONS, B. Field trials of the TEOM and Partisol for PM₁₀ monitoring in the St Austell china clay area, Cornwall, UK. **Atmospheric Environment**. V. 33, p. 2111-2114, 1999.

SANTIAGO, A. M. **Simulação da camada limite planetária sobre a região metropolitana da grande vitória com o uso do modelo de mesoescala WRF.** 2009. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

SANTOLIM, L. C. D. **Rede Otimizada de Monitoramento da Qualidade do Ar Para a Região da Grande Vitória.** 1991. Dissertação de Mestrado – Centro Tecnológico, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1991.

SANTOS, J.M; REIS JR, N. C. Caracterização e quantificação de partículas sedimentáveis na Região da Grande Vitória. **Relatório Técnico Preliminar elaborado para o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos hídricos.** Jan. 2010.

SEHMEL, G. A. Particle and gas dry deposition: a review. **Atmospheric Environment**. V. 14, p. 983-1011, 1980.

SEHMEL, G. A. Particle Deposition from Turbulent Flow. **Journal Geophysical Research**. V. 75, p.1766-1781, 1970.

SEHMEL, G. A. Particle Diffusivities and Deposition Velocities over a Horizontal Smooth Surfaces. **Journal Collid Interface Science**. V. 37, p. 891 -906, 1971.

SEHMEL, G. A. Particle Eddy Diffusivities end Deposition Velocities for Isothermal Flow and Smooth Surfaces. **Atmospheric Environment**. v.4, p.125-138, 1973.

SEHMEL, G. A; HODGSON, W.H. A Model for Predicting Dry Deposition of Particles and Gases to Environmental Surfaces. DOE Report PNL-SA- 6721, Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA. 1978.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, N. S. **Atmospheric Chemistry and Physics: From air pollution to climate change**. New York, USA: Wiley – Interscience Publication. p. 1326, 1998.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, N. S. **Atmospheric Chemistry and Physics: From air pollution to climate change**. 2 ed. New York, USA: Wiley – Interscience Publication. p. 932-936, 2006.

SEYFIOGLU, R; ODABASI, M. Investigation of air-water exchange of formaldehyde using the water surface sampler: flux enhancement due to chemical reaction. **Atmospheric Environment**. V. 12. p, 40-3503, 2006.

SHAHIN, U. M; HOLSEN, T. M; ODABASI, M. Dry deposition measured with a water surface sampler: a comparison to modeled results. **Atmospheric Environment**. V. 36, p.3267-3276, 2002.

SHANNIGRAHI, A.S; FUKUSHIMA, T; OZAKI, N. Comparison of different methods for measuring dry deposition fluxes of particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the ambient air. **Atmospheric Environment**, v.39, p. 653-662, 2005.

SHEU, H. L; LEE, W. J; SU. C. C. CHAO, H. R. FAN, Y. C. Dry deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. **Journal of Environment Engineering**. V. 122, p. 1101-1109, 1996.

SILVA, A. M; SARNAGLIA, V. M. **Estudo da Qualidade do Ar da Região Metropolitana da Grande Vitória Empregando um modelo de dispersão atmosférica – CALPUFF.**

Projeto de graduação (Engenharia Ambiental) Universidade Federal do Espírito Santo. Espírito Santo, 2010.

SILVA, T. B; BARRETO NETO, A. A. **Modelagem da Dispersão dos poluentes Atmosféricos na Região Metropolitana da Grande Vitória.** In: IV Jornada de Iniciação Científica do Ifes. Disponível em

http://www.cefetes.br/pse/prppg/pesquisa/jornadas/jornada_2008_2009/PIBIC/Engenharias/030%20-%20031%20-%20PIBIC%20-%20ENG%20-%20Aur%C3%A9lio%20Azevedo%20Barreto%20Neto%20-%20Tamyris%20Bernardes%20Silva.pdf acesso em: 12 jan. 2011.

SIMÕES, A. S.; ARAÚJO, I. B. **Relação entre Condições Meteorológicas e Episódios de Altas Concentrações de Poluentes na Atmosfera da Região da Grande Vitória – ES.**

Vitória: Trabalho de Conclusão de Curso - CEFETES, 2006.

SLINN, S. A; SLINN, W. G. N. Prediction for Particle Deposition on Natural Waters. **Atmospheric Environment.** v.12, p. 2055-2087, 1980.

SLINN, S. A; SLINN, W. G. N. Predictions for particle deposition on natural waters. **Atmospheric Environment.** v.14, p. 1013-1016, 1980.

SLINN, W. G. N. **Air-to-Sea transfer of particles.** In: Air Sea Exchange of gases and particles (eds LISS, P. S; SLINN, W. G. N.), P. 299-405, NATO ASI Series, Reidel, Dordrecht. . 1983.

SLINN, W.G.N. **Air-to-sea transfer of particles.** In: Air-Sea Exchange of Gases and Particles (eds P.S. Liss and W. G. N. Slinn), pp. 299-405. NATO ASI Series, Reidel, Dordrecht.

SMITH, R. M; TWISS, P. C. Extensive gaging of dust deposition rates. **Transactions of the Kansas academy of Science.** V. 68, p. 311-321, 1965.

SMITH, S. STROBLEY, T; BARRATT, B; PERRYMAN, C. Determination of Partisol, TEOM, ACCU e cascade impactor instruments in the London Borough of Greendwich. **Clean Air**. V. 27, p.70-73, 1997.

SOUTAR, A; WATT, M; CHERRIE, J. W; SEATON, A. Comparison between a personal PM₁₀ sampling head and the tapered element oscillating microbalance (TEOM) system. **Atmospheric Environment**. V. 33, p. 4373-4377, 1999.

SOW, M.; GOOSSENS, D.; RAJOT, J. L. Calibration of MDCO dust collector and of four versions of the inverted Frisbee dust deposition sampler. **Geomorphology**, v 82, p. 360-375, 2006.

STRINGHAM, G. E; SIMONS, D. B; GUY, H. P. The Behavior of Large Particles Falling in Quiescent Liquids. **US Geological Survey Professional Paper**. C. 562, p.33, 1969.

TASDEMIR, Y. **Modification and avaluation of a water surface sampler to investigate the dry deposition and air –water exchange of polychlorinated biphenyls (PCB's), 1997.** Tese de PhD, Instituto de tecnologia de Illinois, Chicago, 1997.

TASDEMIR, Y; ESEN, F. Dry deposition fluxes and deposition velocities of PAH's at an urban site in Turkey. **Atmospheric Environment**, v.41, p.1288-1301, 2007.

TASDEMIR, Y; GUNEZ, H. Ambient concentration, dry deposition flux and sites. **Atmospheric Research**. V. 64, p. 81(3)-250, 2006b.

TASDEMIR, Y; GUNEZ, H. Dry deposition of sulfur containing species to the water surface sampler at two sites. **Water Air Soil Pollution**. V. 40, p. 175-223, 2006a.

TASDEMIR, Y; HOLSEN, T. M. Measurement of particle phase dry deposition fluxes of polychlorinated biphenyls (PCBs) with a water surface sampler. **Atmospheric Environment**. V.39, p. 1845-1854, 2005.

TASDEMIR, Y; ODABASI, M; HOLSEN, T. M. Measurement of the vapor phase deposition of polychlorinated bipheyls (PCBs) using a water superface sampler. **Atmospheric environment**. V. 39, p. 885-897, 2005.

TASDEMIR, Y; ODABASI, M; HOLSEN, T. M. PCB mass transfer coefficients determined by application of water surface sampler. **Chemosphere**, v. 66, p.1554-1560, 2007.

TENNEKES, H; LUMLEY, J. L. **A first course in Turbulence**. Cambridge, Califórnia: Mit Press, , MA, 1972.

TRIPATHI, B,D; TRIPATHI, A; MISRA,K. Atmospheric Dustfall Deposits in Varanasi City. **Atmospheric Environment**. v. 25B, p. 109- 112, 1991.

TRIVUNCEVIC, B; JEREB, G; POLJSAK, B; BIZJAK, M; KATZ, A. S. Application of computer software for airborne particles counting. **Association for Research**. 2009.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. Biblioteca Central. **Normalização de referências**: NBR6023:2002. Vitória , 2006.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. Biblioteca Central. **Normalização e Apresentação de Trabalhos Científicos e Acadêmicos**. Vitória , 2006.

VALLACK H. W; SHILLITO, D. E. Seggested guidelines for deposited for deposited ambient dust. **Atmospheric Environment**. V.32, nº16, p. 2737-2744, 1998.

VARDAR, N; ODABASI, M; HOLSEN, T, M. Particulate Dry Deposition and Overall Deposition Velocities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **Journal of Environmental Engineering**. v. 128, nº 3, p. 269-274, 2002.

VENKATRAM, A; PLEIM, J. The electrical analogy does not apply to modeling dry deposition of particles. **Atmospheric Environment**. V. 33, p. 3075-3076, 1999.

WESELY, M. L.; HICKS, B. B. A review of the current status of knowledge on dry deposition. **Atmospheric Environment**, v.34, p. 2261-2282, 2000.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Disponível em: <http://www.who.int/topics/mental_health/en/>. Acesso em: 12 jan 2011.

WIGGS, G. F. S; LEYS, J; MCTAINSH, G. H; HEIDENRICH, S; STRONG, C. A wind tunnel study of the collection efficiency of an aerodynamically improved “Frisbee” dust trap.

Proc. ICAR5/GCTE-SEN Joint Conference, Int. Center for Arid and Seminarid Land Studies, Texas Tech University, Lubbock, Texas, USA, Publ. 02-2, p. 133-141, 2002.

WILLETTS, B. B; RICE,, M. A. Collision in Aeolian transport: The saltation/ creep link. In: *Aeolin Geomorphology*. Ed. W.G. Nickling, Allen & Unwin, Boston, p. 1-17, 1986.

WILLETTS, B. B; RICE,, M. A. inter-saltation collisions. *Proc. Int. Workshop on the physics of Blown Sand, Departament of Theoretical Statistic, Aarhus University, Memoir, V. 8, p. 83-100, 1985.*

WU, H. Y; DAVIDSON, C. I; DOLSKE, A. D; SHERWOOD, S. I. Dry Deposition of atmospheric Contaminants: The Relative importance of Aerodynamic, Boundary Layer, and Surface Resistance. ***Aerosol Science Technology***. V. 16, p. 65-81, 1992.

WURL, O; ODABASI, J. P. A modified technique for Field measurements of dry deposition fluxes of polychlorinated biphenylis in tropical regioms. ***Science of the Total Environment***. V.387, p. 283-288, 2007.

WÜRTZ, H; SIGSGAARD, T; VALBJORN, O. DOEKES, G; MEYER, H. W. The dustfall collector – a simple passive tool for long term collection of airborne dust: a Project under the Danish Mould in Buildings Program (DAMIB). ***Indoor Air***. V.15, p. 33-40, 2005.

YALIN, M. S; ***The mechanics of sediments transport***. 2^a ed. Oxford: Pergamon Press. 1977.

YI, S. M.; SHANIN, U; SIVADECHATHEP, J; SOFUOGLU, S. C; HOLSEN, T. M. Overall elemental dry deposition velocities measured around Lake Michigan. ***Atmospheric Environment***. V. 35, p.549-560, 2001.

YI, S. M; HOLSEN, T. M; NOLL, K. E; Comparison of dry deposition predicted from models and measured with a waster surface sampler. ***Environment Technology***. V. 31, p. 272-278, 1997.

ZDANOWICZ, C. HALL, G; VAICE, J; AMELIN, Y. PERCIVAL, J; GIRARD, I. BISCAYE, P. BORY, A. Asian dustfall in the St. Elias Mountains, Yukon, Canada. ***Geochimica et Cosmochimica Acta***. V. 70, p. 3493-3507, 2006.

ZHANG, L; GONG, S; PADRO, J; BARRIE, L. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. **Atmospheric Environment**. V. 35, p. 549-560, 2001.

ZHANG, S; ZHANG, W; SHEN, Y; WANG, K; HU, L; WANG, X. Dry deposition of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the southeast suburb of Beijing, China. **Atmospheric Research**, v. 89, p. 138-148, 2008.

APÊNDICE A

A.1. EQUIPAMENTOS DE MEDIÇÃO DE PARTÍCULAS EM SUSPENSÃO

A EPA indica como referência para a medição da concentração de partículas com diâmetro aerodinâmico menores que $100\mu\text{m}$, o Amostrador de Grande Volume- AGV (ou HVS - *high-volume sampler*) (EPA, 1999).

No entanto, existem outros equipamentos destinados à mesma finalidade de medir a concentração de partículas atmosféricas.

Não é o tipo de equipamento que determina o tamanho de corte das partículas e sim o pré-separador que ele possui. Equipamentos diferentes possuem métodos diferentes de separação e de obtenção da massa acumulada. A seguir, falaremos de alguns desses equipamentos.

A.1.1. Amostrador de Grande Volume – AGV

Diversos são os trabalhos que amostram a concentração de partículas atmosféricas com o auxílio do AGV. Como exemplo, tem-se a utilização do modelo PS 1 por Odabasi et al. (1999), o Shibata HV-100F por Sakata e Marumoto (2004); o modelo HV-500 por Shannigrahi, Fukushima e Ozaki (2005); o CS3, Inc, Sandpoint, ID, USA por Würtz et al (2005); o modelo GPS-11 por Cindoruk e Tasdemir (2007), Tasdemir e Esen (2007) e Boziaker, Obadasi e Muezzinoglu (2008).

A técnica padrão de medição do AGV é descrita no método ASTM D 4096-91. Segundo o método, os AGV prevêm uma amostragem de grande volume da atmosfera que varia de $1600\text{-}2400\text{ m}^3$, por meio de uma bomba de alta vazão a vácuo, a uma taxa de $1,13\text{-}1,70\text{ m}^3/\text{min}$.

Essa taxa de fluxo permite que as partículas suspensas com diâmetros inferiores a 100µm (diâmetro equivalente de Stokes), possam ser recolhidas. No entanto, a eficiência de coleta cai para partículas maiores que 20µm. Além de a eficiência diminuir com o aumento da partícula, ela também varia com o aumento da velocidade do vento e com o seu ângulo de incidência em relação ao cume do telhado do abrigo do amostrador.

Quando os filtros de fibra de vidro são usados, as partículas dentro da faixa de tamanho igual ou inferior a 0,1-100µm de diâmetro normalmente são recolhidas.

O limite máximo de carregamento de massa será determinado pelo entupimento do meio filtrante pelo material da amostra, o que provoca uma diminuição significativa na taxa de fluxo. Para ambientes muito empoeirados, períodos mais curtos de amostragem serão necessários. A quantidade mínima de partículas detectáveis por este método é de 3 mg (95% de confiança). Quando o amostrador é operado a uma vazão média de 1,70 m³/min por 24 h, isto é equivalente a 1-2 mg/m³.

O AGV utiliza o método gravimétrico para identificar a concentração de partículas suspensas no ar. O método consiste na pesagem do filtro antes e após a coleta para se determinar o ganho líquido em peso (massa). O volume de ar amostrado, corrigido para condições padrões de 25°C, 760mmHg, é determinada a partir da vazão medida e do tempo de amostragem. A concentração do material particulado em suspensão no ar ambiente é computada, dividindo-se a massa de partículas coletadas pelo volume de ar amostrado e é expressa em microgramas por metro cúbico (µg/m³):

$$C_P = (10^6) \frac{M_l}{V_p} \quad \text{Eq. A-1}$$

Onde C_p , M_l é a concentração de partículas totais em suspensão nas condições padrão, dada em micrograma por metro cúbico (µg/m³); M_l é o ganho líquido de material particulado no filtro durante a amostragem dada em grama (g); V_p é o volume total de amostragem em unidade padrão de volume, dada em metros cúbicos (m³); e o 10⁶ é somente um fator de correção de micrograma para grama dado em µg/g.

Tipos de Filtros Utilizados

O filtro mais utilizado nesse tipo de equipamento, há mais de 30 anos, para amostrar partículas em suspensão é de fibra de vidro e é conhecido como tipo padrão. Este filtro possui as seguintes características gerais:

- Eficiência de mais de 99,9% (teste do FDO – Ftalato de Dioctil para partículas de 0,3 μ m - como determinado pelo teste do DOP da ASTM – D2986-71)
- Baixa reação a material corrosivo
- Baixa hidroscofia (capacidade de absorver água).
- Resistente a temperatura de até 540°C.
- Resistente a tensões, não se rompendo facilmente com o manuseio.

Além dos filtros tipo padrão, que se prestam quase que exclusivamente para a determinação por processo gravimétrico das partículas em suspensão, há filtros mais apurados, com baixo teor de contaminantes orgânicos e inorgânicos, para medidas de traços metálicos e não metálicos, onde se requer análises químicas das amostras. Este tipo de filtro é conhecido como tipo qualidade espectral.

Um filtro deve, de preferência, ter baixa alcalinidade superficial, a fim de se evitar interferências positivas decorrentes da absorção de gases ácidos durante a amostragem. O ideal é que a alcalinidade se situe na faixa de pH de 6,5 a 7,5. Os filtros de fibra de vidro disponíveis comercialmente apresentam pH superior a 7,5; entretanto, são utilizados na determinação de partículas, tais como as partículas totais em suspensão (PTS), visto que as normas aceitam, para esses tipos de partículas, pH na faixa de 6 a 10.

Em casos de impossibilidade de o usuário utilizar filtros com alcalinidade superior a 7,5, a alternativa, então, é utilizar filtro de quartzo, os quais, em geral, são do tipo qualidade espectral.

Há também os filtros de celulose, que possuem difícil trato devido a sua alta higroscopia, mas que são imprescindíveis em certos tipos de amostragem, como é o caso das de ar com predominância de sílica, onde não se pode empregar filtros de fibra de vidro e de quartzo (ENERGÉTICA, 2008)

A.1.2. TAPERED ELEMENT OSCILLATING MICROBALANCE - TEOM

Uma outra opção que existe atualmente é o detector de massa *Tapered Element Oscillating Microbalance* conhecido pelo seu nome comercial TEOM[®], ou micro balança (PATASHNICK, MEYER e ROGERS, 2002).

Uma descrição mais completa pode ser encontrada em Rupprecht & Patashick (1991). Em resumo, o sistema pode ser considerado um oscilador harmônico simples, através do qual a seguinte equação pode ser derivada,

$$\Delta m = k_0 \left(\frac{1}{f_f^2} - \frac{1}{f_i^2} \right) \quad \text{Eq. A-2}$$

Quando f_i é a frequência oscilatória inicial do sistema; f_f é a frequência oscilatória depois da deposição da massa; k_0 é a Calibração (mola) constante do elemento cônico, e Δm é a condição inicial da mudança de massa (PATASHNICK, MEYER e ROGERS, 2002).

O TEOM Series 1400a PM-10 mede concentrações de partículas menores que 10 μ m em ambientes internos e externos, bem como o faz com outros pontos de corte por tamanho. A forma de configuração mais comum é o cálculo da concentração, a variação de massa e a acumulação total de massa no cartucho de filtro do TEOM nas condições que seguem abaixo:

- Vazão de entrada – 16,71 l/min (1m³/h)
- Vazão média 3l/min.

Como dito anteriormente, o TEOM é utilizado para medir concentrações de material particulado em todo o mundo, mas para que ele se torne um instrumento ideal no monitoramento da concentração de particulado, alguns pontos precisam ser ajustados. Green e Fuller (2006) levantam três pontos importantes com relação ao TEOM que serão comentados a baixo.

O primeiro ponto é a não quantificação da massa do material volátil presente no particulado pelo TEOM. Esta deficiência acarreta em um segundo problema, a diferença em concentração das medições feitas pelo TEOM e o método gravimétrico para um mesmo ponto de corte de tamanho de partícula.

Outra dificuldade, é que o TEOM está configurado para expressar medidas de temperatura e pressão padrão, ou seja, 25°C e 1 atm, respectivamente. No entanto, difere das exigências da EPA, que requer informações de concentração de material particulado nas condições ambientais.

Esses três pontos citados acima são considerados *default* na configuração do *software* pela Comissão Européia. E para cada um desses pontos existe um fator de correção que serão comentados a seguir.

A.1.2.1 Fator De Correção Para Perda De Material Volátil

A massa de compostos voláteis no material particulado não é, ou não é parcialmente, medida pelo TEOM. Este material volátil, tal como nitrato e aerossóis orgânicos, é evaporado devido às elevadas temperaturas das amostras (50°C), as quais o TEOM emprega para reduzir a influência da água que se aloja em volta da partícula. (ALLEN et al., 1997; SMITH et al., 1997; SALTER e PARSONS, 1999; SOUTAR et al., 1999; GREEN, FULLER e BARRATT, 2001; JOSEF et al., 2001; CHARRON et al., 2003).

Como consequência, o TEOM não pode ser considerado um método equivalente ao método gravimétrico, como exigido pela EPA. Para essa correção, Patashnick e Ruppecht (1991) se empenharam em fazer comparações entre os métodos e os seus resultados foram utilizados na obtenção de um fator de correção entre os dois, chamado de Método de Referência da Massa Equivalente *RME*. Dados por:

$$RME = (1.03 \times TEOM) + 3 \quad \text{Eq. A-3}$$

Através deste fator de correção, a EPA passou a considerar o TEOM como um método equivalente para PM_{10} em 1990 (EPA, 1990).

Esse fator passou então a ser configurado no *software* do TEOM como um *default* para todo instrumento vendido nos Estados Unidos e exterior.

Contudo, o referido fator tem sido impedido de atuar nos equipamentos utilizados no Reino Unido (AEA, 2005; AQEG,2005). Quando identificado, ele é removido das medições

ambientais de alguns estudos prévios (CHARRON et al., 2003; HARRISON e JONES, 2005). Para esses estudos, o fator de correção não tem explicado totalmente essa diferença.

A.1.2.2. Ajustes Gravimétricos para o TEOM usados no Reino Unido.

O método gravimétrico é o método referência na Europa (PM_{10} e $PM_{2,5}$), nos Estados Unidos (PTS, PM_{10} e $PM_{2,5}$) (EPA, 1997 a, b; CEN, 1998; CEN, 2003) e no Brasil (PTS e PM_{10}), usado para medir a concentração do material particulado em todo o mundo.

As medições desses instrumentos de método gravimétrico são registradas em temperatura e pressão ambiente (ATP) no Reino Unido e em outros lugares da Europa.

O governo do Reino Unido quer atender aos valores limites estabelecidos para janeiro de 2005 no *European Union Air Quality Stage 1* conforme estabelecido no *First Air Quality Daughter Directive*. Os valores limites são: $50 \mu\text{g m}^{-3}$, medidos na média de 24 horas, não deve se exceder mais que 35 vezes ao ano e a média mensal de $40 \mu\text{g m}^{-3}$. E no *Stage 2*, indicou valores limites de $50 \mu\text{g m}^{-3}$, que não deveriam ser excedidos mais que 7 vezes no ano, e a média anual de $20 \mu\text{g m}^{-3}$, valores definidos para 2010.

Esses valores limites são avaliados usando o método gravimétrico de medição ou métodos equivalentes.

No Reino Unido, o Departamento Ambiental, e o *Food and Rural Affairs* (DEFRA) fizeram uma intermediária adaptação dos fatores gravimétricos para o TEOM, mais amplos que os usados pela EPA, para contabilizar a perda de material volátil devido à elevação da temperatura das amostras empregada pelo TEOM para a comparação entre TEOM e método gravimétrico.

Recomenda-se que as medidas feitas usando o TEOM sejam multiplicadas por esse fator para estimar a concentração equivalente do método gravimétrico (MOORCROFT et al., 1999; DETRA, 2003).

A.1.2.3. Fator de Correção de Temperatura

Nos Estados Unidos, os dados de concentração de material particulado eram originalmente registrados para condições padrão de temperatura e pressão (25°C, 298°K e 1atm). Foi assim adotado para determinar uma base padrão de comparação de todos os poluentes medidos em termos de massa por unidade de volume.

A prática foi abandonada nos Estados Unidos em 1997, e passou-se a relatar as concentrações em condições de temperatura e pressão ambiente, como se fazia com os gases (unidades volume de poluentes / base do volume de ar), o qual não era aplicável à poluição por partícula (EPA, 1997a, b).

Para a União Européia, essas condições de pressão e temperatura ainda não são bem definidas.

A *First Air Quality Daughter Directive* (EC, 1999) requereu métodos de referência para medição de PM10, mas não definiu em quais condições. Mas 2001 na *European Commission Decision*, isso foi esclarecido. Lá foram definidas as condições de temperatura e pressão ambiente. E esse requerimento das condições de temperatura e pressão ambiente está em processo de transferência para a legislação da União Européia para Pm10 e Pm 2,5 (EC, 2005).

A.1.3. TEOM versus AGV

Alguns estudos têm se dedicado a comparar os resultados obtidos através do TEOM e o AGV. Um deles é o de Hauck e colaboradores (2004) que será apresentado a seguir.

Eles monitoraram durante 1 ano a concentração da massa de material particulado de várias frações de tamanho (PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀, e PTS), em vários locais, utilizando diversos amostradores e métodos de monitoramento (AGV, TEOM, beta-atenuação) simultaneamente (HAUCK *et al.*, 2000, 2004).

Em cada local foram feitas medições quase que idênticas. Continuamente o TEOM mediu PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀ e PTS e amostras diárias foram feitas usando AGV.

Dados meteorológicos e dados contínuos de poluentes gasosos foram tomados da estação de monitoramento público mais próximo. E todos os dados gerados foram corrigidos para os padrões de condições de ambientes (hPa e 20°C). Os resultados obtidos foram os seguintes: em geral houve muita semelhança nas concentrações medidas pelos dois métodos. Contudo, no verão, os dados do TEOM estão quase sempre um pouco acima dos dados do AGV, mas no inverno essa situação se inverte e as concentrações de TEOM estão sempre abaixo das concentrações do AGV.

Hauck *et al.* (2004) identificaram que, ao dividir os dados em dados de áreas urbanas e rurais, a regressão linear entre os dois métodos apresentaram menor discrepância no verão. E, contudo, ao final do estudo, concluíram que fazer comparações de medições por diferentes métodos pode parecer trivial, mas o real problema se esconde nas reações físicas e químicas entre as partículas depositadas e as que estão suspensas no ar.

Todas essas reações dependem de tempo, temperatura e umidade, ou em outras palavras, na história do filtro desde a sua primeira pesagem a sua primeira deposição de partículas até o momento da sua pesagem final.

Desse modo, Hauck *et al.* (2004) se perguntam, como tal procedimento de medição tão complexo e cheio de incertezas, como o método gravimétrico, pode atuar como um padrão na União Européia e Estados Unidos?

Outro estudo que realizou este tipo de comparação foi o da *Teck Cominco Alaska Incorporated* - TCAK (2006).

De janeiro de 1992 a agosto de 1994 o TCAK monitorou PTS e o transporte aéreo de chumbo usando o método gravimétrico por meio do AGV. Atualmente o monitoramento de PTS, de chumbo e de zinco é feito utilizando o Rupprecht & Patashnick 1400 AB TEOM.

A TCAK propôs um projeto para desenvolver uma relação entre o TEOM e o sistema AGV. O monitoramento das partículas pelo AGV foi feito com os filtros de quartzo, de 21,59 por 27,94cm. Nele, foi utilizada uma alta taxa de fluxo, 1,1 à 1,7m³/min, e o seu separador permitia a passagem de partículas num intervalo de 25 a 50µm. As coletas tinham duração de 24 horas cada. O volume total de amostrado foi medido e corrigido para as condições padrões.

Já o TEOM atuou com um fluxo de sucção de 16, 67 l/min, e permitia a entrada de partículas de até 50µm. O fluxo de entrada foi dividido em dois fluxos distintos. O primeiro, de 3,0 l/min, era monitorado continuamente para concentração de PTS por meio da micro-balança. E

o segundo, de 13,67 l/min, era direcionado através da Unidade do Cartucho Automático de Coleta (ACCU), programado para funcionar 24 horas, com amostradas de dois em dois dias.

As amostras realizadas pela micro-balança foram utilizadas para se obter médias horárias de PTS a cada 24 horas (de meia noite a meia noite do outro dia). Já os filtros do ACCU serviram para fornecer a concentração do zinco e do chumbo presente no material particulado.

Os resultados mostraram que as concentrações realizadas pelo AGV estão quase sempre acima das concentrações obtidas pelo TEOM em todos os três casos.

Usando os dados totais, realizou-se uma regressão linear com a concentração obtida pelo TEOM versus a concentração obtida pelo AGV que resultou em um R^2 igual a 0,91, e com a remoção dos *outliers*, R^2 ficou ainda mais próximo de 1. A remoção dos *outliers* foi importante para melhorar o R^2 , revelando uma melhor relação entre os dados.

Tendo em vista a presente comparação, a pesquisa definiu a relação abaixo como sendo a relação entre os dados de concentração do TEOM com os dados de concentração do AGV. Concentração do TEOM = 0,43 · concentração do AGV.

APÊNDICE B

Neste Apêndice serão apresentadas as orientações de Seinfeld e Pandis (2006) para a obtenção da distribuição das partículas atmosféricas por tamanho.

B.1 FUNÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DAS PARTÍCULAS POR TAMANHO

Uma partícula de aerossol pode ser composta por um número inteiro k de moléculas. As menores partículas de aerossol podem ser definidas a princípio, como as que contêm duas moléculas. A distribuição do aerossol pode, em seguida, ser caracterizada pelo número de concentração em cada grupo, isto é, por Nk , a concentração (por cm^3 de ar) de partículas contendo k moléculas.

Embora rigorosamente correto, este método de caracterização da distribuição de aerossol não pode ser usado na prática devido ao alto número de moléculas, que incluem até mesmo as menores partículas de aerossol. Por exemplo, uma partícula com diâmetro de $0,01 \mu\text{m}$ contém aproximadamente 10^4 moléculas e uma com um diâmetro de $1 \mu\text{m}$ cerca de 10^{10} .

Uma completa descrição da distribuição do tamanho de aerossóis pode também incluir o cálculo do tamanho de cada partícula. Mesmo que tal informação fosse disponível, a lista dos diâmetros de milhares de partículas, que variam em função do tempo e espaço, poderia ser pesada.

Para Seinfeld e Pandis (2006), o primeiro passo na simplificação necessita da contagem e divisão do diâmetro das partículas em intervalos discretos e o cálculo do número de partículas em cada faixa de tamanho. E exemplificam, construindo uma tabela com 12 intervalos, mostrados na Tabela B-1.

Tabela B-1: Separação dos aerossóis por classe de tamanho.

Size Range, μm	Concentration, cm^{-3}	Cumulative, cm^{-3}	Concentration, $\mu\text{m}^{-1} \text{cm}^{-3}$
0.001–0.01	100	100	11,111
0.01–0.02	200	300	20,000
0.02–0.03	30	330	3,000
0.03–0.04	20	350	2,000
0.04–0.08	40	390	1,000
0.08–0.16	60	450	750
0.16–0.32	200	650	1,250
0.32–0.64	180	830	563
0.64–1.25	60	890	98
1.25–2.5	20	910	16
2.5–5.0	5	915	2
5.0–10.0	1	916	0.2

Fonte: Seinfeld e Pandis (2006).

Seinfeld e Pandis (2006) afirmam em resumo que a distribuição do tamanho de aerossóis requer somente os limites das seções de tamanho e as concentrações correspondentes, ao invés do diâmetro de todas as partículas. E essa distribuição é apresentada por eles na forma de um histograma apresentado na Figura B-.

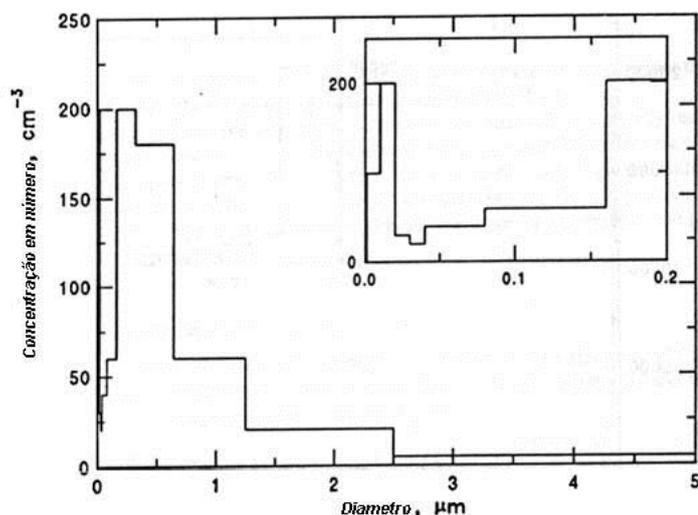


Figura B-1: Histograma da concentração do número de partículas versus a faixa de tamanho para a distribuição da Tabela B-1. A faixa de diâmetro de 0 a 0,2 μm para a mesma distribuição é mostrada na inserção.

Fonte: Seinfeld e Pandis (2006)

Eles afirmam que a distribuição do tamanho da população de partículas também pode ser descrita usando a distribuição cumulativa. Os valores da distribuição cumulativa para as classes de tamanhos são definidos pelas concentrações de partículas que são menores ou

iguais à faixa de tamanho. Utilizando o exemplo dado por eles para a distribuição da Tabela B-1, o valor da distribuição cumulativa para a faixa de tamanho entre 0,03 a 0,04 μm indica que 350 partículas por cm^3 são menores que 0,04 μm . O último valor da distribuição cumulativa indica a concentração total do número de partículas.

A utilização das faixas de tamanho com diferentes larguras torna a interpretação das concentrações absolutas difíceis. Para evitar tal distorção, freqüentemente normaliza-se a distribuição dividindo a concentração com a faixa de tamanho correspondente.

O resultado é a concentração expressa em $\mu\text{m}^{-1} \text{cm}^{-3}$ (Tabela B-1) e é ilustrado na Figura B-2. A distribuição muda de forma, mas agora a área abaixo da curva é proporcional ao número da concentração.

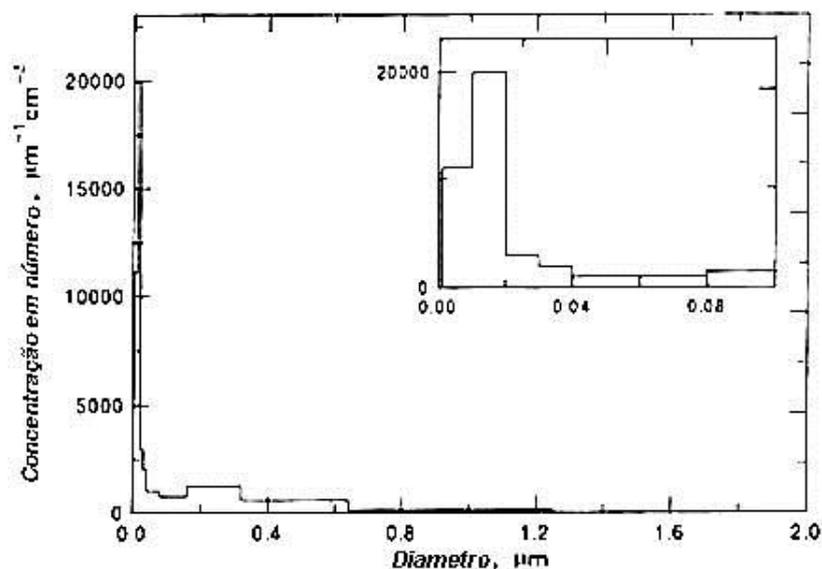


Figura B-2: Número da concentração normalizada de aerossóis pela largura da faixa de distribuição versus distribuição do tamanho da tabela 1. A faixa de diâmetro de 0 a 0,1 μm para a mesma distribuição é mostrada na inserção.

Fonte: Seinfeld e Pandis (2006).

A Figura B-2 indica que cerca da metade das partículas são menores que 0,1 μm . Se a escala logarítmica for usada para o diâmetro (Figura B-3), ambas as partículas (grandes e pequenas) seriam retratadas, mas agora aparece erroneamente uma distribuição consistindo quase exclusivamente de partículas menores que 0,1 μm .

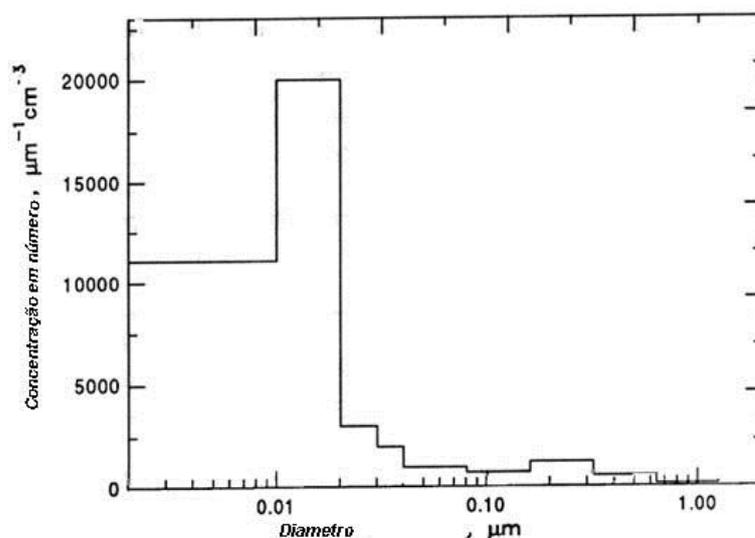


Figura B-3: Número da concentração normalizada de aerossóis plotados para \ln pela largura da faixa de distribuição versus distribuição do tamanho.
Fonte: Seinfeld e Pandis (2006).

Para Seinfeld e Pandis (2006), a distribuição das partículas não é trabalhada com unidade de partícula e sim com concentração por cm^3 . E para ele, a faixa de tamanho é chamada de ΔD_p ou de $D_p - D_p + dD_p$.

A concentração de partículas é o número de partículas por cm^3 tendo o diâmetro na faixa de ΔD_p de $n_N(D_p)dD_p$.

Se quisermos obter essa concentração acumulada, então integramos $n_N(D_p)dD_p$ e obteremos N , como segue na Eq. B-1 abaixo:

$$N = \int_0^{\infty} n_N(D_p)dD_p \quad \text{Eq. B-1}$$

$$\text{Se } dN = n_N(D_p)d(D_p), \text{ logo, } n_N(D_p) = \frac{dN}{d(D_p)}.$$

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), esta é a notação mais usada $\frac{dN}{d(D_p)}$.

Para evitar distorções, freqüentemente se normaliza a distribuição dividindo a concentração com a faixa de tamanho correspondente. O resultado é a concentração $\text{und}/\mu\text{m}\cdot\text{cm}^3$.

Essa normalização é importante porque diz à probabilidade que a partícula, selecionada aleatoriamente, tem de se encontrar naquela faixa de diâmetro. A função da distribuição normalizada por tamanho é notada pela Eq. B-2:

$$\overline{n_N(Dp)} = \frac{n_N(Dp)}{N} \quad \text{Eq. B-2}$$

B.1.1. Distribuição das Partículas por Área

A distribuição por área da superfície é definida como: área da superfície, $n_s(Dp)$, da partícula por cm^3 de ar com diâmetro na faixa $Dp - Dp + dDp$.

Para a realização dessa distribuição, algumas considerações precisam ser feitas. São elas: todas as partículas são esféricas e todas as partículas de uma mesma faixa possuem o mesmo diâmetro Dp . Logo cada uma delas possui a área de superfície igual a πD_p^2 . Existem $n_N(Dp)dDp$ partículas nessa faixa de tamanho e, portanto, a sua área de superfície nessa faixa é $\pi D_p^2 n_N(Dp)dDp$, como segue na Eq. B- abaixo:

$$n_s(Dp) = \pi D_p^2 n_N(Dp) \quad \text{Eq. B-3}$$

O resultado dessa equação é em $\mu\text{m}/\text{cm}^3$. Já a área total da superfície S do aerossol por cm^3 de ar, será pela Eq. B-:

$$S = \pi \int_0^{\infty} Dp^2 n_N(Dp) dDp = \int_0^{\infty} n_s(Dp) dDp \quad \text{Eq. B-4}$$

B.1.2. Distribuição das partículas por volume

A distribuição por volume de aerossol, $n_v(Dp)$ pode ser definida como, o volume de partículas por cm^3 de ar com diâmetro na faixa $Dp - Dp + dDp$ ($\mu\text{m}^2\text{cm}^{-3}$), portanto (Eq. B-):

$$n_V(Dp) = \frac{\pi}{6} Dp^3 n_N(Dp) \quad \text{Eq. B-5}$$

E o volume total de aerossol por cm^3 de ar, V ($\mu\text{m}^3 \text{cm}^{-3}$), é dado pela Eq. B-:

$$V = \frac{\pi}{6} \int_0^\infty Dp^3 n_N(Dp) dDp = \int_0^\infty n_V(Dp) dDp \quad \text{Eq. B-6}$$

B.1.3. Distribuição por massa

Se todas as partículas tiverem densidade $\rho_p(Dp)$, a distribuição da massa da partícula com relação ao tamanho da partícula $n_M(Dp)$, é dada pela Eq. B-:

$$n_M(Dp) = \left(\frac{\rho_p}{10^6} \right) n_V(Dp) = \left(\frac{\rho_p}{10^6} \right) \left(\frac{\pi}{6} \right) Dp^3 n_N(Dp) \quad \text{Eq. B-7}$$

Onde o fator 10^6 é necessário pra converter a unidade de densidade ρ_p de g cm^{-3} para $\mu\text{g } \mu\text{m}^{-3}$ e pra manter a unidade para $n_M(Dp)$ como $\mu\text{g } \mu\text{m}^{-1} \text{cm}^{-3}$.

APÊNDICE C

Neste Apêndice será apresentado como Conti (2010) utilizou os conhecimentos de Seinfeld e Pandis (2006) sobre a distribuição de tamanho das partículas em suspensão para calcular a distribuição de tamanho das partículas depositadas.

Os seus resultados foram importantes para o cálculo do fluxo de deposição proposto pela dissertação. E essa distribuição será apresentada abaixo, de acordo com sua metodologia e resultados.

C.1. IDENTIFICAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DAS PARTÍCULAS

Nos trabalhos semelhantes a esse é quase que unânime a utilização de amostradores de partículas com pré-separadores para obtenção de distribuição das partículas por classes de tamanho. Sem dúvida alguma, o Impactador Cascata é o mais citado dentre os demais. No entanto, o método experimental adotado pela presente pesquisa é semelhante ao utilizado na pesquisa de Noll, Jackson e Oskouie (2001).

Noll, Jackson e Oskouie (2001) expuseram placas de superfícies lisas à deposição de partículas ambiente. E as partículas coletadas na placa de deposição foram contadas usando um microscópio óptico com imagem de sistema de processamento (Olympus 1990) para obter a distribuição mássica das partículas. A contagem das partículas depositadas na placas de deposição foi feita usando ampliações de 100 e 400 vezes, com um microscópio óptico de sistema de processamento de análise de imagem. Partículas foram agrupadas em 15 classes de tamanho: <0,43; 0,43-0,65; 0,65-1,1; 1,1-2,5; 2,5-3,3; 3,3-4,7; 4,7-5,8; 5,8- 6,5; 6,5-11,5; 11,5-24,7; 24,7-36,5; 36,5-50,0; 50,0-80,0; 80-125, e >125 μ m de diâmetro. Essas classes foram selecionadas para coincidir com o ponto de corte dos intervalos do pré separador-EGCA utilizado ao mesmo tempo que as placas.

O programa de processamento de imagem foi usado para isolar e identificar as partículas de interesse. O sistema define e isola as partículas e quantifica o tamanho da partícula. Pelo menos 10 partículas são contadas em cada classe de tamanho, e a área contada é registrada.

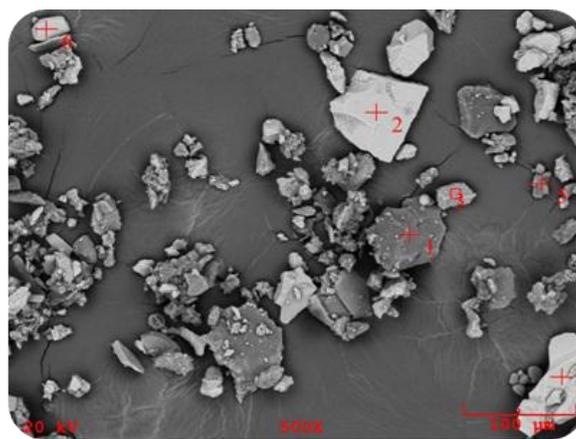
O método adotado por Conti (2006) é semelhante ao citado anteriormente, consistindo da exposição de uma placa de cobre, revestida de uma fita adesiva de cobre, dupla face, durante 10 dias (2 a 12 de julho de 2010) na estação Meteorológica de Jardim Camburi.

Após a exposição, a placa é previamente metalizada com uma fina camada de Au e Pd e submetida à análise no MEV-EDS (Microscopia Eletrônica de Varredura acoplado ao sistema de Energia Dispersiva). Através desse equipamento (Figura C-1 (a)) é possível se obter a composição mineral e morfológica das partículas. Bem como fazer a contagem das partículas e estabelecer o seu tamanho (Figura C-1 (b)).

A placa de cobre foi dividida em 100 áreas retangulares iguais e cada área dessas foi ampliada 1500 vezes. Então, as partículas foram contadas e o diâmetro de cada uma delas foi revelado.



(a)



(b)

Figura C-1: (a) Microscopia Eletrônica de Varredura acoplado a Energia Dispersiva de Raios – X (SEM – EDX), (b) imagem obtida pelo MEV de uma amostra de MPD.

Fonte: Conti et al. (2010).

O total de partículas nas 100 áreas da placa foi de 13.179 unidades. Essas partículas foram então divididas em 23 classes. A divisão das classes foi feita de acordo com a conveniência dos dados e estão apresentados na Tabela C-1.

Tabela C-1 - Classes de tamanho das partículas

Classes	
1	0,19 - 0,26
2	0,26 - 0,32
3	0,32 - 0,38
4	0,38 - 0,42
5	0,42 - 0,46
6	0,46 - 0,50
7	0,50 - 0,53
8	0,53 - 0,60
9	0,60 - 0,70
10	0,70 - 0,80
11	0,80 - 0,91
12	0,91 - 1,00
13	1,00 - 2,00
14	2,00 - 3,00
15	3,00 - 4,00
16	4,00 - 5,02
17	5,02 - 6,01
18	6,01 - 7,01
19	7,01 - 8,04
20	8,04 - 9,02
21	9,02 - 10,00
22	10,00 - 50,89
23	50,89 - 140,00

Fonte: Conti (2010).

Na Figura C-2 tem-se a distribuição da frequência das partículas por tamanho em μm , e pode-se observar que o maior número de partícula se encontra com diâmetro menor que 10 μm .

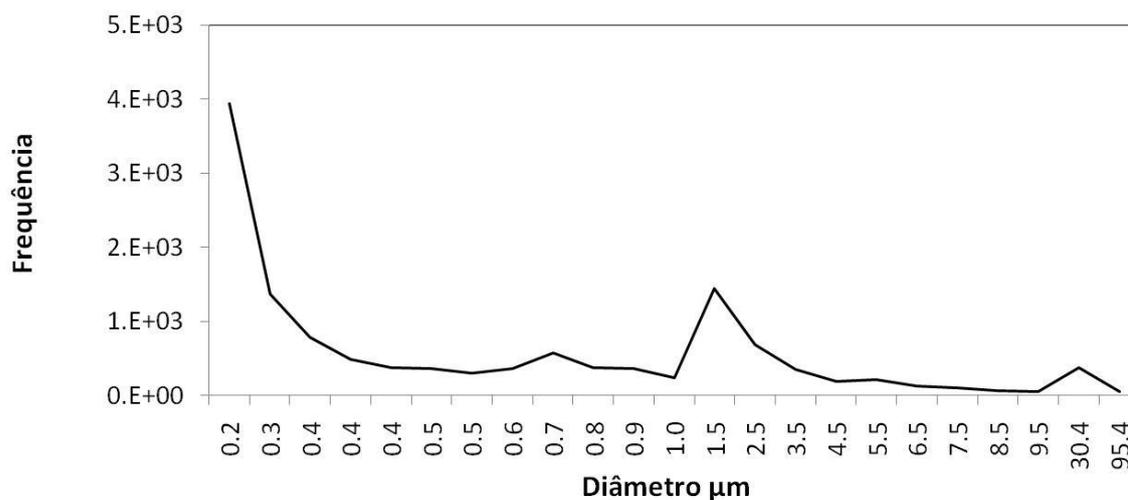


Figura C-2: Distribuição de frequência das partículas por tamanho
 Fonte: Gráfico construído a partir dos dados obtidos por Conti (2010).

A Figura C-3 demonstra a distribuição da frequência acumulada das partículas por tamanho do diâmetro. E fica claro através desse gráfico o quanto é grande a contribuição das partículas menores que 10 μm , 99,6% das partículas analisadas na amostra da placa de cobre eram PM₁₀. E ainda 83% das partículas possuem tamanho até 1 μm .

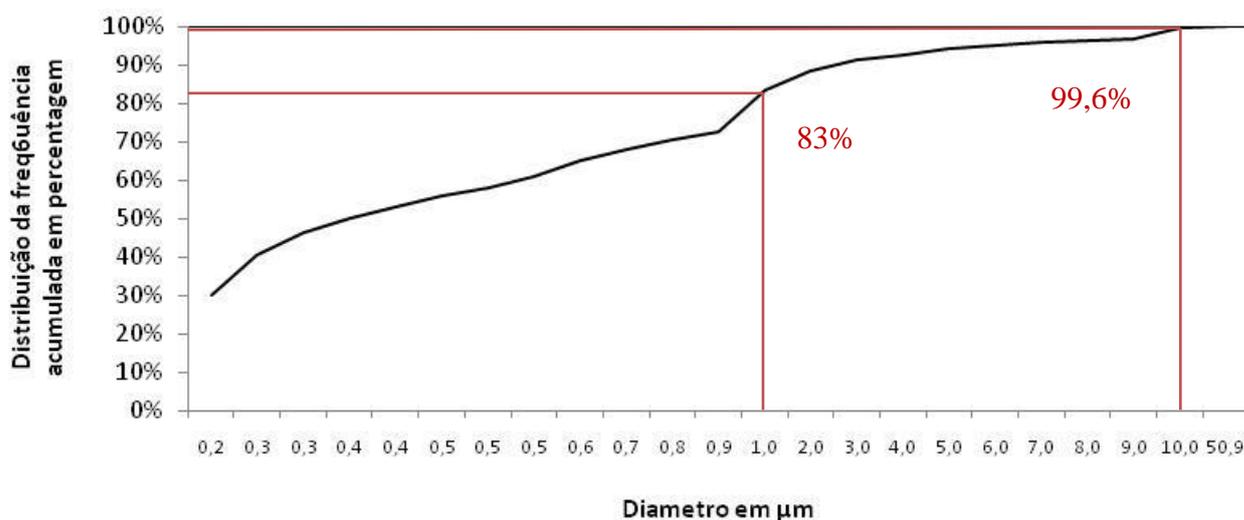


Figura C-3: Distribuição da frequência acumulada das partículas por tamanho.
Fonte: Gráfico construído a partir dos dados obtidos por Conti (2010).

Para que fosse possível trabalhar com a concentração ao invés de unidade de partícula como sugerido por Seinfeld e Pandis (2006), as partículas foram divididas pela área, como mostra a Figura C-4. É importante destacar que se trabalhou com uma placa de cobre e não com um equipamento de sucção de ar, por isso todas as concentrações geradas estão em cm^2 e não em cm^3 , como havia sido proposto por Seinfeld e Pandis (2006) –APÊNDICE .

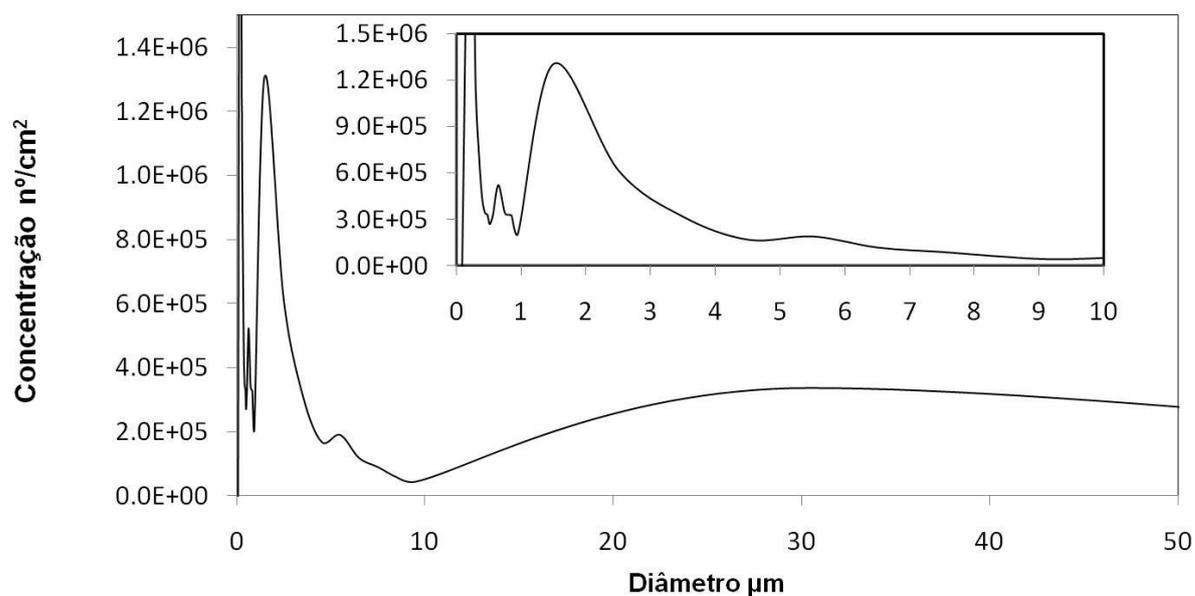


Figura C-4: Número de partículas por área distribuída de acordo com o tamanho do diâmetro da partícula . A faixa de diâmetro de 0 a 10 μm para a mesma distribuição é mostrada na primeira inserção
Fonte: Conti (2010).

Para que a distribuição não fosse trabalhada com unidade de partícula por área, distribuiu-se a concentração (unidade de partícula por área) pela amplitude da classe, ou seja, o maior valor da classe menos o menor valor. O gráfico é apresentado na Figura C-5.

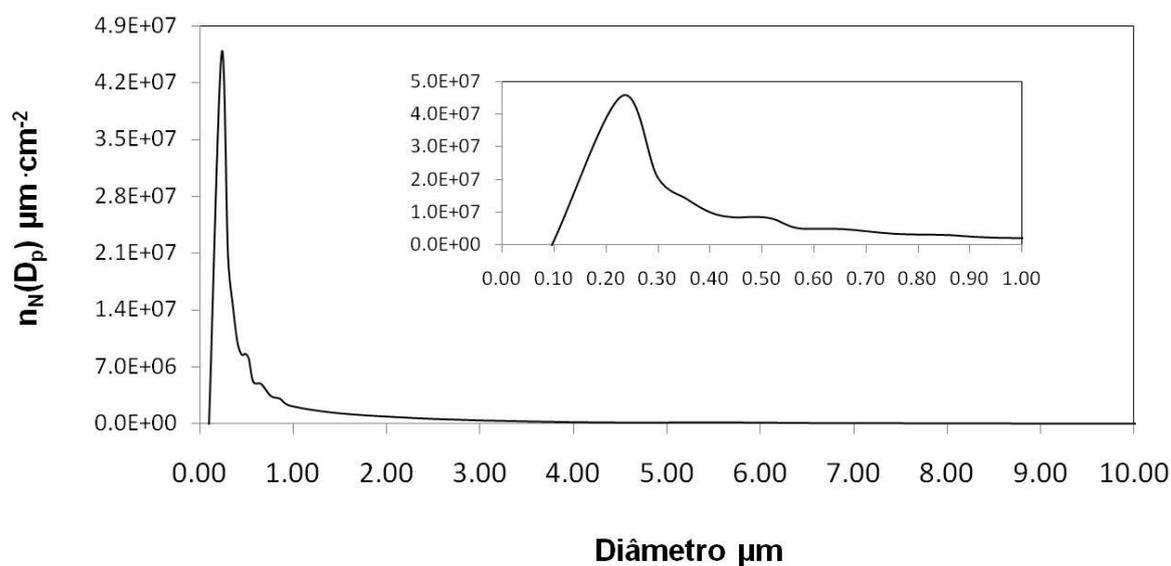


Figura C-5: Distribuição normalizada das partículas. A faixa de diâmetro de 0 a 1 μm para a mesma distribuição é mostrada na inserção.
Fonte: Conti (2010).

O que se obteve na Figura C-5 foi uma distribuição normalizada dos dados. Nele, observa-se que o diâmetro médio desta distribuição está entre 0,2 e 0,3 μm .

A Figura C-6 apresenta a distribuição por área das partículas. Embora haja uma pequena variação nos dados correspondentes aos menores diâmetros, de forma geral o gráfico tende a subir da medida que o diâmetro das partículas aumenta.

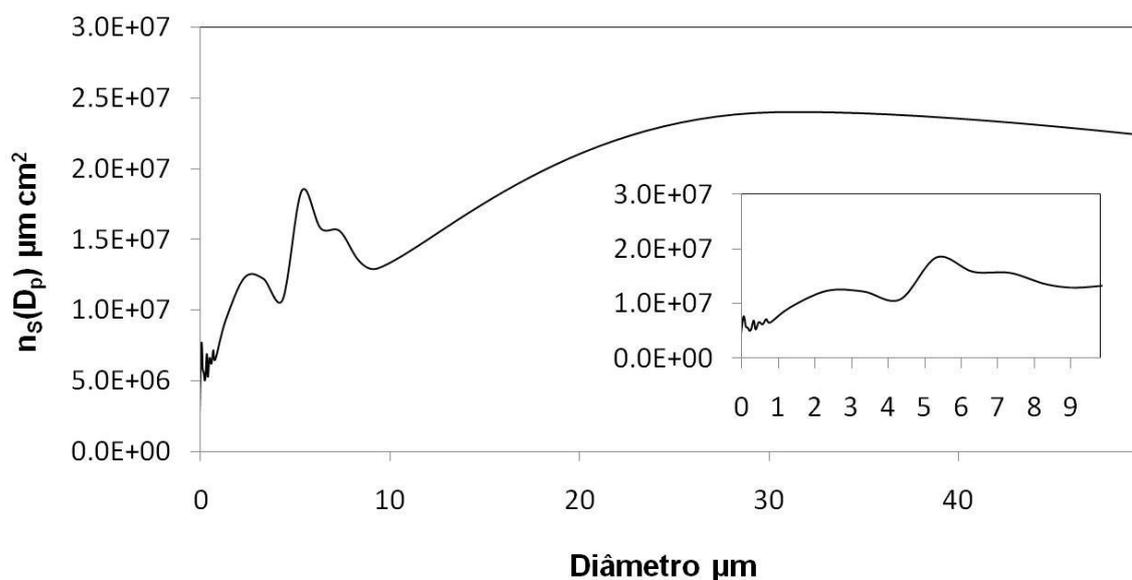


Figura C-6: Distribuição por área das partículas. A faixa de diâmetro de 0 a 10 μm para a mesma distribuição é mostrada na inserção.

Fonte: Conti (2010).

A Figura C-7 apresenta o gráfico de distribuição por volume das partículas por tamanho. Por meio desse gráfico, percebe-se que com o aumento do diâmetro aumenta-se também a contribuição do volume na área estudada.

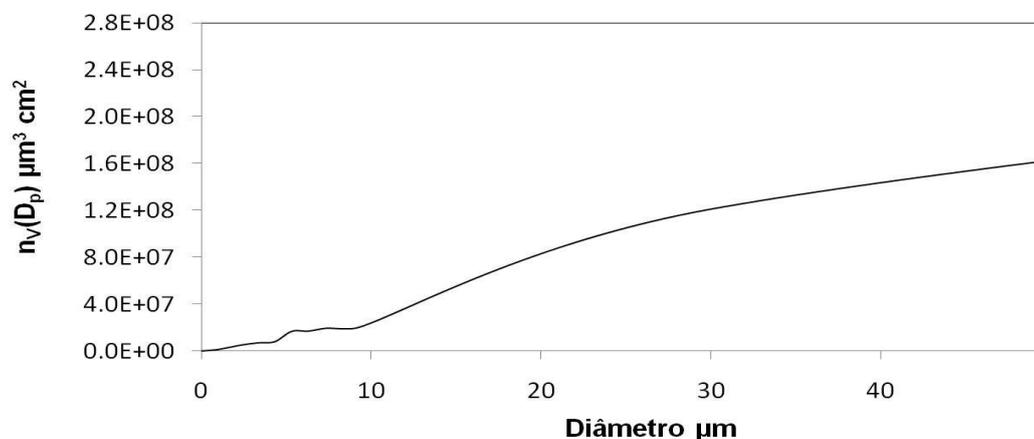


Figura C-7: Distribuição da concentração por volume das partículas de acordo com o seu tamanho.

Fonte: Conti (2010).

Na Figura C-8 apresenta-se o gráfico de distribuição por massa das partículas analisadas.

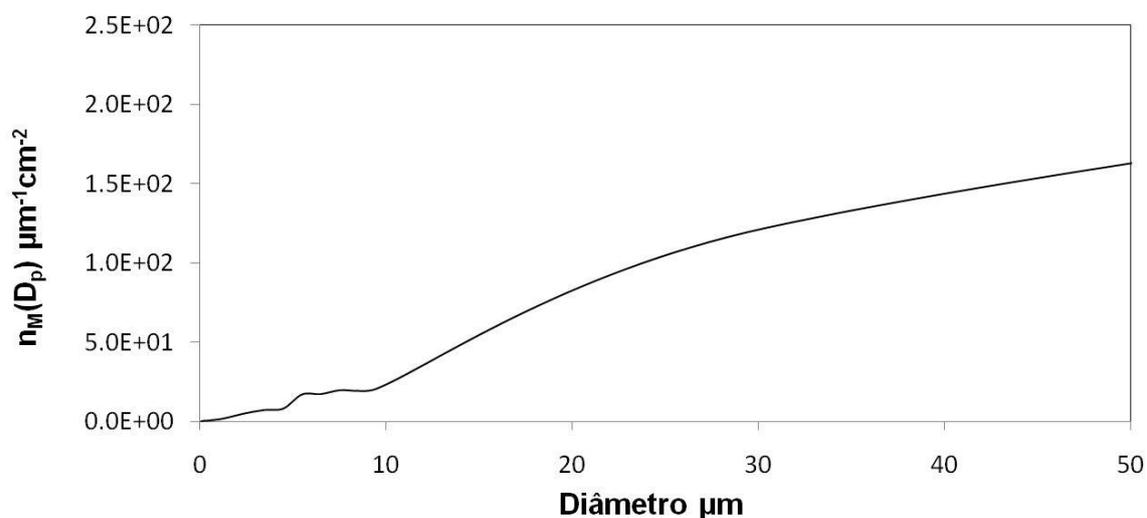


Figura C-8: Distribuição da concentração por massa de acordo com o tamanho da partícula.
Fonte: Conti (2010).

Assim como no gráfico da distribuição por volume, o gráfico de distribuição de massa também tende a aumentar na medida em que se aumenta o diâmetro.

A Figura C-9 reapresenta a distribuição da frequência por número acumulada junto com a distribuição mássica acumulada.

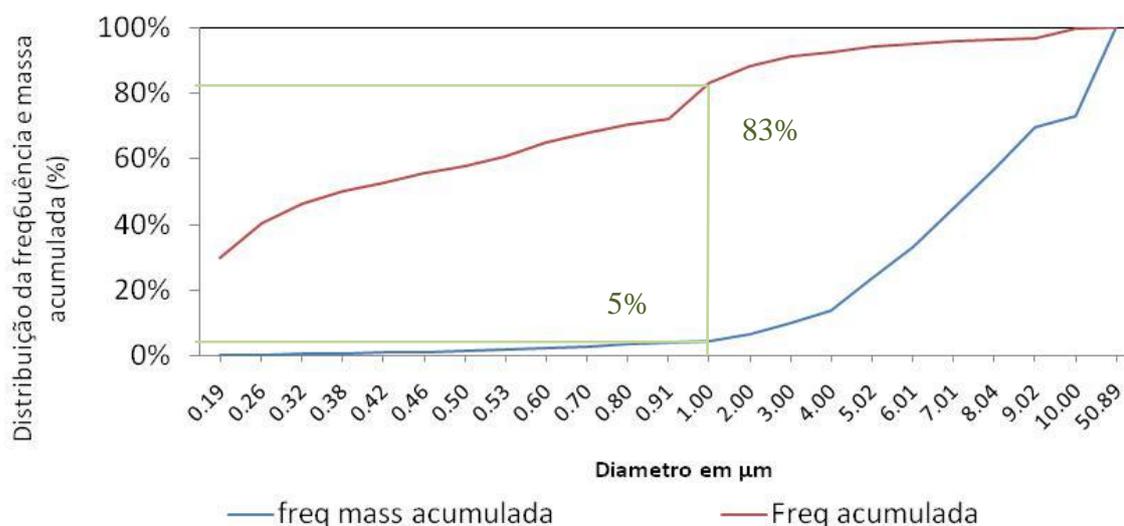


Figura C-9: Distribuição da frequência acumulada e massa acumulada de acordo com o tamanho da partícula.
Fonte: Gráfico construído baseado nos dados de Conti (2010).

Nesse gráfico (Figura C-9) tem-se uma informação muito importante, pois apesar das partículas menores $1\mu\text{m}$ representarem 83% do número total de partículas analisadas, elas só representam 5 % da massa.

ANEXO A

A.1 ESCOPO

O procedimento para quantificação de material particulado sedimentável foi baseado nas normas ASTM D 1739-98 (2004) e ABNT MB-3402-91. A norma ABNT foi utilizada, exceto quando necessária a realização da quantificação da fração do material particulado sedimentado coletado.

O material particulado sedimentável é definido como qualquer material composto por partículas pequenas o suficiente para passar através de uma peneira de 1 mm, e grande o suficiente para serem sedimentadas através de seu peso no recipiente.

Esse método de análise permite determinar a taxa de sedimentação de poeira em gramas por metro quadrado durante o período de 30 dias com tolerância de ± 2 dias. As massas do solúvel em água e os componentes insolúveis do material coletado são determinados por gravimetria. Os resultados são expressos em gramas por metro quadrado por 30 dias $g/(m^2 \times 30 \text{ dias})$.

A.2 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

O frasco coletor deve ter pelo menos 150 mm de diâmetro com altura não inferior a duas vezes o diâmetro, ser aço inox ou plástico resistente a intempéries. A capacidade volumétrica do frasco deve ser compatível com o índice pluviométrico da região, mantendo-se as exigências quanto ao material e diâmetro da boca do coletor.

Deve ser adicionado ao coletor 1 ml de solução de cobre a 1 ppm para cada litro de água, conforme precipitação pluviométrica esperada para prevenção do crescimento de microorganismos. Os coletores devem ser protegidos da exposição à poeira até sua instalação no suporte. A exposição deve durar 30 \pm 2 dias. Após o tempo de exposição, o coletor deve ser coberto e recolhido para análise no laboratório.

Nota: Fazer uma prova em branco. Preparar um recipiente de coleta e não o expor à atmosfera, deixando-o tampado e guardado no laboratório.

A.3 APARELHAGEM, VIDRARIA E MATERIAIS

- Balança analítica
- Béqueres de vidro 250 ml (em substituição a cápsula de porcelana) e 1000 ml
- Cápsulas de porcelana
- Dessecador
- Estufa
- Paquímetro ou outro aparato para medição do diâmetro interno do coletor
- Recipiente coletor com tampa
- Proveta 250 ml
- Bastão de vidro com ponta de borracha
- Chapa elétrica de aquecimento

A.4 REAGENTES

- Água reagente
- Solução de cobre a 1 ppm
- Sílica-gel com indicador para secagem.

A.5 EXECUÇÃO DO ENSAIO

- a. Preparar os béqueres de 250 ml, lavando e colocando na estufa a 110 °C, por um período de 12 horas. No caso de cápsula, tarar em mufla a 550 °C por 1 hora e depois levar a estufa;
- b. Retirá-los da estufa;
- c. Limpar a base do béquer ou cápsula com um pano seco ou papel,
- d. Levar o béquer ou cápsula a um dessecador e aguardar resfriamento por uma hora;
- e. Aferir a massa do béquer (este valor peso é a tara);
- f. Começando pelo branco, transferir todo material retido no coletor para um béquer de 1 l, passando-o por uma peneira de 1 mm. Lavar o frasco coletor com água reagentes, com o auxílio de um bastão de vidro com ponta de borracha transferir a água de lavagem do frasco coletor para o béquer de 1 l;
- g. Usando uma chapa elétrica de aquecimento, aquecer o béquer de 1 l até que o volume da solução se reduza a aproximadamente 50 ml.
- h. Transferir a solução para o béquer tarado (trocar por algo que evite a cacofonia/ambigüidade);
- i. Lavar o béquer de 1 l com uma pequena quantidade de água reagentes e com o auxílio do bastão de vidro fazer a limpeza final e transferir a água de lavagem para o béquer tarado;
- j. Colocar o béquer para secar em estufa elétrica regulada a 100°C +/- 5°C até estabilização do peso;
- k. Retirar o béquer da estufa e colocá-lo no dessecador por, no mínimo, uma hora;
- l. Aferir novamente a massa do béquer e obter sua massa final. Subtrair a massa inicial do béquer pela sua massa final para obter o valor final desejado.