UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

NICOLY SILVA ROCHA

ESTUDO DO POTENCIAL DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE FARDOS CELULÓSICOS POR PARTÍCULAS SEDIMENTÁVEIS EM ÁREAS PORTUÁRIAS: CASO DE ESTUDO DO PORTO DE ITAQUI - MA

VITÓRIA

2013

NICOLY SILVA ROCHA

ESTUDO DO POTENCIAL DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE FARDOS CELULÓSICOS POR PARTÍCULAS SEDIMENTÁVEIS EM ÁREAS PORTUÁRIAS: CASO DE ESTUDO DO PORTO DE ITAQUI - MA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.
Orientadora: Profª. Drª. Jane Meri Santos

VITÓRIA

2013

NICOLY SILVA ROCHA

ESTUDO DO POTENCIAL DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DE FARDOS CELULÓSICOS POR PARTÍCULAS SEDIMENTÁVEIS EM ÁREAS PORTUÁRIAS: CASO DE ESTUDO DO PORTO DE ITAQUI - MA

Trabalho de Conclusão de curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovado em 10 de abril de 2013.

COMISSÃO EXAMINADORA

_____

Profª. Drª Jane Meri Santos
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientadora

_____

Profª. Drª Taciana Toledo de Almeida Albuquerque
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinadora Interna

_____

Dr. Bruno Furieri
Universidade Federal do Espírito Santo
Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela força e persistência que me foi dada durante todas as dificuldades encontradas durante o curso de Engenharia Ambiental e na realização desta pesquisa.

Quero expressar também minha gratidão pela minha família, que me deu muito amor, carinho, bons exemplos e muito apoio na concretização deste sonho.

À professora e orientadora Jane Meri, pelos ensinamentos durante todo o período da faculdade e agora, mais do que nunca, os conselhos e dedicação dispensados no auxílio à finalização desse projeto de graduação.

Ao Israel Soares, pela contribuição valiosa dada ao meu trabalho de pesquisa no fornecimento de informações importantes e pela sua boa vontade em ouvir minhas dúvidas.

À Mayanna Rigo, pelo tempo dispensado em ouvir minhas dúvidas e pelo fornecimento de informações valiosas, sem as quais, teria sido mais difícil concluir esta pesquisa.

Aos meus amigos pelos momentos difíceis compartilhados durante todos esses cinco anos e meio de curso e, principalmente, pelos momentos alegres que vivemos juntos.

Agradeço a todos os meus professores do Departamento de Engenharia Ambiental e de outros departamentos que contribuíram para o meu crescimento estudantil e pessoal. Sem dúvidas, cada um de vocês tem uma participação especial na minha formação acadêmica.

E, por fim, agradeço à Universidade Federal do Espírito Santo pela oportunidade de me tornar Engenheira Ambiental e de viver um intercâmbio estudantil no exterior, que me encheu tanto de alegria e me fez uma pessoa melhor.

RESUMO

O armazenamento, manuseio e transporte de materiais celulósicos em regiões portuárias tem sido largamente utilizado nos dias de hoje, pois oferecem vantagens logísticas importantes à comercialização deste produto. Entretanto, o transporte e manejo da celulose nestes locais apresentam grandes desvantagens com relação à contaminação dos fardões celulósicos por sujeira, uma vez que as atividades operacionais em portos contribuem para a emissão de material particulado (MP) que, ao se depositarem na superfície das folhas celulósicas dos fardões, provocam o aparecimento de manchas pretas nas mesmas. Exposto isto, este estudo tem o objetivo de avaliar o potencial de risco de contaminação de fardos celulósicos por deposição de MP sedimentável (MPS) no Porto de Itaqui, MA, onde está previsto para 2013 a instalação de um armazém para estocagem e distribuição deste material. Este estudo foi realizado em 03 (três) etapas principais: (i) análise das condições meteorológicas locais e sua influência na dispersão dos poluentes emitidos; (ii) estimativa da taxa de emissão de partículas totais em suspensão (PTS) para as atividades com significativa emissão de partículas atmosféricas; e (iii) estimativa do fluxo de deposição de MPS, através de métodos empíricos. A 1ª etapa do estudo revelou que, apesar das condições metereológicas serem favoráveis à dispersão de partículas atmosféricas, as condições de vento local favorecem também o carreamento de particulados para a região de armazenagem e carregamento de celulose (berços de atracagem de navios). A 2ª etapa mostrou que a taxa de emissão de partículas totais em suspensão (PTS) estimada para as atividades poluidoras inventariadas totalizou 176,37 kg/h. Na 3ª e mais importante etapa, foram estimados os valores do fluxo de deposição de MPS em g/m²mês para o ano de 2012. O valor médio encontrado foi de 49,04 g/m²mês e valor máximo e mínimo foi de 56,42 e 39,84 g/m²mês, respectivamente. Sendo assim, pôde-se concluir que as condições atuais do Porto de Itaqui oferecem riscos reais de contaminação de fardos celulósicos, uma vez que os valores estimados para o fluxo de deposição de MPS superam em média 05 (cinco) vezes os padrões brasileiros e internacionais para taxa de deposição de partículas sedimentáveis (5 a 10 g/m²mês).

Palavras-chave: Porto de Itaqui, taxa de emissão de partículas totais em suspensão, material particulado sedimentável, fluxo de deposição, contaminação de fardos celulósicos.

ABSTRACT

The storage, handling and transport of cellulosic materials in port regions has been widely used nowadays, because they offer significant logistical advantages to the commercialization of this product. However, the transport and handling of pulp at these sites have many disadvantages with regard to contamination of the cellulosic bales by dirt, since the operational activities in ports contribute to the emission of particulate matter (PM) when they are deposited on the leaf surface of cellulosic bales, causing the appearance of black in their surface. Given this, this study had the main goal to evaluate the potential risk of contamination of cellulosic bales by deposition of settleable particulate matter (SPM) in the Port of Itaqui in São Luís - MA, where in 2013 will be built a warehouse for storage and distribution of this material. For this, were developed three (03) major steps: 1st) analysis summarized of local weather and how it influences on the dispersion of pollutants; 2nd) to estimate the emission rate of total suspended particles (TSP) for activities with significant emission of particulate matter, and 3rd) estimating the depositing flow of MPS, through empirical methods. For the 1st step was found that, despite the weather conditions are favorable to the dispersion of atmospheric particles, the local wind conditions favor drift of particles in the region of storage and loading of cellulose (mooring berths for ships). Regarding the 2nd stage, the emission rate of total suspended particles (TSP) estimated for polluting activities scheduled totaled 176.37 kg / h. On 3rd and most important step, the were estimated flow values of MPS deposition in g/m²month for the year 2012. The average value found was 49.04 g/m²month and maximum and minimum value were 56.42 and 39.84 g/m²month, respectively. Thus, we conclude that the current conditions of the Port of Itaqui offer real risks of contamination of cellulosic bales, since the estimated values for the flow of MPS deposition outweigh average five (05) times the environmental standards and Brazilian International (5 to 10 g / m² month).

Keywords: Port of Itaqui emission rate of total suspended particulates, particulate settleable, flow deposition, contamination of bales cellulose by dirt.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema estrutural simplificado das fibras do material lignocelulósico.....16

Figura 2 - Representação da molécula de celulose.....17

Figura 3 - Arquitetura da molécula de celulose.....19

Figura 4 - Açúcares que compõem as hemiceluloses.....20

Figura 5 - Monômeros da lignina: álcool cumárico, álcool coniferílico e álcool sinapílico, respectivamente. 21

Figura 6 - Fluxograma de blocos da produção da pasta de celulose. 23

Figura 7 – Exemplo do manuseio de fardos celulósicos em navios atracados em áreas portuárias. 27

Figura 8 – Sujidade nas folhas dos fardos celulósicos por material particulado sedimentável (poeira).....28

Figura 9 - Esquema da distribuição de tamanho do aerossol atmosférico. São indicados as principais faixas, as fontes e os mecanismos de formação e remoção das partículas. 31

Figura 10 – Distribuição da composição química dos aerossóis para os íons sulfato, nitrato, cloreto, sódio e hidrogênio em Claremont, CA. 34

Figura 11 – Amostra de partículas sedimentadas e caracterização química de 06 (seis) partículas.....35

Figura 12 - Fração mássica de cada elemento químico por ponto de monitoramento de partícula sedimentada (média anual) na RGV entre abril e setembro de 2009. 36

Figura 13 - Valores típicos do coeficiente de remoção em função das taxas de chuva e do tamanho da partícula.....42

Figura 14 - Representação do Modelo de Caixa Euleriano. 48

Figura 15 - Processos de remoção e deposição de material particulado em rodovias.....53

Figura 16 – (a) Localização do Porto de Itaqui e (b) foto aérea do Porto de Itaqui. 59

Figura 17 – Localização do Porto de Itaqui, Terminal da Ponta da Madeira e do pátio de estocagem da CVRD. 60

Figura 18 - Cenário esperado para a movimentação dos fardões de celulose no Porto de Itaqui. 61

Figura 19 - Localização das Estações Meteorológicas selecionadas para esta pesquisa... 62

Figura 20 – Valores médios diários de temperatura para o ano de 2012..... 63

Figura 21 - Valores médios diários de umidade relativa do ar para o ano de 2012. 63

Figura 22 – Valores médios diários de pressão atmosférica para o ano de 2012. 64

Figura 23 - Perfil anual de precipitação pluviométrica durante o ano de 2012. 65

Figura 24 - Rosa dos ventos obtida na estação meteorológica localizada no Aeroporto de São Luís/MA do período de 01/01/2012 a 31/12/2012. 66

Figura 25 – Freqüência de distribuição das classes de ventos obtidos na estação meteorológica do aeroporto de São Luís – MA entre janeiro e dezembro de 2012. 67

Figura 26 - Localização das fontes com potencial de emissão de material particulado.... 69

Figura 27 – Ressuspensão de particulados devido ao tráfego de caminhões no Porto de Itaqui. 70

Figura 28 - Exemplos do tombamento de caminhões pela plataforma volcadora. 72

Figura 29 – Emissão de particulados proveniente das etapas de descarregamento de navios pela moega no Porto de Itaqui. 72

Figura 30 – Principais vias de tráfego da área portuária de Itaqui e regiões de entorno... 77

Figura 31 – Série temporal das estimativas dos fluxos de deposição úmida para a região de estudo no período de janeiro a dezembro de 2012. 96

Figura 32 – Série temporal dos dados de fluxo de deposição total no período de janeiro a dezembro de 2012 no Porto de Itaqui e regiões do entorno. 98

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 12

2 OBJETIVOS 14

2.1 GERAL 14

2.2 ESPECÍFICOS 14

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 15

3.1 MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS 15

3.1.1 Celulose 17

3.1.2 Hemicelulose 20

3.1.3 Lignina 21

3.2 PROCESSO DE FABRICAÇÃO DOS FARDOS CELULÓSICOS 22

3.2.1 Preparo da celulose 22

3.2.2 Refino da celulose 25

3.3 CONTAMINAÇÃO DE FARDOS DE CELULOSE POR MPS EM ÁREAS PORTUÁRIAS 26

3.4 MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO E SEUS PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO 29

3.4.1 Distribuição do tamanho das partículas atmosféricas 30

3.4.2 Composição química do MP 33

3.4.3 Processo de deposição das Partículas 38

3.5 QUANTIFICAÇÃO DAS PARTÍCULAS SEDIMENTÁVEIS 40

3.5.1 Quantificação da deposição úmida 40

3.5.2 Quantificação da deposição seca 42

3.6 MODELO DE CAIXA (*BOX MODEL*) 47

3.7 ESTIMATIVA DE EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS 49

3.7.1 AP-42 50

3.7.2 Fatores de emissão 52

4 REGIÃO DE ESTUDO 57

4.1 LOCALIZAÇÃO 58

4.2 METEOROLOGIA 61

4.3 CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES EMISSORAS DE MPS 68

4.3.1 Tráfego de veículos 69
4.3.2 Movimentação de granéis sólidos 71
5 METODOLOGIA 76
5.1 TAXA DE EMISSÃO DE PTS 76
5.1.1 Rodovias pavimentadas 76
5.1.2 Manuseio e pilhas de estocagem de materiais 79
5.2 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PTS ATRAVÉS DO *BOX MODEL* 83
5.3 FLUXO DE DEPOSIÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTÁVEL 84
5.3.1 Fluxo de deposição úmida 84
5.3.2 Fluxo de deposição seca 88
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES 93
6.1 TAXA DE EMISSÃO PARA PTS 93
6.1.1 Taxa de emissão de PTS no Porto de Itaqui 93
6.1.2 Taxa de emissão para PTS no pátio de estocagem da CVRD. 95
6.2 FLUXO DE DEPOSIÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTÁVEL 95
6.2.1 Fluxo de Deposição Úmida 96
6.2.2 Fluxo de Deposição Total 97
7 CONCLUSÃO 100
8 REFERÊNCIAS 102
ANEXO A – TABELAS: DOCUMENTO AP-42 110

1 INTRODUÇÃO

Segundo o último relatório de sustentabilidade publicado pela Associação Brasileira de Celulose e Papel (BRACELPA) em 2010, o Brasil classifica-se como o 4º maior produtor mundial de celulose e 9º maior produtor mundial de papel.

Em 2010, a produção anual de celulose no Brasil atingiu aproximadamente 14,1 milhões de toneladas, correspondendo um aumento de produção de 5,6% em relação ao ano de 2009. Já a produção de papel totalizou aproximadamente 9,8 milhões de toneladas, superando o volume produzido em 2009 em 3,9% (BRACELPA, 2010).

Segundos dados da revista Celulose & Papel (2008), as exportações de celulose e papel atingiram nos últimos anos a marca dos 4,7 bilhões de dólares, contribuindo com a geração de 110 mil empregos diretos. Outro dado relevante refere-se a contribuição deste setor para o Produto Interno Bruto (PIB), sendo responsável por 1,53%.

Os números apresentados acima evidenciam a importância da indústria de papel e celulose para a economia brasileira, resultados que foram alcançados com a comercialização de produtos celulósicos em obediência aos parâmetros de especificações técnicas às exigências de mercado nacional, internacional e da norma ISO 9000. Os parâmetros comerciais especificados pela referida norma incluem: alvura, viscosidade, sujeira (impurezas) e umidade.

Entretanto, devido à alta reatividade da celulose, esta se caracteriza como um produto muito sensível às contaminações ambientais por agentes externos, que pode comprometer a qualidade do material celulósico para a fabricação de papel. Os agentes externos abrangem uma gama fatores ambientais, destacando-se para este trabalho o material particulado sedimentável.

O material particulado sedimentável (MPS), ao se depositar no produto celulósico (pasta celulósica, folhas de celulose, fardões de celulose, etc.), pode alterar as características do papel produzido, conferindo ao produto manufaturado baixo grau de alvura, alto teor de sujidade (impurezas), alto teor de umidade e viscosidade baixa. Dependendo das condições locais de manuseio e armazenamentos dos fardões e da taxa de sedimentação de partículas, o MPS pode se acumular nas folhas de celulose e provocar o aparecimento de pintas pretas.

O teor de sujidade caracteriza-se como um dos mais importantes fatores de qualidade na produção de celulose para a indústria de papel. Em casos mais extremos de contaminação por metais pesados, ao se aderirem às fibras de celulose, podem conferir certo grau de toxicidade aos materiais destinados à produção de papéis para a área humana (guardanapos, toalhas, etc).

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar o potencial de risco de contaminação dos fardos celulósicos por material particulado sedimentável oriundo das atividades emissoras de partículas atmosféricas no Porto de Itaqui e no Terminal da Ponta da Madeira em São Luís-MA.

Esta análise foi feita em 03 (três) etapas principais. A primeira delas envolveu a análise da qualidade do ar local por meio do cálculo da estimativa das emissões de partículas totais em suspensão (PTS) provenientes de 02 (duas) atividades poluidoras na região portuária de estudo: manuseio de material e pilhas de estocagem e ressuspensão de material particulado depositado em vias pavimentadas devido ao tráfego veicular. A segunda etapa desta análise consistiu na estimativa da concentração de PTS através da aplicação do modelo euleriano conhecido como "*Box Model*". Por fim, a terceira e última etapa abordou metodologias empíricas para a estimativa do fluxo de deposição de MPS em g/m² mês a fim de avaliar o potencial de risco de contaminação dos fardões celulósicos por deposição de partículas presentes na atmosfera.

Espera-se, assim, que este estudo forneça informações importantes para a compreensão dos efeitos deletérios provocados pela emissão elevada de material particulado atmosférico e, conseqüentemente, na deposição deste particulado nas áreas industriais e regiões de entorno, no que se refere, principalmente, à qualidade dos fardões celulósicos destinados à fabricação de papel para consumo comercial e humano.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar o potencial de risco de contaminação de fardos celulósicos por material particulado sedimentável lançado na atmosférica proveniente das atividades poluidoras de manuseio de material e estocagem de pilhas e da ressuspensão de particulado sedimentável depositado em vias de tráfego na região portuária de Itaqui e do pátio de estocagem de minério de ferro de material localizado no Terminal da Ponta da Madeira e pertencente à Companhia Vale do Rio Doce (CVRD).

2.2 ESPECÍFICOS

- Conhecer as principais etapas que envolvem o processo de produção da celulose;
- Identificar as principais fontes de emissão de material particulado sedimentável em áreas portuárias;
- Caracterizar e avaliar a meteorologia local, bem como a influência dos campos de vento local no processo de dispersão de material particulado sedimentável na atmosfera;
- Estimar a taxa de emissão de partículas totais em suspensão (PTS) emitidas pelas atividades poluidoras consideradas relevantes na área portuária de Itaqui e do Terminal da Ponta da Madeira através do modelo de emissão AP-42;
- Estimar a concentração de PTS na região estudada através do modelo empírico euleriano denominado "*Box Model*"; e
- Estimar o fluxo de deposição de partículas presentes na atmosfera no Porto de Itaqui e regiões do entorno através de formulações empíricas encontradas na literatura.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 MATERIAIS LIGNOCELULÓSICOS

A adequação dos materiais celulósicos manufaturados (pastas celulósicas, fardões, papéis, etc.) às exigências do mercado nacional, internacional e das normas técnicas existentes, depende fortemente do conhecimento da estrutura interna das fibras lignocelulósicas e da sua composição química.

Dentre as diversas aplicações existentes para estes materiais, interessa a este trabalho a análise e a discussão das principais características acerca dos compósitos fibrosos destinados a fabricação dos fardos celulósicos e à indústria de papel.

As matérias-primas fibrosas podem ser classificadas em vegetais, animais, minerais e artificiais. A maioria das fibras utilizada na fabricação celulose e papel pertencem ao reino vegetal, destacando-se a madeira. As fibras de madeira mais utilizadas neste processo são as árvores do grupo das dicotiledôneas arbóreas (Angiospermae) e das coníferas (Gymnospermae). Estas também são conhecidas por folhosas (porosas, duras ou *hardwood*) e resinosas (não porosas, moles ou *softwood*) (WASTOWSKI, 2009).

A estrutura física das fibras constitui-se por um conjunto de filamentos individuais formada por fibrilas e unida por espécies químicas orgânicas não cristalinas (lignina e hemicelulose). As fibrilas são compostas de celulose e estão dispostas em camadas de diferentes espessuras e ângulos diferentes, formando as diversas camadas que compõem a “macrofibra”. Dessa forma, a denominação “macrofibra” refere-se a um conjunto de filamentos, compostos majoritariamente por moléculas de celulose e unidos por hemicelulose e lignina (Figura **1** - Esquema estrutural simplificado das fibras do material lignocelulósico. (SILVA, 2002).

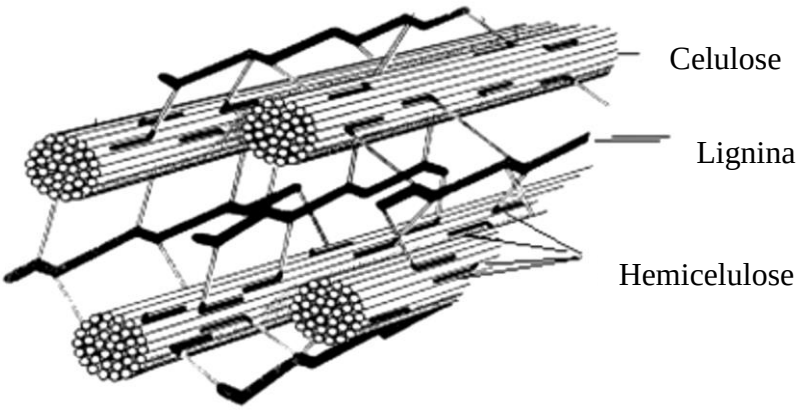

Figura 1 - Esquema estrutural simplificado das fibras do material lignocelulósico.

Fonte: Lee (1997).

Além da composição apresentada na Figura **1**, estão presentes os extrativos orgânicos e traços de material inorgânico. Segundo Robert (1996), as percentagens de traços de materiais inorgânicos encontrados são, em média, 50% de carbono, 6% de hidrogênio e 44% de oxigênio. A Tabela **1** a seguir apresenta a média da distribuição dos principais componentes químicos da madeira.

Tabela 1 – Distribuição da composição química da madeira.

Tipo de Madeira	**Celulose (%)**	**Hemicelulose (%)**	**Lignina (%)**	**Extrativos e Traços de Materiais (%)**
Resinosas	40-45	20	25-35	< 10
Folhosas	40-45	15-35	17-25	< 10

Fonte: Roberts (1996).

Nota: Dados adaptado pelo autor.

Segundo Araújo (2004), as principais madeiras utilizadas no Brasil para a produção de celulose são provenientes de plantações de *Eucalyptus SP*, *Pinus*sp e *Acaciamearnsii*. Os eucaliptus e a acácia são classificados como folhosas e os pinheiros como coníferas.

Para a fabricação da pasta celulósica, faz-se necessário a retirada total ou redução parcial dos componentes não-celulósicos, os quais incluem a lignina, a hemicelulose e os extrativos orgânicos e inorgânicos.

Aspectos como rendimento, branqueabilidade e alvura são propriedade da polpa celulósica associadas com o teor destes componentes na mesma e, dependendo da quantidade destes substratos remanescente na pasta, pode ocorrer a inviabilização do material para fins comerciais.

Dessa forma, o conhecimento da composição química da matéria-prima destinada à produção de celulose e posterior fabricação de papel é muito importante, umas vez que os dados fornecerão condições para que se estabeleçam os parâmetros adequados que devem ser utilizados no processo de polpação e obtenção da pasta celulósica adequada à fabricação de papel com qualidade (PENALBER, 1993; WEHR, 1991).

3.1.1 **Celulose**

A celulose, principal componente da parede celular dos vegetais, atua como suporte estrutural para as mesmas. É um polissacarídeo linear, formado por unidades de monossacarídeos β–D glucose (Figura **2**) unidas em si por ligações glicosídicas através dos carbonos 1 e 4, dando origem a um polímero linear (D' ALMEIDA, 1988).

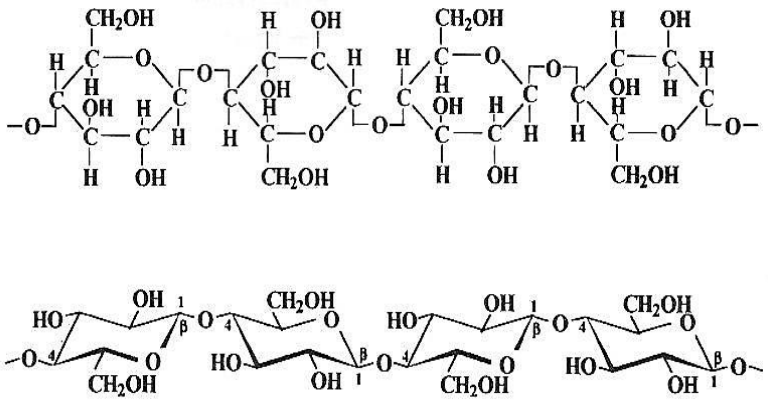

Figura 2 - Representação da molécula de celulose.

Fonte: Roberts (1996).

As moléculas de celulose tendem a formar ligações de hidrogênio intramoleculares (entre unidades de glucose da mesma molécula) e intermoleculares (entre unidades de glucose de moléculas adjacentes). As ligações intermoleculares são responsáveis pela rigidez; as ligações intramoleculares são responsáveis pela formação de fibrilas que são estruturas altamente ordenadas que se associam formando as fibras de celulose (SJOSTROM, 1981).

Segundo Vásquez *et al*., (*apud* SILVA, 2010), as fibrilas possuem regiões com alto grau de cristalinidade, às quais as cadeias de glicose estão fortemente ligadas em paralelo e regiões com menor grau de ordenação, denominadas regiões amorfas. Na região cristalina, as fibras têm maior resistência à tração, ao alongamento e à solvatação (absorção de solvente) que na região amorfa, onde a fibra possuiu sua maior flexibilidade. A Figura **3** ilustra a arquitetura da molécula de celulose com relação às microfibrilas e o total da parede celular.

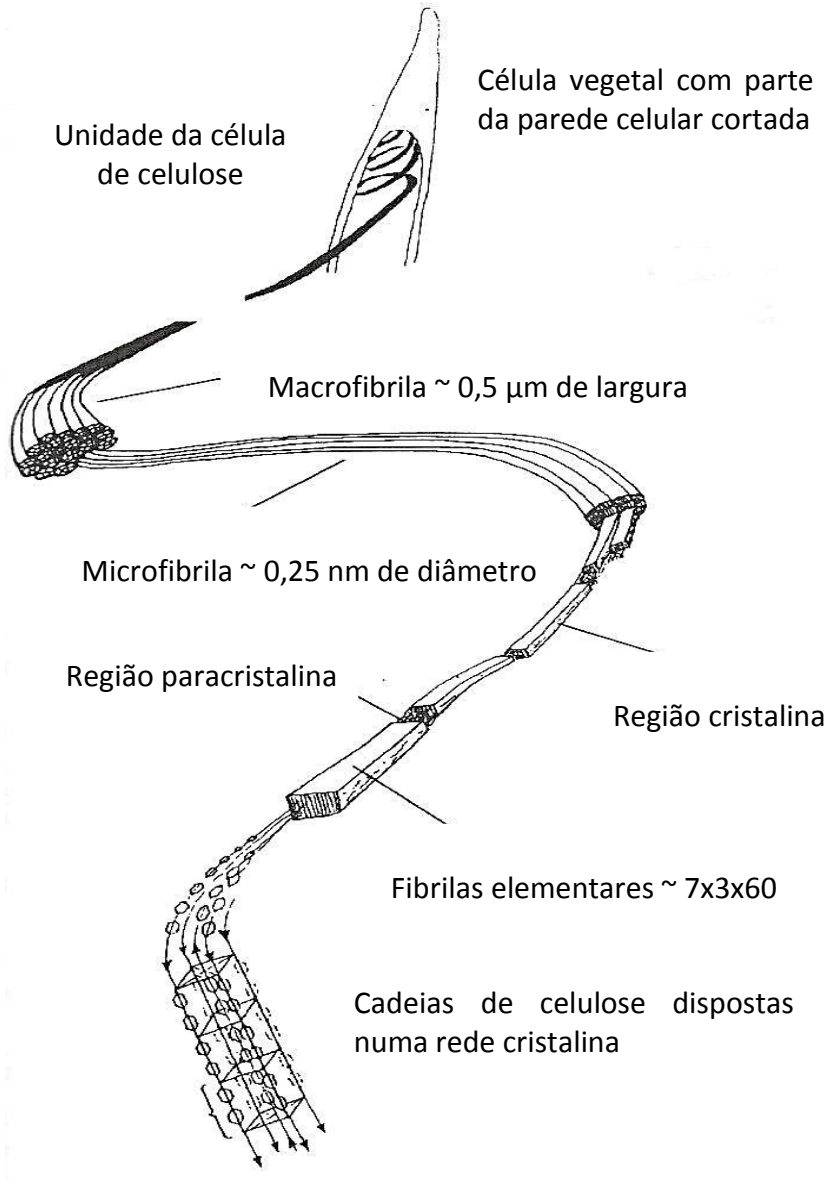

Figura 3 - Arquitetura da molécula de celulose.

Fonte: Roberts (1996).

Conforme D'Almeida (1998), existem duas propriedades importantes usadas na classificação dos polímeros celulósicos: o grau de polimerização (GP) e o índice de cristalinidade. A primeira delas informa a frequência relativa de ligações glicosídicas internas e terminais disponíveis para atuação de celulases, conferindo maior ou menor solubilidade do substrato em meio aquoso e alcalino. Em resumo, substâncias com menor GP tendem a ser mais solúveis. Já o índice de cristalinidade está associado à reatividade do substrato.

As cadeias de celulose possuem GP da ordem de 25.000, enquanto a hemicelulose e a lignina, entre 50 a 200. Dessa forma, As cadeias de celuloses apresentam-se menos solúveis e mais resistentes às forças mecânicas quando comparadas as cadeias de lignina e hemicelulose (SILVA, 2002).

3.1.2 **Hemicelulose**

Segundo Fernandes (2005), as hemiceluloses são constituídas por uma mistura de polissacarídeos poliméricos de baixa massa molecular, os quais estão intimamente ligados à celulose nos tecidos vegetais. Ao contrário da celulose, as hemiceluloses são compostas por diversas unidades fundamentais de açúcar em variadas proporções. São elas: β-D-xilose, β-D-manose, β-D-glucose, β-D-arabinose, β-D-galactose, ácido β-D-glucourônico, ácido β-D-galactourônico e ácido α-D-4metilglucourônico (Figura **4**).

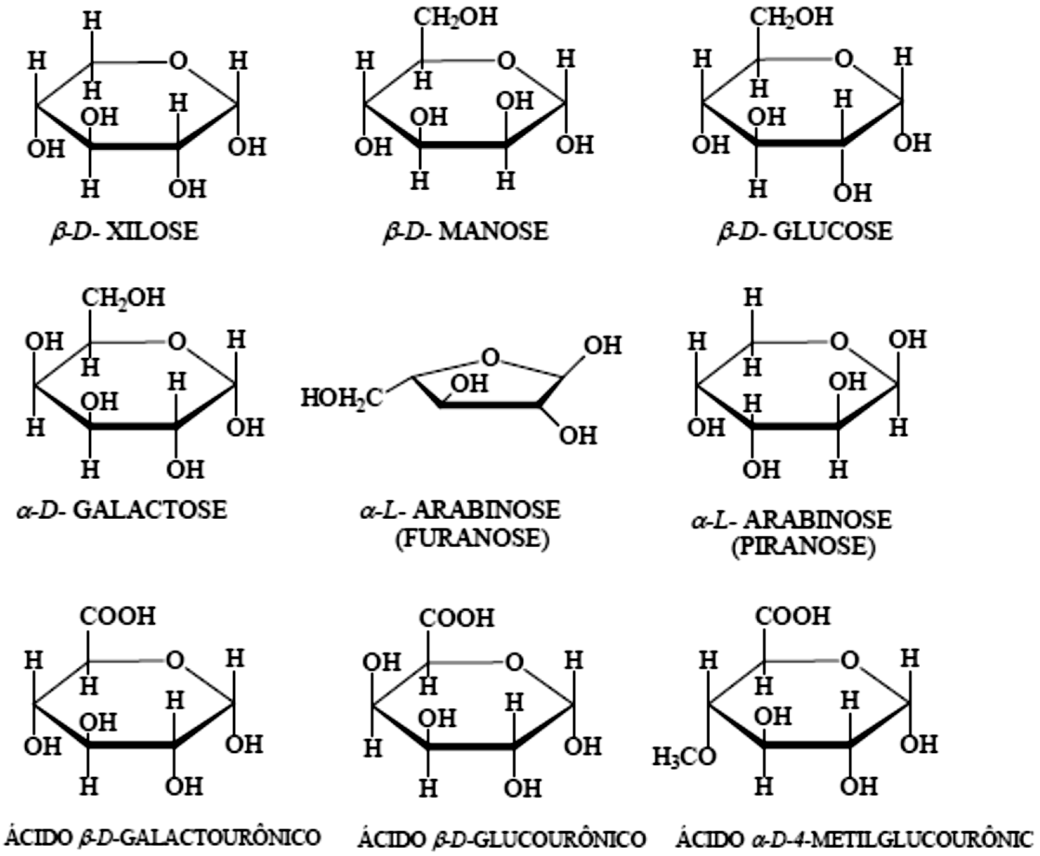

Figura 4 - Açúcares que compõem as hemiceluloses.

Fonte: Sjostrom (1981).

Ao contrário da cadeia de celulose, as hemiceluloses são substâncias amorfas. Dessa forma, a maioria dos agentes químicos consegue penetrar mais facilmente os compostos poliméricos da hemicelulose do que os componentes de celulose, que possui regiões cristalinas de difícil penetração.

3.1.3 **Lignina**

A lignina é um composto amorfo e ramificado existente nos vegetais lenhosos cuja função é dar rigidez à parede celular e atua como uma barreira resistente à degradação enzimática da parede da célula (D' ALMEIDA, 1988).

A lignina caracteriza-se como a substância orgânica natural mais abundante nos vegetais depois da celulose. É uma importante fonte de compostos aromáticos devido à sua composição química (baseada em unidades fenilpropânicas). Sua estrutura macromolecular se difere significantemente das características estruturais apresentadas para os componentes macromoleculares da celulose e hemicelulose (FERNANDES, 2005).

A estrutura da lignina apresenta forma tridimensional e é formada por unidades de ρ-propilifenol, com substituintes metoxila no anel aromático, unidas por ligações do tipo éter e que estabelecem ligações cruzadas entre si. Esta macromolécula é composta pela polimerização de três diferentes monômetros: álcool cumárico, álcool coniferílico e álcool sinapílico (Figura **5**) (LEMOS, 2001).

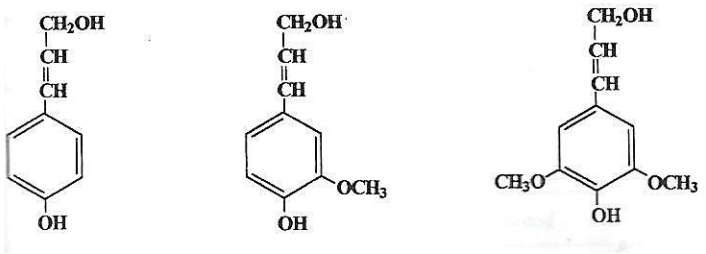

Figura 5 - Monômeros da lignina: álcool cumárico, álcool coniferílico e álcool sinapílico, respectivamente.

Fonte: Roberts (1996).

3.2 PROCESSO DE FABRICAÇÃO DOS FARDOS CELULÓSICOS

O objetivo principal deste trabalho consiste na análise do potencial risco de contaminação dos fardos celulósicos em áreas portuárias. Para tal, é importante o entendimento das etapas que envolvem o processo de fabricação dos mesmos.

Diversas são as etapas que antecedem a obtenção do fardo celulósico. De maneira geral, sua obtenção envolve a transformação da matéria-prima extraída da madeira (material lignocelulósico) e posterior beneficiamento desta matéria-prima em pasta celulósica. Esta, por sua vez, será convertida em fardos de celulose que serão destinados à fabricação dos diferentes tipos de papéis existentes.

A seguir, são abordadas as etapas que envolvem o processo de produção da pasta celulósica destinada à fabricação dos fardos celulósicos. Em linhas gerais, este macroprocesso está subdividido em duas principais etapas: o preparo da celulose e o refino da polpa celulósica.

3.2.1 **Preparo da celulose**

O processo de transformação da matéria-prima fibrosa em pasta de celulose constitui-se de 4subetapas iniciais. São elas: picagem da madeira, polpação, branqueamento e secagem, conforme ilustra a Figura **6** a seguir.

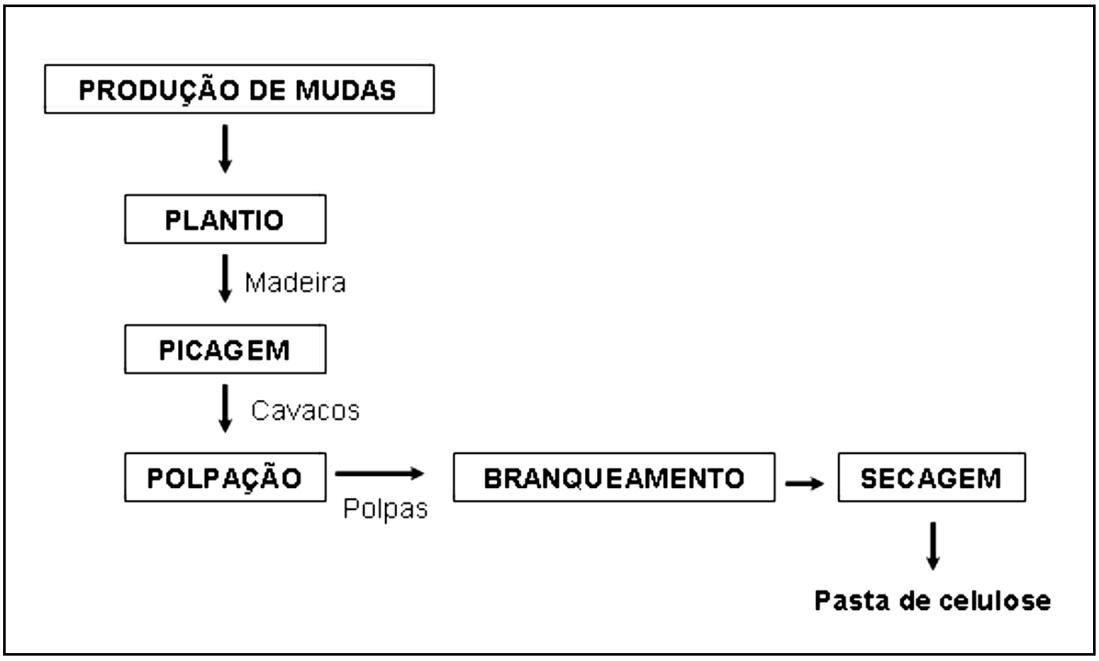

Figura 6 - Fluxograma de blocos da produção da pasta de celulose.

Fonte: Adaptado de Silva (2010).

a) Picagem

Nesta etapa, a madeira é inserida em um descascador de onde são extraídas as cascas. Posteriormente, as toras descascadas são encaminhadas para o picador, onde serão cortadas em pedaços chamados cavacos. Estes, por sua vez, são peneirados de forma que fiquem dentro de uma faixa de diâmetro estabelecida, retirando lascas e finos, e transportados por correias até os digestores, onde se inicia o processo de polpação (WASTOWSKI, 2009).

b) Polpação

A polpação é a etapa mais importante no processo de transformação dos materiais lignocelulósicos e tem como objetivo principal a separação das fibras celulósicas dos componentes não-celulósicos (lignina, hemicelulose e outros extrativos da madeira) (ARAUJO, 2004).

Segundo Wastowski (2009), a separação dessas fibras, unidas por forças coesivas intermoleculares, é feita mediante a aplicação de certa quantidade de energia, podendo ser química e/ou mecânica. Estes estão classificados em ordem crescente de consumo se energia e

redução de consumo de reagentes químicos (ANDRADE, 2006). Os vários processos utilizados para produção de polpas de celuloses estão citados a seguir.

- Processos químicos
  - Alcalinos
    - Soda
    - Kraft
    - Sulfito alcalino
    - Sulfito neutro
  - Ácidos
    - Sulfito neutro
- Processos de alto rendimento
    - Mecânico
    - Termomecânico
    - Químico-mecânico
    - Químico-termomecânico
- Processos de rendimento variável
    - Semi-químicos

A escolha do processo ao qual será adotado depende, entre outras questões, do grau de separação requerido para os substratos da madeira e do tipo de papel que se pretende fabricar. Dessa forma, as polpas celulósicas diferem muito uma das outras com relação as suas características. Em linhas gerais, estes processos transformam o material lignocelulósico mediante o rompimento da estrutura da parece celular da biomassa vegetal, removendo, solubilizando ou despolimerizando a lignina por meio da adição de reagentes químicos, pela ação de força mecânica ou a ação combinada dos dois últimos (WASTOWSKI, 2009).

No Brasil, o processo de polpação mais empregado é o processo Kraft (SAVASTANO Jr., 2000). Este método, também conhecido como método químico dos sulfatos, consiste no cozimento da matéria-prima em solução alcalina (composta normalmente com soluções de sulfeto e hidróxido de sódio) a temperaturas elevadas (aproximadamente 170 °C) (ZHU, 1993).

A avaliação da qualidade da polpa celulósica, independente do processo adotado, é realizada com base em alguns parâmetros, como: o número Kappa (número que expressa a quantidade

de lignina residual na polpa), a viscosidade (relaciona o grau de desagregação das cadeias poliméricas) e a drenabilidade (relacionada ao grau de refinação e a velocidade de deságüe da polpa) (MIMMS, 1993).

c) Branqueamento

A etapa de branqueamento consiste no melhoramento das propriedades óticas da pasta celulósica (brancura, alvura, opacidade e estabilidade da pasta). Nesta etapa, são removidos os derivados da lignina (material remanescente do processo de polpação) e adicionados produtos que modificam quimicamente as substâncias existentes na pasta, descolorando-a. Os compostos químicos utilizados nesta descoloração incluem o peróxido de hidrogênio, dióxido de cloro, oxigênio e soda cáustica contendo cloro, que resultarão no clareamento da polpa até o grau requerido pela indústria, que dependerá da finalidade que a pasta terá (ROSA, 2003).

d) Secagem

Após a etapa do branqueamento, o material celulósico tratado é encaminhado para a secagem, onde a água é retirada até que atinja o ponto de equilíbrio com a umidade relativa do ambiente (90% fibras e 10% de água), resultando assim, na pasta de celulose pronta para ser comercializada entre as empresas de produção de papel (LOPES, 1998).

3.2.2 Refino da celulose

Os materiais fibrosos que são destinados à fabricação de papel como, por exemplo, os papeis destinados à escrita e impressão, embalagens, etc., requerem níveis mínimos de resistência mecânica. Para o cumprimento desta exigência mínima, a pasta celulósica deve ser submetida a um tratamento que as modifique, permitindo uma melhor ligação entre as fibras na folha de papel, proporcionando uma resistência mínima necessária à estrutura do mesmo. Manfredi (1998) define esse tratamento como refino da celulose.

Busnardo (1990) classifica a etapa do refino como uma das mais importantes na fabricação do papel. Durante o processo de refinação ocorrem modificações importantes na estrutura da polpa, destacando-se o aumento de sua flexibilidade, a redução da sua dimensão e a fibrilação, estando esta última intimamente ligada ao aumento da resistência do papel (BIERMANN, 1993).

A ação mecânica dos equipamentos denominados refinadores promove o cisalhamento das fibras, ocasionando seu achatamento, desfibrilação e rompimento. Com isso, aumentam-se os pontos de contato e as áreas superficiais entre as fibras favorecendo a formação de ligações por coesão e, conseqüentemente, o processo de fibrilação (WASTOWSKI, 2009).

Segundo Milanez *et al*. (1982), o poder da alta absorção de água pela polpa refinada pode ser justificado pelo fato do refino "abrir" uma grande parte da estrutura interna das fibras, as quais absorvem rapidamente moléculas de água, devido à hidrofilicidade natural da celulose e hemicelulose.

3.3 CONTAMINAÇÃO DE FARDOS DE CELULOSE POR MPS EM ÁREAS PORTUÁRIAS

As cargas de fardos celulósicos movimentadas em áreas portuárias estão fortemente sujeitas à contaminação por fatores externos existentes no local. Dependendo do grau de contaminação do material celulósico este pode ser considerado impróprio à comercialização.

Em áreas portuárias, o principal agente externo de contaminação de fardos de celulose refere-se ao material particulado emitido pelas diversas fontes poluidoras inerentes às atividades operacionais dos sistemas portuários.

A contaminação dos fardos celulósicos por material particulado atmosférico depende de três fatores principais: 1) a granulometria da partícula; 2) a composição química da partícula; e 3) do grau de dissolução da partícula. Estes fatores podem conferir certo grau de contaminação à celulose e torná-la imprópria para a fabricação de papel. Este assunto será mais intimamente explicado na seção 3.4 deste trabalho.

Devido ao grande volume de fardos celulósicos transportados em áreas portuárias, faz-se necessário a estocagem deste material em silos ou armazéns de forma a dinamizar o processo

de carregamento nos navios atracados. A Figura **7** a seguir apresenta o carregamento de fardos celulósicos nos navios atracados.

Figura 7 – Exemplo do manuseio de fardos celulósicos em navios atracados em áreas portuárias.

A contaminação da celulose por particulado é resultado da interação física e química entre o MPS que se deposita na superfície das folhas ou fardões de celulose. Ao se depositarem, as partículas se aderem à camada superficial do material e, em alguns casos mais extremos de contaminação, podem alcançar às fibras de celulose, ocasionando efeitos negativos irreversíveis à qualidade do material. A contaminação da celulose por partículas sedimentáveis é, em geral, conhecida como sujidade da celulose ou *dirt in pulp*.

A sujidade do material celulósico caracteriza-se como parâmetro crítico na cadeia de produção de matéria-prima celulósica para a fabricação de papel e consiste no aparecimento de manchas (pintas pretas) nas folhas de celulose ou na capa dos fardões celulósicos (Figura 8).

Figura 8 – Sujidade nas folhas dos fardos celulósicos por material particulado sedimentável (poeira).

A contaminação da celulose por “poeira” pode acorrer desde as etapas iniciais de extração do material lignocelulósico da madeira até a produção final do papel sendo, portanto, uma conseqüência negativa inerente aos processos produtivos, devendo ser maximamente evitada.

A sujidade na celulose consiste em um dos parâmetros mais significativos na classificação do produto final. A detecção de contaminantes acima de especificações do fabricante em rotinas de ensaio pode resultar em uma celulose com padrões de qualidade inadequados para comercialização, independente da análise de outros parâmetros.

A Associação Brasileira Técnica de Celulose (ABTCP) em conjunto com o Comitê Brasileiro de Celulose e Papel atua no processo de normalização destes produtos através da norma 5350-1 e 5350-2. Estas normas abordam a estimativa de sujidade em pastas celulósicas por meio da inspeção por luz transmitida de folhas preparadas em laboratório.

O teor de sujidade também pode ser medido através da soma das áreas de pintas pretas e palitos em mm^2 em relação à área da folha de celulose analisada (frente e verso) em m^2. Em outras palavras, o teor de sujidade é dado por um valor em mm^2/m^2 que classificará o material celulósico próprio ou impróprio para a fabricação de papel desejado.

Fardos celulósicos destinados a fabricação de papel não revestido, por exemplo, possui limite de teor de sujidade de 4 mm^2/m^2, ou seja, acima deste valor os fardos de celulose destinados a esta produção de papel específica serão considerados impróprios.

A metodologia que descreve o cálculo do teor de sujidade na celulose é padronizada pela ISO 5350 (parte 1 e 2) e TAPPI (T 213).

3.4 MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO E SEUS PROCESSOS DE SEDIMENTAÇÃO

Segundo Seinfeld e Pandis (2006) o material particulado é constituído por partículas sólidas ou líquidas em suspensão emitidas diretamente como partículas primárias ou formadas na atmosfera por processos de conversão gás-partícula, chamadas de partículas secundárias.

Os aerossóis podem variar de acordo com o tamanho do diâmetro aerodinâmico (D_a) das partículas, mecanismos de formação, origem, composição química, comportamento atmosférico e métodos de medição (EPA, 2012). Neste contexto, o material particulado pode apresentar tamanhos variados, com propriedades físico-químicas diferenciadas e diferentes graus de toxicidade (LIMA, 2006).

Segundo a EPA (1999), as partículas totais em suspensão (PTS) possuem tamanho aerodinâmico que varia de partículas de 0,01 µm até partículas maiores que 100 µm. Diante desta variada faixa granulométrica, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – EPA definiu PTS como partículas menores que 100 µm, enquanto que o Material Particulado Sedimentável (MPS) foi definido como as partículas com diâmetro aerodinâmico maior que 100 µm.

Em linhas gerais, Jacobson (2002), relata que suas fontes de emissão de podem ser de origem natural ou antropogênica. Os processos naturais de emissão incluem erupções vulcânicas, ressuspensão de poeira no solo, brisa marinha (originalmente conhecida como *sea-spray upflit*), queima da biomassa natural e liberação de material biológico. As principais fontes antropogênicas referem-se às emissões fugitivas de poeira (poeira proveniente da pavimentação de estradas e de veículos), construção e demolição de edifícios, queima de combustíveis fósseis, emissões industriais e queima antropogênica da biomassa.

Grande parte dos trabalhos científicos sobre a presença de material particulado na atmosfera está relacionada a partículas inaláveis - PI (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 (MPS) podem causar consideráveis incômodos à população e ao meio ambiente em geral devido a sua deposição sobre a superfície de materiais (ALVES, 2011).

De acordo com Santos e Reis (2011) a deposição contínua do particulado grosseiro sobre as superfícies dos materiais provoca sensações de incômodo e gera tensões psicológicas nos indivíduos, impossibilitando o gozo pleno da propriedade e sensação de bem-estar da população.

Ainda conforme Santos e Reis (2011), as partículas de aerossóis, ao se depositarem sobre a vegetação, provocam a modificação das propriedades óticas das folhas e conseqüente diminuição da atividade fotossintética das plantas.

Quando depositadas sobre edificações e monumentos, provocam efeitos visíveis de descoloração, erosão, corrosão e decomposição destes materiais (MAGALHÃES, 2005).

Dessa forma, é possível inferir que, os fardões de celulose que serão movimentados no Porto de Itaqui estarão susceptíveis ao material particulado sedimentável emitidos pelas fontes poluidoras existentes na região, podendo se acumular e contaminar o material celulósico, que em níveis elevados, podem torná-lo impróprio a produção de papel.

3.4.1 **Distribuição do tamanho das partículas atmosféricas**

A variabilidade granulométrica das partículas atmosféricas possui inúmeras ordens de grandeza e seu diâmetro aerodinâmico pode variar de algumas dezenas de angstroms até várias centenas de micrômetros.

Seinfeld e Pandis (2006) relatam que, de modo geral, as partículas menores que 2,5 µm de diâmetro são classificadas como “finas” e incluem a moda nucleação, os núcleos de *Aitken* e a moda acumulação e aquelas partículas com diâmetro superior a 2,5 µm classificam-se como “grossas” e pertencem a moda grossa.

Idealizado por Whibty e Cantrell em 1972 a Figura **9** apresenta um esquema dos mecanismos de formação destas partículas e as separa em modas, conforme o tamanho do seu diâmetro.

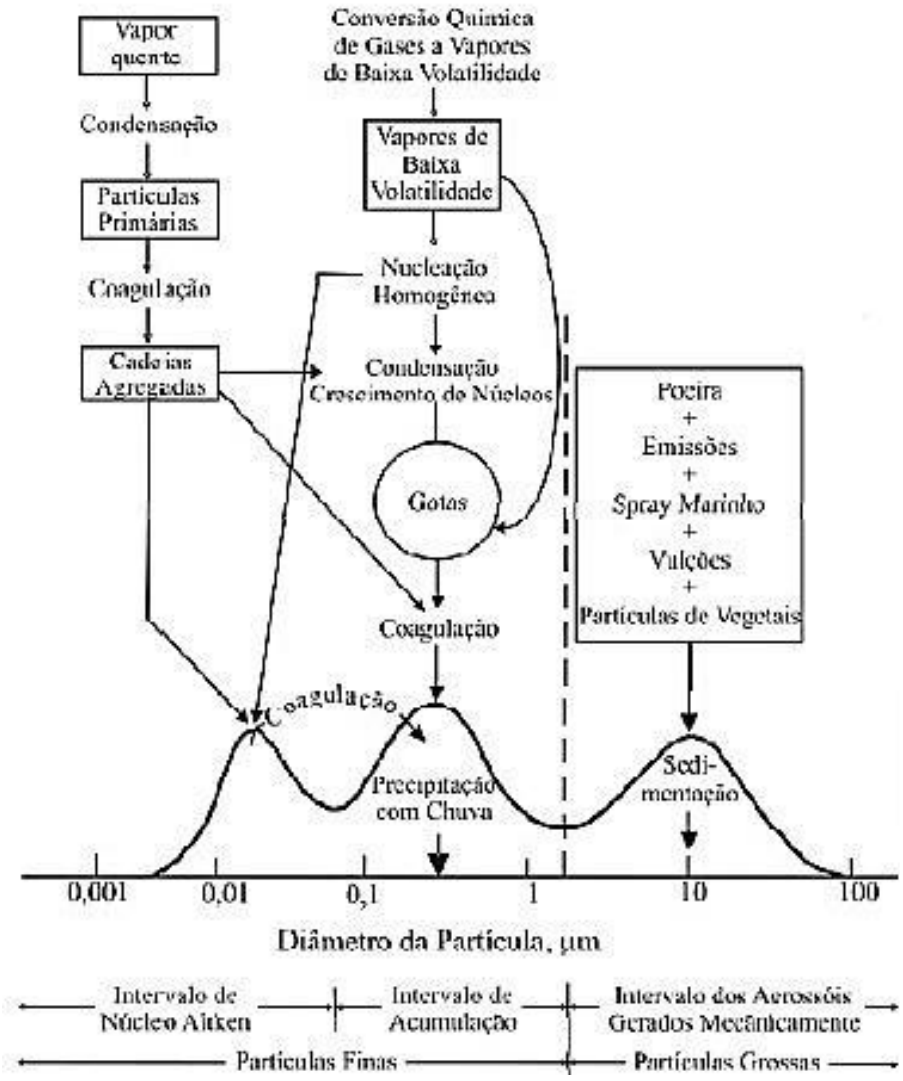

Figura 9 - Esquema da distribuição de tamanho do aerossol atmosférico. São indicados as principais faixas, as fontes e os mecanismos de formação e remoção das partículas.
Fonte: Adaptada de Seinfeld e Pandis (2006).

A moda de nucleação ou *nuclei* compreende as partículas com diâmetros inferiores a 10 nm e correspondem às partículas ultrafinas. Segundo Jacobson (2002), estas partículas são geradas por processos de condensação de alguns vapores quentes ou durante os processos de conversão gás-partícula presentes na atmosfera.

A moda dos núcleos de Aitken compõe-se das partículas com diâmetro entre 10 nm até 100 nm (0,1 µm) e tem seu início na atmosfera como partículas primárias que, posteriormente, terão material secundário aderido sobre elas conforme seu transporte na atmosfera (SEINFELD e PANDIS, 2006).

As partículas da moda de nucleação e dos núcleos de *Aitken* são preponderantes em número, mas em virtude do seu pequeno diâmetro elas representam uma pequena porcentagem da massa total de partículas na atmosfera. Ainda conforme Seinfeld e Pandis (2006), o principal processo de remoção destas partículas ocorre por coagulação com partículas maiores.

A moda de acumulação abrange as partículas com diâmetro de 0,1 a 2,5 µm e representam uma substancial parte do aerossol em massa na atmosfera. São formadas a partir de mecanismos de coagulação entre as partículas da moda nucleação e dos núcleos de *Aitken* ou por condensação de vapores em partículas pré-existentes. Conforme ilustrado na Figura **9**, as partículas da moda nucleação, dos núcleos de *Aitken* e acumulação correspondem ao grupo das partículas finas (diâmetro até 2,5 µm). A denominação acumulação pode ser explicada devido aos mecanismos de remoção de partículas serem menos eficientes neste regime, favorecendo a acumulação das mesmas (SEINFELD e PANDIS, 2006).

Jacobson (2002) destaca que as partículas da moda acumulação são importantes por duas razões: (i) conseguem alcançar profundamente o sistema respiratório e sua composição química determinará que tipo de dano pode ser causado e (ii) o diâmetro destas partículas está próximo ao comprimento de luz visível, tendo como resultado a alteração da visibilidade.

Por fim, os autores citados anteriormente apresentam a moda grossa, que compreende as partículas com diâmetro maiores que 2,5 µm. Originadas de processos mecânicos e partículas naturais de poeira, estas possuem grande velocidade de sedimentação ficando retidas por um tempo curto na atmosfera.

Em estudo realizado por Conti *et al*. (2009) foi identificado diversas frações granulométricas de partículas atmosféricas, que variaram de 5 a 100 µm em sua maioria, sendo detectada também a presença de partículas menores que 5 µm.

Santos e Reis (2011) relatam que o tempo de permanência de material particulado na atmosférica depende do tamanho da partícula. Os autores afirmam que o MP pode ficar em

suspensão na atmosfera por longos períodos e se depositar em diferentes distâncias da fonte emissora. Afirmam também que quanto maior o diâmetro das partículas mais próximo à fonte ocorrerá a sedimentação.

Sendo assim, é possível inferir que o material particulado emitido pelas fontes poluidoras localizadas no Porto de Itaqui e regiões de entorno possui diversas faixas granulométricas que, dependendo do seu tamanho (> 100 µm), podem se depositar na superfície de toda área que abrange a região portuária em questão. Dessa forma, a poeira sedimentável no Porto de Itaqui, caracteriza-se como fator externo de contaminação de fardos celulósicos que, ao se depositarem na folha celulósica, serão adsorvidas pela superfície da mesma, provocando a sujidade no material.

3.4.2 **Composição química do MP**

A grande diversidade química do material particulado é devida a variabilidade de partículas finas, as quais possuem grande capacidade de absorção, e seus mecanismos de associação com outros poluentes secundários (GODISH, 1997 *apud* MAIOLI, 2011).

Para a caracterização da composição química de qualquer particulado, deve-se primeiramente obter informações quanto a sua origem e seu histórico atmosférico (GODISH, 1991 *apud* ALMEIDA, 1999).

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), a moda grossa é, de modo geral, constituída por partículas primárias, originadas de processos mecânicos (ressuspensão de poeira de solo por ventos, erosão, sal marinho, cinzas de combustão e emissões biogênicas naturais). Estas partículas são compostas de sódio, cloro, silício, magnésio, alumínio, ferro e metais traço, além de partículas orgânicas (polém, esporos ou fragmentos de plantas), frações carbonáceas (carbono elementar e carbono orgânico), elementos da crosta e água.

Ainda conforme Seinfeld e Pandis (2006), a moda das partículas finas incluem as partículas de sulfato, amônia, carbono elemental e orgânico e certos metais de transição. Estas são originadas preferencialmente dos processos de queima de combustíveis fósseis e emissões industriais e veiculares.

O nitrato pode ser encontrado tanto na moda fina como na moda grossa, sendo que na moda fina geralmente é o resultado da reação de ácido nítrico/amônia para a formação de nitrato de amônio e na moda grossa é o produto de reações partícula grossa/ácido nítrico (SEINFELD e PANDIS, 2006).

A Figura 10 apresenta uma distribuição típica do tamanho/composição do aerossol urbano para a cidade de Claremont, Califórnia.

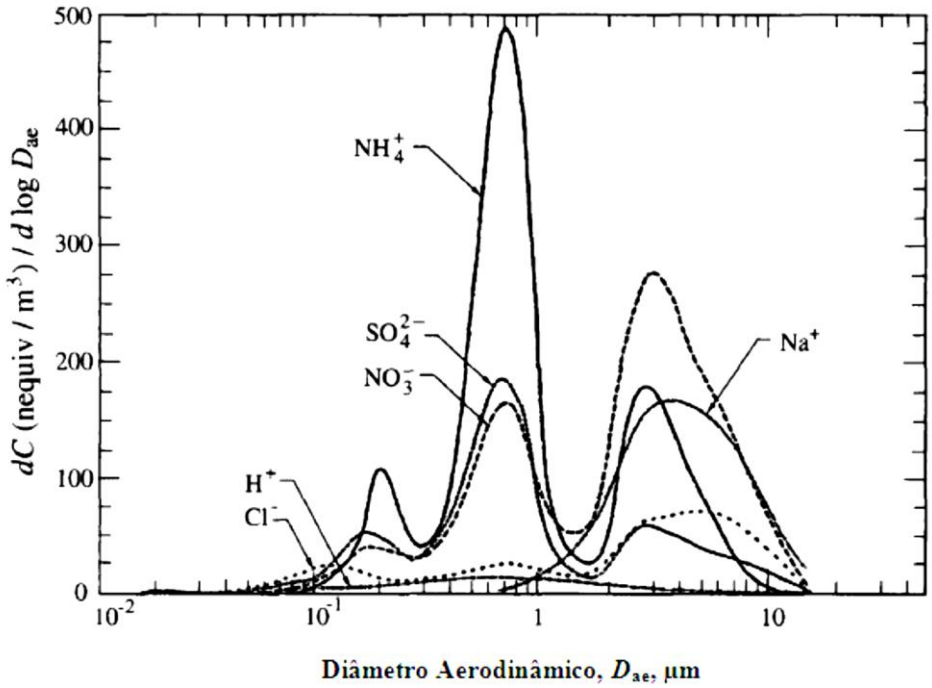

Figura 10 – Distribuição da composição química dos aerossóis para os íons sulfato, nitrato, cloreto, sódio e hidrogênio em Claremont, CA.

Fonte: Seinfeld e Pandis (2006).

No município de Vitória - ES, Conti *et al.*, (2009) realizou um estudo sobre a caracterização química e morfológica da poeira sedimentada por deposição seca. As amostras foram analisadas através de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia de Fluorescência por Raios X para obter a caracterização morfológica e química. A Figura **11** apresenta a caracterização química de seis partículas obtida através da Espectroscopia de Fluorescência por Raios X. A composição química das partículas sedimentadas pôde ser relacionada com as principais fontes industriais e naturais da região, como minério de ferro, solo, carvão e aerossol

marinho. A análise permitiu caracterizar as partículas 1 e 5 como carvão, as partículas 2, 4 e 6 como minério de ferro e a partícula 3 como solo. Além disso, foi possível notar diferenças morfológicas entre as partículas de acordo com a tipologia da fonte emissora.

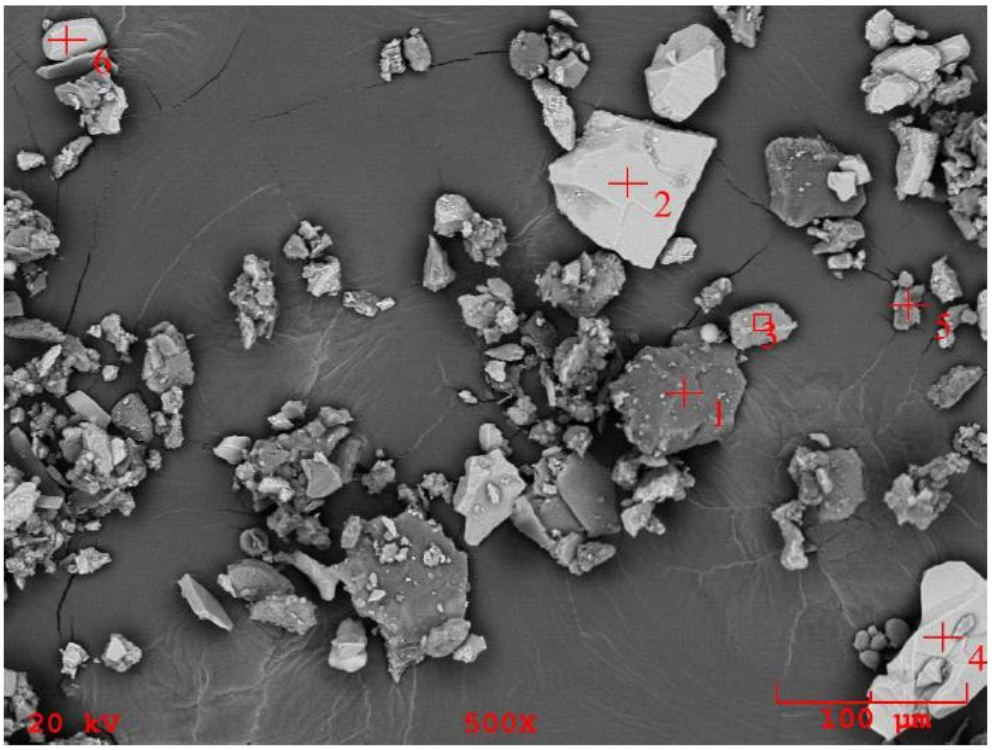

Figura 11 – Amostra de partículas sedimentadas e caracterização química de 06 (seis) partículas.
Fonte: Conti *et al*., 2009.

Ainda na Região Metropolitana da Grande Vitória - RGV – Santos e Reis (2011) realizaram um estudo de quantificação e caracterização química das partículas sedimentadas para identificação das fontes responsáveis. Foram instalados 11(onze) pontos de coleta de material sedimentado em locais específicos da RGV. Os coletores de poeira foram confeccionados e instalados de acordo com a norma ASTM D1739-98 (2004) e os materiais coletados foram analisados através dos métodos PIXE (*Particle Induced X Ray Emission*) e TOT (*Thermo Optical Transmittance*). As amostras de poeira sedimentada foram referentes ao período de abril a setembro de 2009. Os resultados das análises laboratoriais revelaram que o elemento ferro (Fe) esteve presente em todos os pontos de coleta, apresentando elevada fração mássica com relação aos demais elementos verificados. O mesmo foi observado para o elemento silício (Si), exceto em um único ponto de coleta, onde o Fe apresentou-se cerca de 7 (sete) vezes maior

que o Si. Os elementos alumínio (Al), carbono orgânico (OC) e carbono elementar (EC) também obtiveram significativa contribuição à massa total da amostra. Os demais elementos, representaram no total, cerca de 11% e 18% da massa total encontrada e abrangem os elementos Na, Cl, Mg, S, K, e Ti.

A Figura 12 apresenta os resultados referentes à variabilidade dos elementos químicos encontrados nas partículas sedimentadas da RGV para o período de abril a setembro de 2009.

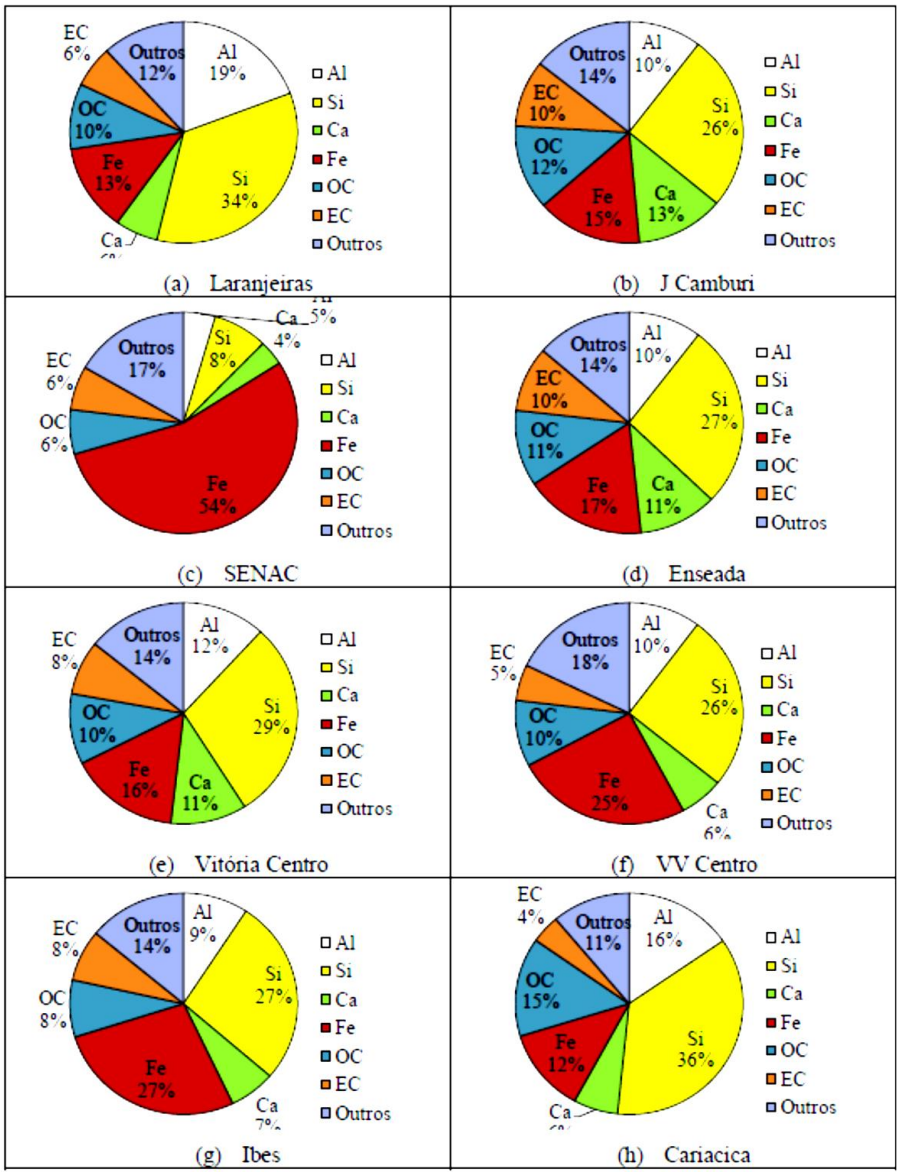

Figura 12 - Fração mássica de cada elemento químico por ponto de monitoramento de partícula sedimentada (média anual) na RGV entre abril e setembro de 2009.

Fonte: Santos e Reis (2011).

Ainda conforme o estudo de Santos e Reis (2011), foram realizadas medições através do método ASTM D1739-98 (2004) em 2 (duas) estações de monitoramento afim de quantificar a fração solúvel da poeira sedimentada. Os resultados concluíram que para a Estação de Jardim Camburi, 22% do material particulado coletado era solúvel, contra 78% de material particulado insolúvel. O resultado referente à Estação da Enseada mostrou que 13% do material particulado coletado apresentaram-se solúvel, contra 87% de material particulado insolúvel.

Neste contexto, pode-se inferir que, além da fração solúvel do material particulado sedimentável (MPS), este também possui grande variabilidade de elementos químicos em sua composição, incluindo os metais pesados que, a depender da tipologia da fonte, podem apresentar-se com elevados níveis entre as partículas sedimentadas.

Dessa forma, considerando a composição química e a fração solúvel que as partículas sedimentáveis podem apresentar, pode-se afirmar que sua deposição sobre a superfície dos fardões pode ocasionar a contaminação do material celulósico devido a diluição da fração solúvel do MPS na umidade retida nas fibras da celulose e na adsorção de metais pesados na mesma. Este tipo de contaminação torna-se relevante para este trabalho, tendo em vista que os fardões de celulose também são utilizados para fabricação de papéis de utilização humana (guardanapos, papel toalha, etc.), representando risco ao usuário.

Especificamente na região portuária de Itaqui e regiões do entorno, as fontes de material particulado são das mais variadas tipologias. Dentre elas, destaca-se a movimentação de granéis sólidos nos berços de atracagem dos navios, os quais incluem ferro gusa, minério, farelo de arroz, fertilizantes, entre outros. Outra fonte importante de material particulado na região consiste no pátio de minério de ferro da C.V.R.D., que recebem influência dos ventos provenientes de Leste-Nordeste (ENE) e Nordeste (NE) e carreiam o MP até a área portuária de Itaqui, onde ocorrerá o transporte e manuseio dos fardões de celulose.

Tendo em vista a tipologia de fontes de MP apresentadas acima, estima-se que a composição química do particulado sedimentável desta região possua grande variabilidade, incluindo os metais pesados que, como citado anteriormente, representa risco de contaminação entre os usuários de papel toalha, guardanapos, entre outros.

3.4.3 **Processo de deposição das Partículas**

A *American Society for Testing and Materials* (ASTM, 1998) define o Material Particulado Sedimentável como:

> […] qualquer material composto por partículas suficientemente pequenas para passar por uma peneira de 1 mm e grandes o suficiente para sedimentarem, em virtude do seu peso, em um recipiente exposto ao ar ambiente (ASTM D1739, 1998, tradução livre).

No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1991) define a poeira sedimentável 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)

Existem dois mecanismos principais de remoção de partículas da atmosfera: deposição seca e úmida (TASDEMIR e ESEN, 2007). Estes processos de deposição serão discutidos mais intimamente nas subseções a seguir.

3.4.3.1 ***Deposição úmida***

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

- Dissolução de gases atmosféricos em gotículas presentes no ar como, por exemplo, gotículas de nuvem, chuva ou nevoeiro;
- Remoção de partículas atmosféricas quando elas servem como núcleo para a condensação do vapor d’água para formar uma gotícula de nuvem ou nevoeiro, sendo subsequentemente incorporadas na gotícula; e

- Remoção de partículas atmosféricas quando a partícula colide com uma gotícula, tanto dento como abaixo das nuvens.

Alves (2011) destaca outros processos de deposição úmida para as partículas atmosféricas. São eles:

- Remoção por precipitação: remoção de espécies químicas pela nuvem de chuva;
- Intercepção da nuvem: impacto das gotículas de nuvem que geralmente ocorrem em topos de altas montanhas;
- Deposição por neblina: remoção do material pela sedimentação das gotículas de nevoeiro; e
- Deposição por neve: remove o material em suspensão durante as tempestades de neve.

Alves (2011) ainda destaca que todos estes processos onde se verifica a remoção úmida são reversíveis. Como exemplo cita a chuva, que deve remover partículas abaixo das nuvens, mas as gotas de chuva, ao se evaporarem, produzem novos aerossóis.

3.4.3.2 *Deposição seca*

De acordo com os autores Tasdemir e Esen (2007), o mecanismo de deposição seca refere-se tanto à transferência de gases como a de partículas para a superfície, incluindo solo, água e vegetação, na ausência de precipitação.

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, dependendo também de condições meteorológicas (temperatura, velocidade do vento, estabilidade atmosférica) e características da superfície (ocupação do solo, relevo, vegetação, rugosidade) (VARDAR, 2002).

Alves (2011) relata alguns dos principais fatores que governam a deposição seca de espécies gasosas ou de partículas. São eles:

- 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.

Contudo, Zhang *et al*., (2001) afirma que o completo entendimento desses efeitos ainda não foi sanado, devido às complexas interações entre a deposição e o tamanho da partícula, densidade, terreno, vegetação, condições meteorológicas e espécies químicas.

3.5 QUANTIFICAÇÃO DAS PARTÍCULAS SEDIMENTÁVEIS

Alves (2011) afirma que muitos estudos têm sido desenvolvidos a fim de encontrar a melhor maneira para quantificar a deposição de partículas. Entretanto, o que se observa é que cada região adota um método diferente para esta quantificação, inexistindo ainda um único padrão no mundo de quantificação de partículas sedimentáveis.

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), existem duas abordagens para quantificar a deposição de poeira atmosférica: os cálculos teóricos e as medições experimentais que podem ser denominadas de técnicas indiretas e diretas, respectivamente.

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

Devido a impossibilidade de se implantar coletores que capturam partículas ou superfícies substitutas na região de estudo, interessa a esta pesquisa a quantificação de partículas através do cálculo teórico ou também chamado de método indireto.

Goossens (2005) afirma que, neste método o fluxo de sedimentação é derivado de medidas de quantidades secundárias, tais como as médias das concentrações das partículas atmosféricas, e a relação delas com o fluxo.

3.5.1 **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 é dada por:

$$\mathbf{W^{i}_{gás/chuva} = \Lambda_{ig} C_{i.gás}}$$ Equação 1

Ou

$$\mathbf{W^{i}_{partícula/chuva} = \Lambda_{ip}}$$ Equação 2

Onde $W^{i}_{gás/chuva}$ e $W^{i}_{partícula/chuva}$ (µg/m³ s) representam 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 média da fase de chuva, respectivamente. As variáveis 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. As variáveis $C_{i.gás}$ e $C_{i.partícula}$ (µg/m³) são as concentrações da espécie i na média das fases de gás e partícula (CHAMBERLAIN, 1953 *apud* SEINFELD e PANDIS, 2006).

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} (Fluxo de deposição úmida), dada por:

$$F_{du}(t) = \int_0^h \Lambda(z,t)C(z,t)dz$$ Equação 3

Onde h é a altura base da nuvem e Λ é o coeficiente de remoção ou *washout coefficient* (s^{-1}).

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

$$\mathbf{F_{du}(t) = C(t)\int_0^h \Lambda(z,t)dz = \bar{\Lambda} h C(t)}$$ Equação 4

A remoção deve também ser considerada como um processo de decaimento exponencial, dado por:

$$\mathbf{C(t) = C_o e^{-\Lambda t}}$$ Equação 5

Onde $C(t)$ é a concentração em µg/m³ no tempo t em segundos e C_o é a concentração no tempo zero. A Figura **13** apresenta o coeficiente de remoção Λ em função do tamanho da partícula e da taxa de precipitação de chuva.

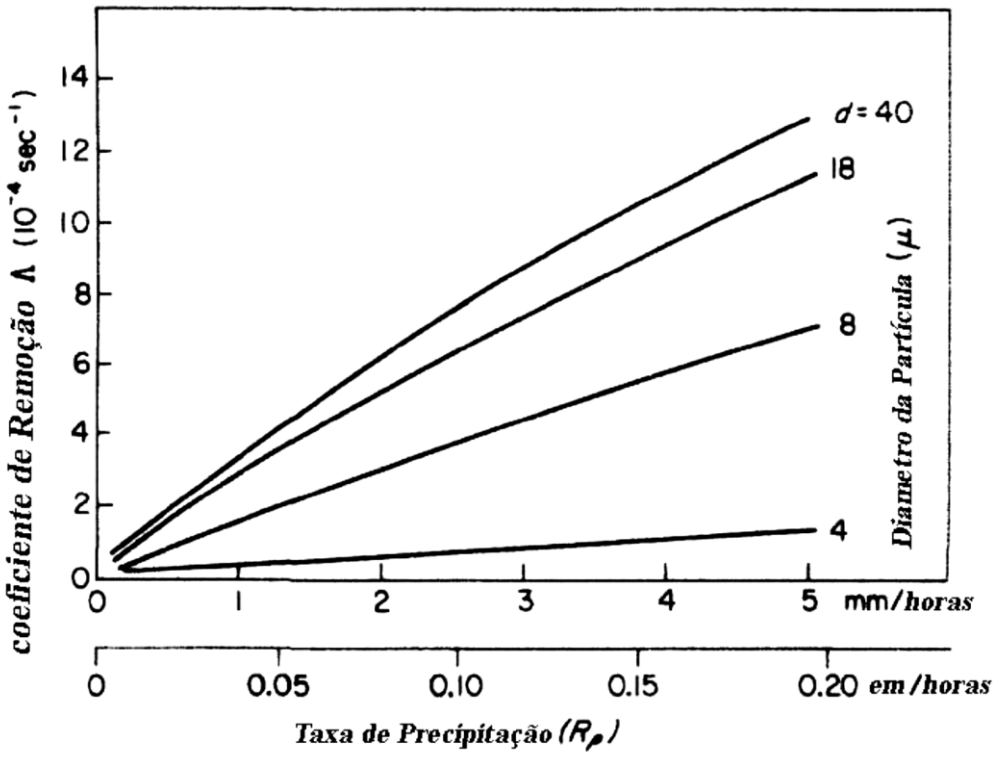

Figura 13 - Valores típicos do coeficiente de remoção em função das taxas de chuva e do tamanho da partícula. Fonte: Engelmann (*apud* BOUBEL *et al*., 1994).

3.5.2 **Quantificação da deposição seca**

A quantificação de partículas por deposição seca pode ser determinada através de métodos teóricos como: Método do Gradiente ou Método Dedutível (Inferencial) (ALVES, 2011).

Para o momento, interessa apenas o Método Dedutível ou Inferencial, o qual foi utilizado como base metodológica para que se alcançassem os objetivos desta pesquisa.

3.5.2.1 ***Método Inferencial***

Desenvolvido por Chamberlain (1960), o Método Inferencial, segundo Goossens (2005), baseia-se na determinação ou inferência direta da velocidade de deposição V_d, como demonstra a equação a seguir:

$$\mathbf{F_{ds} = V_d C}$$ Equação 6

Onde F_{du} representa o fluxo de deposição seca, C é a concentração de partículas atmosféricas e V_dé a velocidade de deposição da mesma.

O fluxo de deposição seca também pode ser reescrito como:

$$\mathbf{F_{ds} = \sum F_{ds} = \sum C_I V_d\ (d_{pa}, I)}$$ Equação 7

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 de MPS.

Dessa forma, como mostrado na Equação 7, o cálculo do F_{ds} envolve a determinação da concentração de MPS, que será abordado na seção 3.6 mais adiante, e na determinação da velocidade de deposição V_d, que será abordado nesta seção.

Existe um grande número de modelos empíricos desenvolvidos para a determinação de V_d. 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 mecanismos de deposição simulados (SLINN e SLINN, 1980; PETERS e EIDEN, 1992; WU *et al*., 1992).

Algumas razões que justificam a discrepância entre o fluxo de deposição seca pelo método experimental consistem no fato de que a velocidade de deposição é uma função do tamanho da partícula. A sedimentação gravitacional tem um efeito significante na deposição de partículas grossas, enquanto que o movimento Browniano domina a deposição de muitas partículas finas (0,1 μm) (SEINFELD e PANDIS, 1998).

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 casa intervalo, dando uma melhor estimativa da deposição a seco (VARDAR, ODABASI e HOTSEN, 2002).

A velocidade de deposição é comumente o resultado da soma de três importantes velocidades, como mostra a equação abaixo:

$$\mathbf{V_d = V_{st} + V_{di} + V_{dd}}$$ Equação 8

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 velocidade de deposição difusa Browniana da partícula.

Alves (2011) verificou três métodos empíricos distintos para o cálculo da velocidade de deposição de partículas a fim de observar quais destas formulações empíricas resultariam em um fluxo de deposição seca mais aproximado do valor de fluxo de deposição experimental para a Região Metropolitana da Grande Vitória (RGV). Como resultado, Alves (2011) constatou que calculando-se V_{st}, V_{di} e V_{dd} através das formulações empíricas desenvolvidas por Hinds (*apud* RUZER e HALEY, 2005), Noll *et al*., (2001) e Cleaver e Yates (1975), respectivamente, o fluxo de deposição seco teórico respondeu em quase 70% os dados de fluxo de deposição experimental medidos na RGV.

Desta forma, este trabalho utilizará em as equações empíricas formuladas por Hinds (*apud* RUZER e HALEY, 2005), Noll *et al*., (2001) e Cleaver e Yates (1975) para o cálculo de V_{st}, V_{di} e V_{dd}, respectivamente.

Hinds (*apud* RUZER e HALEY, 2005) define a velocidade de Stokes ou velocidade terminal como sendo:

$$\mathbf{V_{st} = \frac{\rho_o d_p^2 g C_f}{18\eta}}$$ Equação 9

Onde V_{st}é a velocidade de Stokes em m/s, ρ_o é a densidade padrão em kg/m³, d_p é o diâmetro da partícula em m, g é a gravidade da terra em m/s², C_f é o coeficiente de Cunninhgam's (adimensional); e η é a viscosidade absoluta do ar em kg/m s².

O coeficiente de Cunninhgam, também segundo Handis (*apud* RUZER e HALEY, 2005), é defino como:

$$\mathbf{C_f = 1 + \frac{\lambda}{d_p}\left[2,34 + 1,05EXP\left(\frac{-0,39d_p}{\lambda}\right)\right]}$$ Equação 10

Onde λ é o percurso livre médio em m e d_p é o diâmetro da partícula em m.

Muyshondt *et al*., (1996), desenvolveu estudos em tubos verticais para analisar o comportamento da partícula, visto que este é muito semelhante ao que ocorre na atmosfera.

Em sua pesquisa, Muyshondt *et al*., (1996) usou dados de deposição de tubo vertical e demonstrou que a velocidade de deposição adimensional inercial (V_{di}^{+}) é uma função do tempo de relaxamento adimensional τ^{+} e do número de Reynolds.

A formulação empírica para V_{di}^{+} resultou em uma curva sigmóide, em que os coeficientes desta curva foram obtidos através da técnica do mínimo quadrado.

De forma análoga, Noll *et al*., (2001) usou os conhecimentos desenvolvidos por Muyshondt *et al*., (1996) e ajustou seus dados atmosféricos específicos também pela técnica dos mínimos quadrados para obter seus próprios coeficientes. A equação sigmóide obtida por Noll *et al*., (2001) está apresentada abaixo:

$$V_{di}^{+} = a_1 e^{-0,5\left(\frac{R_e - a_2}{a_3}\right)^2} + a_4 e^{-0,5\left(\frac{ln\tau^{+} - lna_5}{a_6}\right)^2} \qquad \text{Equação 11}$$

Onde R_e é o número de Reynolds (adimensional), a_1, a_2, a_3, a_4, a_5 e a_6 são os coeficientes (adimensionais) e τ^{+} é o tempo de relaxamento (adimensional).

O número de Reynolds é dado por:

$$\mathbf{R_e} = \frac{\boldsymbol{\rho_{ar} V_{st} d_p}}{\boldsymbol{\eta}} \qquad \text{Equação 12}$$

Onde ρ_{ar} é a densidade padrão em kg/m³, V_{st} é a velocidade de Stokes em m/s, d_p é o diâmetro da partícula em m e η é a viscosidade absoluta do ar em kg/m s².

O tempo de relaxamento adimensional dado por τ^{+}é definido como sendo:

$$\tau^{+} = \frac{\tau U^{*2}}{v} \qquad \text{Equação 13}$$

Onde τ é o tempo de relaxamento, U^{*} é a velocidade de fricção em m/s e v é a viscosidade cinemática do ar em m²/s.

A velocidade U* (velocidade de fricção) é dada pela equação:

$$U^* = K_k \left[\frac{U}{\ln\left(\frac{z}{z_o}\right)} \right]$$ Equação 14

Onde K_k é a constante de Von Kármán's (adimensional), z é a altura acima do solo em m, z_o é a rugosidade da superfície em m e U é a velocidade do vento em m/s.

A variável τ representa o tempo de relaxamento definido segundo a equação:

$$\boldsymbol{\tau = \frac{C_f \rho_o {d_p}^2}{18\eta}}$$ Equação 15

Onde C_f é o coeficiente de Cunninhgam's (adimensional), ρ_o é a densidade padrão do ar em kg/m³, d_p é o diâmetro da partícula em m, e η é a viscosidade absoluta do ar em kg/m s².

Os coeficientes a_1, a_2, a_3, a_4, a_5 e a_6 estão apresentados na Tabela **2**, a seguir:

Tabela 2 – Coeficientes.

a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
0,024175	40300	3833,25	1,4911	18	1,7

Fonte: Adaptado de Noll, Jackson e Oskouie (2001).

Para o cálculo da velocidade de deposição difusa Browniana V_{dd}, Noll, Jackson e Oskouie (2001) utilizaram a equação desenvolvida por Cleaver e Yates (1975). Esles analisaram a difusão das partículas menores em uma superfície lisa e encontraram que a velocidade de deposição Browniana adimensional é dada por:

$$\mathbf{V_{dd}^{+} = 0,084 \left(\frac{v}{D}\right)^{-0,667}}$$ Equação 16

Onde v é a viscosidade cinemática do ar em m²/s e D é o coeficiente de difusividade (adimensional).

O coeficiente de difusividade D dado pela equação (SEINFELD e PANDIS, 2006):

$$\mathbf{D} = \frac{\mathbf{K_b T C_f}}{\mathbf{3\pi\eta d_p}}$$ Equação 17

Onde K_b é a constante de Boltzmann em J/K, T é a temperatura em K, C_f é o coeficiente de Cunninhgam's (adimensional), d_p é o diâmetro da partícula em m e η é a viscosidade absoluta do ar em kg/m s².

Dessa forma, tem-se que a velocidade de deposição seca aplicada a esta pesquisa é definida como:

$$\mathbf{V_d} = \frac{\rho_o d_p^2 g C_f}{18\eta} + a_1 e^{-0,5\left(\frac{R_e - a_2}{a_3}\right)^2} + a_4 e^{-0,5\left(\frac{\ln\tau^+ - \ln a_5}{a_6}\right)^2} + 0,084\left(\frac{v}{D}\right)^{-0,667}$$ Equação 18

3.6 MODELO DE CAIXA (*BOX MODEL*)

Para determinação da concentração de partículas atmosféricas da região estudada, foi aplicada a metodologia do modelo de caixa euleriano, descrito a seguir.

Seinfeld e Pandis (2006) abordam os modelos de caixa (*box model*)como um método para determinação de concentração de poluentes na atmosfera através de equações governantes de balanço de massa dentro de uma região delimitada (caixa) na atmosfera. Esta concentração pode ser determinada pelo modelo de caixa euleriano (*The Eulerian Box Model*) ou pelo modelo de caixa langrangeano (*The Langrangean Box Model*).

A principal diferença entre os 02 (dois) modelos é com relação a região na atmosfera onde pretende-se conhecer a concentração de poluentes. O modelo euleriano considerada esta região como sendo fixa no espaço, enquanto o modelo lagrangeano considera a região do espaço móvel.

A este trabalho interessa o modelo de caixa euleriano. Este modelo baseia-se na conservação do balanço de massa de espécies dentro de uma caixa fixa de volume $\Delta x \Delta y H$ (Figura **14**). Assume-se também que a altura $H(t)$ da "caixa" é igual à altura da camada de mistura da atmosfera e que esta varia diurnamente para simular a evolução do estado de mistura atmosférico.

Em outras palavras, este modelo admite certa região da atmosfera como sendo uma caixa fixa no espaço onde a taxa de variação da massa com o tempo é o resultado das contribuições que entram na caixa e somadas às emissões produzidas dentro da caixa e subtraídas da massa que sai da caixa e das contribuições advindas de processos de reação ou remoção na atmosfera (Figura **14**).

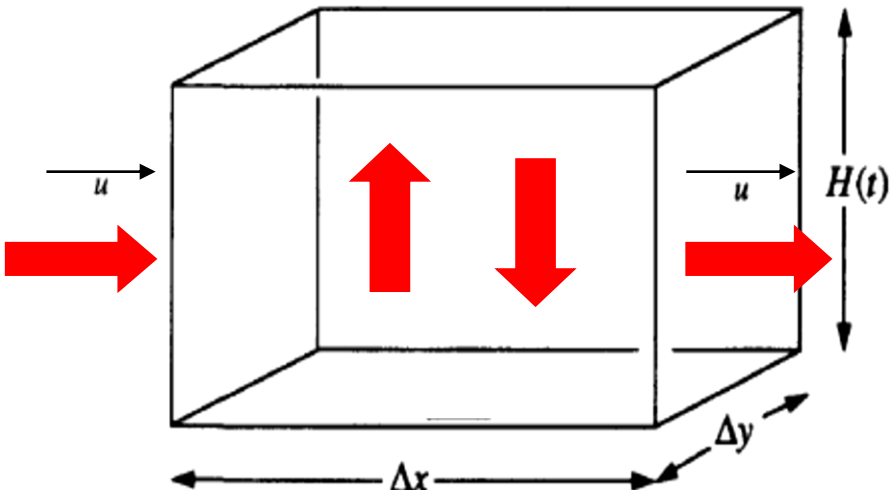

Figura 14 - Representação do Modelo de Caixa Euleriano.
Fonte: Adaptado de Seinfeld e Pandis (2006).

A conservação do balanço de massa para a concentração da espécie química é dada por:

$$\Delta x \Delta y H \frac{\partial c}{\partial t} = u \Delta y H C_0 - u \Delta y H C + q - R \Delta x \Delta y H \qquad \text{Equação 19}$$

Dividindo toda a Equação 19 por ΔxΔyH, tem-se a equação diferencial:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{u}{\Delta y}(C_0 - C) + \frac{q}{\Delta x \Delta y H} - R \qquad \text{Equação 20}$$

Onde C é a concentração em g/m³ que se deseja conhecer. A variável u é a velocidade média do vento na região. C_0 é a concentração de background do contaminante no ambiente em g/m³. H é a altura da camada de inversão em m. A variável q representa a taxa de emissão do

contaminante em estudo [g/s]. O volume da caixa fixa é representado por $\Delta x \Delta y H$ com dimensões x, y e H, em m, e R é a taxa de reação ou remoção em g/s m³.

Sendo os processos de remoção ou reação na atmosfera desconhecidos, a variável R foi considerada nula (estimativa conservadora). Considerando a espécie química do poluente inerte e $C_0 = C$ em $t = 0$, a solução da equação diferencial é dada por:

$$\mathbf{C(t) = C_0 EXP\left(-\frac{t}{\frac{\Delta x}{u}}\right) + \left(\frac{q}{\Delta y H u} + C_o\right)\left[1 - EXP\left(-\frac{t}{\frac{\Delta x}{u}}\right)\right]} \qquad \text{Equação 21}$$

Quando $t \to \infty$, $EXP\left(-\frac{t}{\frac{\Delta x}{u}}\right) \to 0$. Logo a solução da Equação 21 é dada por:

$$\mathbf{C_{final} = \left(\frac{q}{\Delta y H u} + C_o\right)} \qquad \text{Equação 22}$$

Onde C_{final} é dada em µg/m³.

3.7 ESTIMATIVA DE EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Conforme abordado na seção 3.5, a quantificação de partículas sedimentáveis consiste na determinação da concentração de material particulado sedimentável (MPS). Devido a impossibilidade de medição da concentração de partículas na região por meio de equipamentos, adotou-se um método teórico de estimativa de concentração de partículas atmosféricas, denominado modelo de caixa euleriano (The *Eulerian Box Model*) (SEINFELD e PANDIS, 2006). As formulações empíricas propostas por este modelo necessitam, além de outras informações, da taxa de emissão de partículas atmosféricas.

Dessa forma, esta pesquisa aborda o AP-42 como ferramenta utilizada para a estimativa de emissão de poluentes atmosféricos para a região estudada.

3.7.1 **AP-42**

Em geral, a estimativa de emissões atmosféricas pode ser determinada por 2 (duas) técnicas de medições: i) sistemas extrativos e ii) sistemas i*n-situ*. Os sistemas extrativos consistem na coleta de amostras de poluentes para análise em laboratório e os sistemas i*n-situ* referem-se ao monitoramento contínuo de emissões atmosféricas. Estes são, geralmente, os métodos recomendados para a estimativa de emissões, pois representam melhoras características da fonte poluidora, permitindo estimativas de emissão mais acuradas.

Entretanto, os dados de teste de laboratório ou o monitoramento contínuo da fonte específica nem sempre estão disponíveis ou ao alcance do usuário e, mesmo assim, eles podem não refletir a variabilidade das emissões reais ao longo do tempo no local de estudo (EPA, 1995).

Tendo em vista a dificuldade apresentada acima, o método de estimativa de emissão de material particulado utilizado como base metodológica deste trabalho consiste no AP-42 - *Compilationof Air Pollutant Emission Factor – da USEPA (United States Environmental Protection Agency),* 5ª edição, volume 1, capítulo 13 *(Miscellaneous Sources).*

Em linhas gerais, o método AP-42 apresenta diversas metodologias de cálculo de fatores de emissão para inúmeras fontes e atividades poluidoras. Estas metodologias foram elaboradas com base em dados coletados experimentalmente em diversas fontes de emissão semelhantes, fazendo a correlação dos parâmetros operacionais (ex: tipo de combustível, atividade de produção, etc.) com os dados de emissão medidos (EPA, 1995).

O modelo AP-42 define fator de emissão como um valor representativo que relaciona a quantidade de um poluente lançado na atmosfera com uma atividade associada com a liberação deste mesmo poluente. Estes valores são usualmente expressos em unidades de massa de contaminante (ou poluente) dividido por unidade de comprimento, peso, distância ou duração da atividade emissora de poluentes (ex. kg de material particulado emitido por tonelada de carvão mineral queimado) (EPA, 1995).

Em sua 5º e última versão publicada pela EPA em janeiro de 1995, o documento AP-42 apresenta-se estruturado em 15 capítulos e 5 seções de apêndices. Cada capítulo aborda a metodologia descritiva para o cálculo do fator de emissão para certa atividade poluidora

específica como, por exemplo, o cálculo do fator de emissão dos poluentes atmosféricos emitidos em indústrias de petróleo (capítulo 5: *Petroleum Industry*).

Interessa ao presente trabalho a base metodológica de cálculospara alguns fatores de emissão descrita no capítulo 13 do documento AP-42. Este capítulo, em especial, aborda o cálculo do fator de emissão para diversas fontes fugitivas, denominado "*Miscellaneous Sources".*

O capítulo 13 apresenta-se estruturado em 10 subseções, cada uma delas contendo a base de cálculo para o fator de emissão específico para àquela fonte específica de poluentes. Dentre as diferentes fontes poluidoras contidas no capítulo 13, destacam-se para este trabalho as fontes de poeira fugitiva (*fugitive dust source*), pois as características desta tipologia de fonte possuem estrita similaridade com as atividades desenvolvidas na rotina operacional de complexos portuários.

Em especial ao Porto de Itaqui e regiões de entorno, três principais atividades foram consideradas com maior potencial de emissão de material particulado para a atmosfera para esta região. São elas: 1) tráfego veicular em vias pavimentadas; e 2) manuseio e pilhas de estocagem de materiais.

A Tabela **3** a seguir apresenta um resumo das atividades poluidoras que foram consideradas neste trabalho, bem como sua referência no documento AP-42.

Tabela 3 - Resumo das atividades poluidoras consideradas neste trabalho.

Atividades poluidoras consideradas neste trabalho	**Nome da atividade poluidora no documento AP-42**	**Subseção no AP-42**
Tráfego veicular em vias pavimentadas	*Paved Roads*	13.2.1
Manuseio e pilhas de estocagem de material	*Aggregate Handling and Storage Piles*	13.2.4

Após a determinação dos fatores de emissões específicos para cada atividade poluidora, é possível calcular a taxa de emissão do poluente atmosférico emitido.

A equação geral para o cálculo da taxa de emissão descrita pelo AP-42 é dada por:

$$\mathbf{E = A * EF * \left(\frac{1-ER}{100}\right)} \qquad \text{Equação 23}$$

Onde E é a emissão, A é a taxa de execução da atividade poluidora, EF é o fator de emissão característico da atividade; e ER é a eficiência do equipamento de controle de poluição utilizado.

Dessa forma, o modelo AP-42 permite a determinação da taxa de poluente emitido por mais de 200 tipos de fontes poluidoras distintas, sendo utilizado por um conjunto extenso de usuários federais, estaduais, agências locais, consultores e indústrias como uma importante ferramenta na elaboração de estratégias de controle de poluição atmosférica (EPA, 1995).

3.7.2 **Fatores de emissão**

Esta subseção apresenta os principais aspectos sobre os fatores de emissão referente às atividades poluidoras consideradas neste trabalho.

3.7.2.1 ***Rodovias pavimentadas***

As emissões veiculares podem ser diretas ou indiretas. As emissões diretas correspondem àquelas decorrentes dos processos de queima de combustível no motor do veículo, conhecidas como emissões de exaustão. As emissões veiculares indiretas são aquelas decorrentes do desgaste de pastilhas de freio e pneus do veículo e, principalmente, da ressuspensão de material particulado depositado na superfície da via trafegada (EPA, 1995; AMATO *et al*., 2009).

A deposição do particulado nas vias tem origens variadas, tais como o desgaste do pavimento da estrada, a manipulação de materiais no entorno da via, o transporte de caminhões de carga descobertos, entre outros. Dessa forma, a composição química do pó da estrada é bastante variada, podendo variar conforme o local da via e tamanho da partícula (AMATO *et al*., 2009). A Figura **15** ilustra os principais processos de transferência de particulado em rodovias.

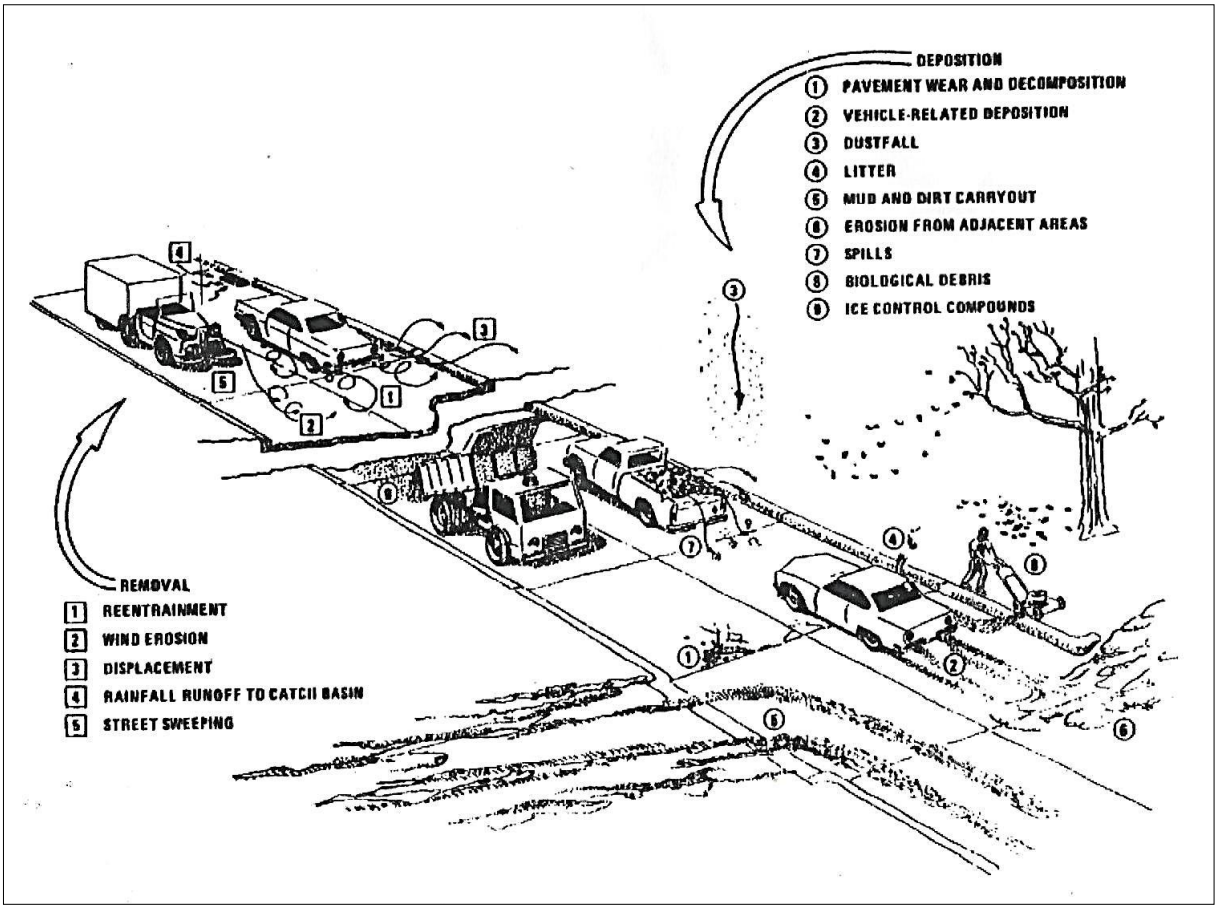

Figura 15 - Processos de remoção e deposição de material particulado em rodovias.

Fonte: EPA (1995).

O cálculo da taxa de emissão de particulado decorrente da ressuspensão provocada pelo tráfego de veículo é feita mediante o cálculo do fator de emissão específico para esta atividade poluidora.

Em versões anteriores do AP-42, o cálculo do fator de emissão para vias pavimentadas considerava as emissões de poluentes originadas da exaustão do motor, do desgaste de pneu e pastilhas de freio e da ressuspensão de particulado. Entretanto, a versão mais recente do AP-42 considera apenas as emissões decorrentes dos processos de ressuspensão de material solto na superfície da via trafegada.

O cálculo do fator de emissão para rodovias pavimentadas depende do teor de silte ou *silt loading* (sL) presente na superfície da via trafegada, o peso médio dos veículos e suas velocidades médias de tráfego. O termo *silt loading* refere-se à massa-tamanho da partícula

(igual ou menor do que 75 micrômetros em diâmetro físico) de material por unidade de área trafegada (EPA, 1995).

O teor de silte pode ser determinado pelo método ASTM-C-137, descrito no documento AP-42 em seu apêndice C.1 e C.2. Em linhas gerais, após a coleta do material solto na via, este "peneirado" por uma tela de malha específica. As partículas que ultrapassarem a tela, ou seja, aquelas com diâmetro menor ou igual a 75 micrômetros corresponderão ao teor de silte em g/m² (EPA, 1995).

Devido à dificuldade de coleta de material em vias de acesso restrito, o documento do AP-42 fornece faixas de teores de silte coletados em vias públicas e industriais conforme ilustrado no Quadro A.1.

O cálculo do fator de emissão para o tráfego de veículos em vias pavimentadas depende, em geral, da velocidade e peso médio dos veículos, tráfego médio diário, a fração de veículos pesados (caminhões ou ônibus), a presença ou ausência de meio-fio, galerias pluviais e faixas de estacionamento e ocorrências de chuva (EPA, 1995).

A equação geral para o cálculo do fator de emissão para ressuspensão de material particulado em vias pavimentadas é dada por:

$$\mathbf{E = K(sL)^{0,91} x (W)^{1,02}}$$ Equação 24

Onde E_{ext} é o fator de emissão médio anual em g/VKT, g/VMT ou lb/VMT, K é o fator multiplicador para o tamanho da partícula de interesse ($PM_{2,5}$, $PM_{10}PM_{15}$ ou PM_{30}) em g/VKT, g/VMT ou lb/VMT, sL é o teor de silte da via em g/m² e W é a média do peso dos veículos que trafegam na rodovia, em t.

O fator multiplicador K caracteriza-se como um valor constante, variando apenas conforme o tamanho do diâmetro aerodinâmico da partícula (da). O método AP-42 define valores de K para partículas com diâmetro aerodinâmico de 2,5 µm, 10 µm, 15 µm e 30 µm. O modelo do AP-42 considera as partículas com diâmetro maior que 30 µm como partículas totais em suspensão (PTS). Os valores de K são apresentados na Tabela **4**.

Tabela 4 – Fator multiplicador da partícula (K).

Tamanho da Partícula	Fator multiplicador K
	g/VKT
$\mathbf{PM_{2,5}}$	0,15
$\mathbf{PM_{10}}$	0,62
$\mathbf{PM_{15}}$	0,77
$\mathbf{PM_{30}}$	3,23

Fonte: EPA (1995).

Para análises com período amostral de um ano ou mais, o modelo AP-42 considera que as emissões médias são inversamente proporcionais à freqüência de precipitações pluviométricas medidas (precipitações acima de 0,254 mm). Dessa forma, aplica-se à Equação 24 um fator de correção chamado termo de correção de precipitação, podendo ser usado com uma freqüência diária ou horária de chuva.

Para a freqüência de precipitação com base diária, a Equação 24 é ajustada para:

$$\mathbf{E_{ext} = [K(sL)^{0,91} x (W)^{1,02}]\left(1 - \frac{P}{4N}\right)} \qquad \text{Equação 25}$$

Onde E_{ext} é o fator de emissão médio anual ou de longo prazo em g/VKT, g/VMT ou lb/VMT, P é o número de dias que ocorreram precipitações de no mínimo 0,254 mm durante o período considerado e N é o número de dias do período considerado (ex.: 365 dias para o período de um ano, 30 dias para um mês).

Para a freqüência de precipitação com base horária, a Equação 25 é ajustada para:

$$\mathbf{E_{ext} = [K(sL)^{0,91} x (W)^{1,02}]\left(1 - 1,2 x \frac{P}{N}\right)} \qquad \text{Equação 26}$$

Onde E_{ext} é o fator de emissão médio anual ou de longo prazo em g/VKT, g/VMT ou lb/VMT, P é o número de horas que ocorreram precipitações de no mínimo 0,254 mm durante o período considerado e N é o número de horas no período considerado (ex.: 8.760 horas para o período de um ano, 2.124 horas por estação do ano ou 720 horas para um mês).

3.7.2.2 *Manuseio e pilhas de estocagem de materiais*

Como mencionado em seções anteriores deste trabalho, as atividade de tráfego de caminhões nas rodovias pavimentadas do Porto de Itaqui, bem como as atividades de manuseio e estocagem de granéis sólidos são consideradas atividades com emissão significativa de material particulado.

Segundo o capítulo 13, seção 13.2.4 do modelo AP-42 da EPA (1995), estas emissões de material particulado são inerentes às operações que utilizam granéis sólidos em sua forma agregada em pilhas de estocagem ao ar livre, sendo classificadas como uma fonte de poeira aberta (*open dust source*).

De acordo com Bohn *et al*. (1978), as emissões de poeira fugitivas associadas às atividades de estocagem de materiais em pilhas ao ar livre são provenientes de 4 fontes: a) carregamento ou adição de material para a pilha de estocagem; b) tráfego veicular no entorno das pilhas de estocagem; c)erosão do vento na superfície da pilha exposta; e d) descarregamento ou remoção do material estocado.

Segundo a EPA (1995), a quantidade de emissões de MP das operações de pilhas de estocagem de material varia conforme o volume de agregados que passam através do ciclo de armazenamento. Estas emissões dependem de 3 (três) parâmetros principais: a idade da pilha, o teor de umidade do material armazenado e a proporção de agregados finos nas pilhas.

Quando o material é recentemente processado para as pilhas de armazenamento, este é facilmente liberado para a atmosfera devido à ação de ventos fortes e aos processos de manuseio deste material, favorecendo sua emissão em nível máximo para o ar. O potencial de emissão de particulado pode ser reduzido devido às condições de tempo do local. Quanto maior a umidade relativa do ar da região, por exemplo, maior será a agregação e cimentação das partículas finas na superfície das partículas maiores, tornando mais difícil seu desprendimento das pilhas de estocagem e favorecendo a redução da emissão de particulados finos para a atmosfera (EPA, 1995).

O modelo do AP-42 fornece alguns valores de teor de umidade para uma série de materiais manuseados em áreas industriais. Estes valores são apresentados no Quadro A.2. A equação

geral para o cálculo do fator de emissão para a atividade poluidora de manuseio e estocagem de materiais em pilhas de estocagem é dada por:

$$\mathbf{E = K(0,0016)\frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}}} \qquad \text{Equação 27}$$

Onde:

E: fator de emissão em kg/megagrama;

K: fator multiplicador do tamanho da partícula (adimensional);

U: velocidade do vento em m/s ou mph (milhas por hora); e

M: teor de umidade do material manuseado em %.

Os valores de K são apresentados no QUADRO **1**.

Fator multiplicador K conforme o diâmetro aerodinâmico da partícula (da)					
da (µm)	< 30	< 15	< 10	< 5	< 2,5
K	0,74	0,48	0,35	0,2	0,053

QUADRO 1 – FOTOR MULTIPLICADOR K.

Fonte: Adaptado de EPA (1995).

4 REGIÃO DE ESTUDO

A região de estudo será tratada como a área que abrange a parte primária do Porto de Itaqui (berços de atracagem de navios e áreas para a movimentação de cargas) e a área do pátio de minério de ferro da Companhia Vale do Rio Doce (CVRD). Entretanto, em algumas etapas

deste trabalho, foi considerado uma área um pouco maior do que a descrita acima, abrangendo também o Terminal da Ponta da Madeira, parte anexa ao pátio da CVRD.

Este capítulo está estruturado em 03 (três) seções. A seção 4.1 apresenta a localização da região de estudo. Na seção 4.2 são abordados os aspectos meteorológicos da região. A seção 4.3 caracteriza as fontes poluidoras consideradas relevantes para este trabalho.

4.1 LOCALIZAÇÃO

O Porto de Itaqui localiza-se no município de São Luís, no Estado do Maranhão, dentro da Baía de São Marcos, distando 11 quilômetros do centro da capital maranhense. Situa-se entre os paralelos 02º34´S e 02º36´S e os meridianos 44º21´W e 44º24´W, próximo ao limite entre as regiões Nordeste e Norte do país (Figura 16 a).

O Porto do Itaqui integra o Complexo Portuário de São Luís, com os Terminais de Ponta da Madeira, pertencente à Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), o Terminal da Alumar, o Terminal do Porto Grande e os Terminais de Ferryboat da Ponta da Espera e do Cujupe, para travessia da Baía de São Marcos (Figura 16 b).

O Porto foi administrado pela Companhia Docas do Maranhão (Codomar), subordinada ao governo federal de 1973 até 2001, quando foi delegada ao Estado do Maranhão. Atualmente, o Porto de Itaqui é administrado pela Empresa Maranhense de Administração Portuária (Emap), vinculada ao governo estadual.

(a) (b)

Figura 16 – (a) Localização do Porto de Itaqui e (b) foto aérea do Porto de Itaqui.

A região no entorno da área portuária de Itaqui abrange outros 5 (cinco) importantes empreendimentos: o Terminal de Ponta da Madeira, pertencente à Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), o Terminal da Alumar, o Terminal do Porto Grande e os Terminais de Ferryboat da Ponta da Espera e do Cujupe.

Para este trabalho, o Terminal de Ponta da Madeira tem maior destaque entre os demais empreendimentos devido à sua localização próxima ao Porto de Itaqui e pelo pátio de estocagem de minério de ferro existente no local.

A Figura 17 apresenta a localização do Terminal de Ponta da Madeira e o pátio de estocagem de minério de ferro.

Figura 17 – Localização do Porto de Itaqui, Terminal da Ponta da Madeira e do pátio de estocagem da CVRD.

Fonte: *Google earth* (2012).

O Porto de Itaqui prevê já para o ano de 2013 a movimentação, o transporte e a armazenagem de fardos de celulose no berço 100 (ainda em construção). Estes, por sua vez, são objetos de estudo desta pesquisa, fazendo-se necessário uma abordagem sobre o cenário esperado para o trajeto pelo qual os fardões de celulose irão percorrer até o berço 100 e poderão sofrer a contaminação por material particulado sedimentável. A Figura **18** apresenta o cenário esperado para o transporte e armazenamento da celulose dentro da área primária do Porto de Itaqui.

Figura 18 - Cenário esperado para a movimentação dos fardões de celulose no Porto de Itaqui.
Fonte: *Google earth* (2012).

4.2 METEOROLOGIA

A caracterização meteorológica da região de estudo foi baseada na coleta e sistematização de dados meteorológicos de duas estações distintas. A primeira delas refere-se à estação localizada no Aeroporto Internacional Marechal Hugo da Cunha Machado de São Luís/MA, disponibilizadas pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos - CPTEC no endereço eletrônico do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (www.inpe.br). A segunda fonte de dados foi a estação meteorológica denominada São Luís, na cidade de São Luís/MA, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INMET e disponível no endereço eletrônico www.inmet.gov.br.

A escolha das referidas estações meteorológicas foi devido ao fato de elas estarem relativamente próximas a região do Porto de Itaqui (PI) e áreas do seu entorno

(aproximadamente 15 km entre a Estação do INPE e o PI e 18 km entre a Estação do INMET e o PI), proporcionando uma caracterização meteorológica mais acurada, conforme observa-se na Figura 19.

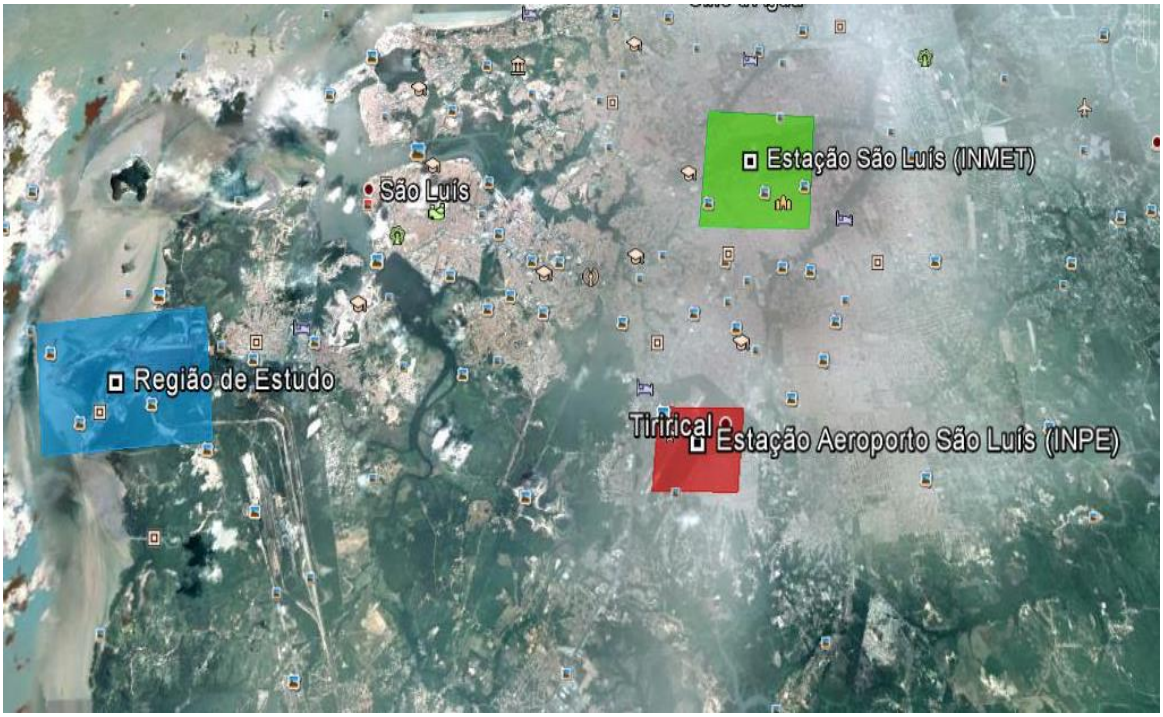

Figura 19 - Localização das Estações Meteorológicas selecionadas para esta pesquisa.

Os parâmetros meteorológicos analisados foram: temperatura do ar (T), velocidade do vento (VV), direção do vento (DV), precipitação pluviométrica (PP), pressão atmosférica (PA) e umidade relativa do ar (UR). A análise das variáveis meteorológicas foi realizada no período entre janeiro e dezembro de 2012.

As variáveis de temperatura, pressão atmosférica e umidade relativa do ar foram obtidas do CPTEC. As variáveis de velocidade e direção do vento e precipitação pluviométrica foram extraídas do INMET.

A caracterização meteorológica da região portuária de Itaqui e da Ponta da Madeira tem como objetivo principal a avaliação da influência das condições meteorológicas nos processos de emissão de material particulado e no carregamento destas partículas até o ponto receptor que, neste caso, correspondem aos fardos celulósicos que serão transportados na área portuária de Itaqui.

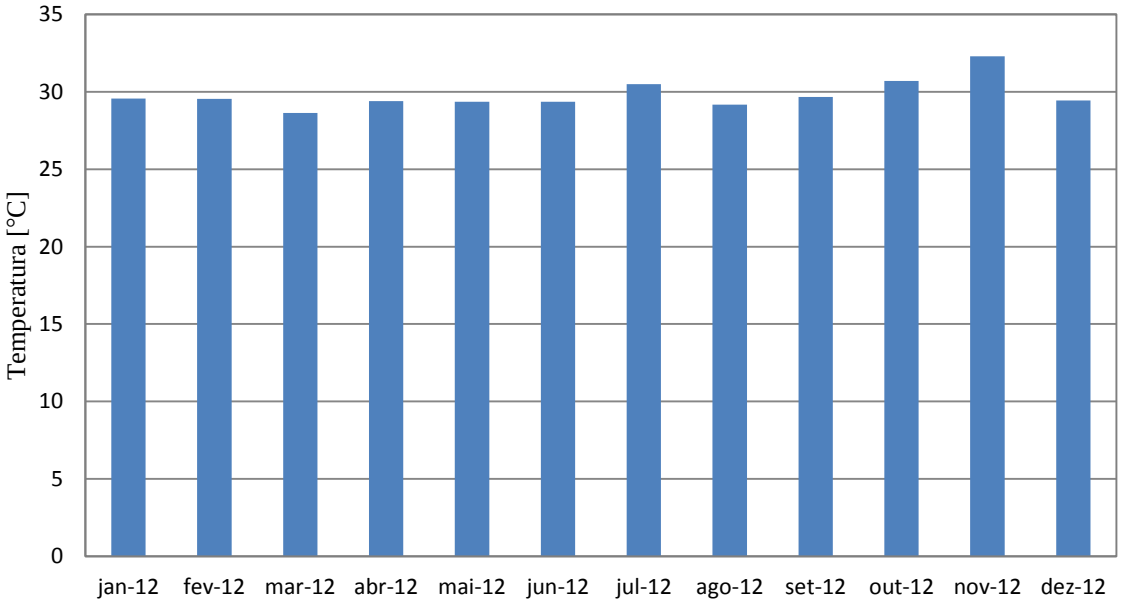

Figura 20 – Valores médios diários de temperatura para o ano de 2012.

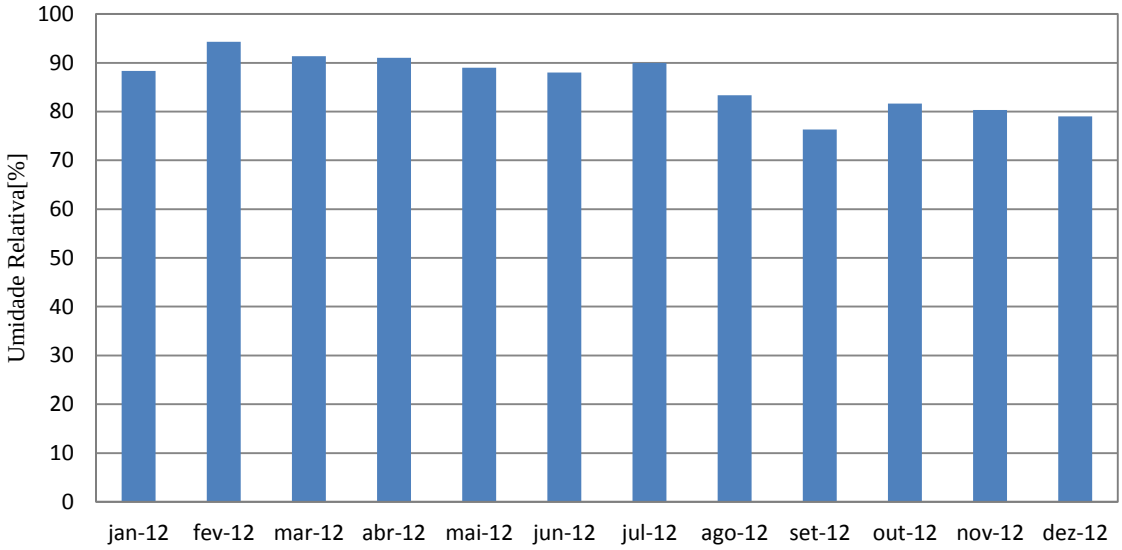

Figura 21 - Valores médios diários de umidade relativa do ar para o ano de 2012.

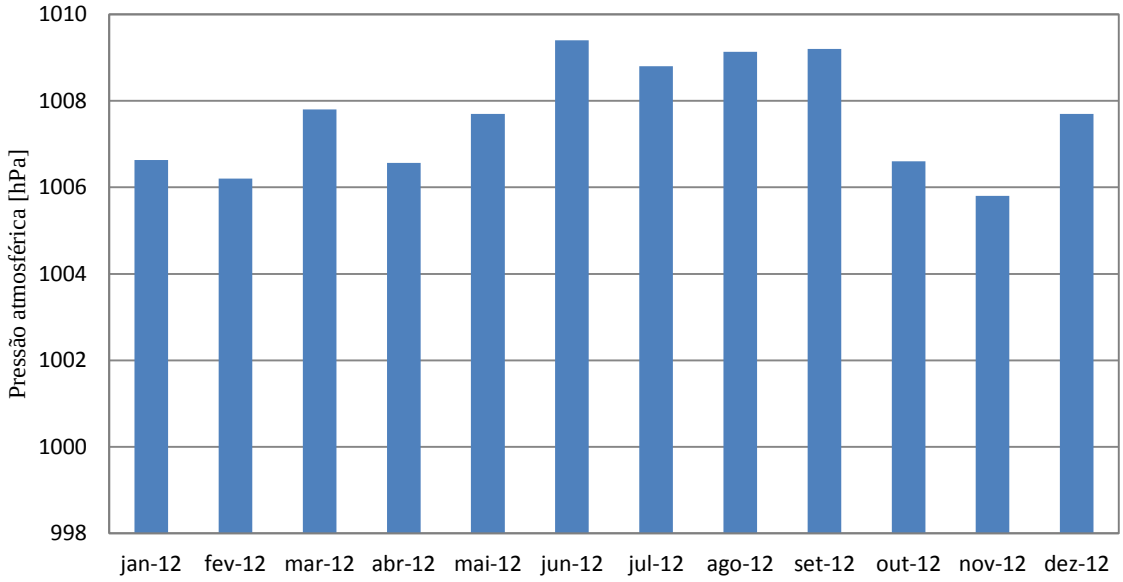

Figura 22 – Valores médios diários de pressão atmosférica para o ano de 2012.

Pode-se observar na Figura 20 que os valores médios de temperatura diária ocorrem com mais freqüência na faixa entre 25 e 30 °C, sofrendo pequena variação ao longo dos meses do ano. O valor médio de temperatura monitorado foi em torno de 28 °C.

Com relação aos valores médios diários de umidade relativa do ar, a Figura **21** apresenta alta umidade do ar durante todos os meses do ano devido à proximidade da região com o mar. O valor médio de umidade relativa durante os meses analisados encontra-se em torno de 78%, com valores máximos e mínimos de 94% e 61%, respectivamente.

Nota-se na Figura 22 que a pressão atmosférica na região de Itaqui e entorno apresenta valores elevados entre os meses de maio a setembro, com máxima de 1009 hPa e mínima de 1002 hPa. O valor médio é de aproximadamente 1006 hPa.

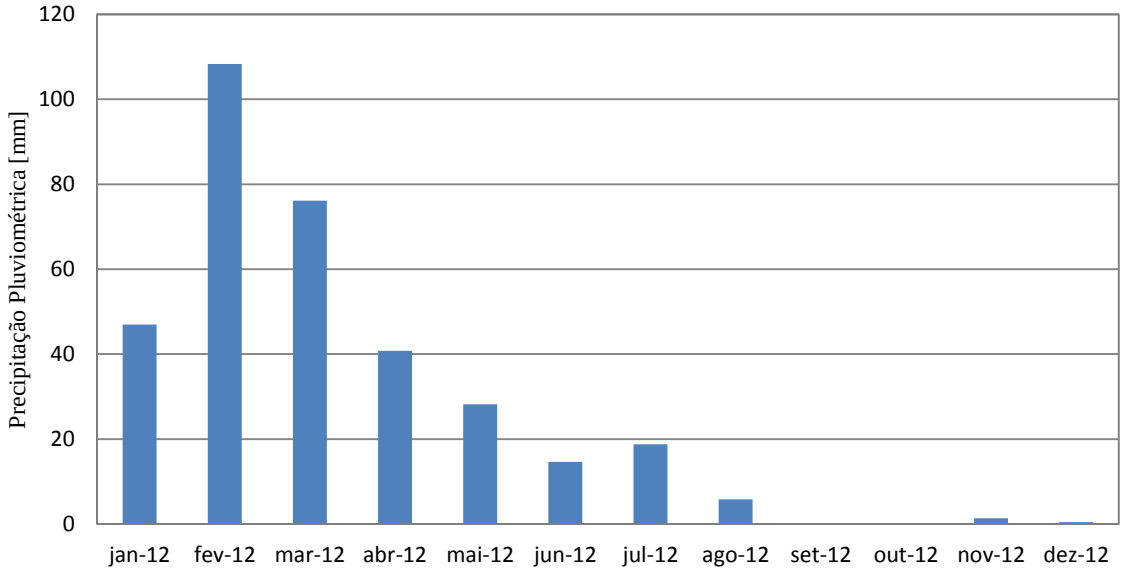

Figura 23 - Perfil anual de precipitação pluviométrica durante o ano de 2012.

A Figura 23 apresenta os dados de precipitação pluviométrica para o ano de 2012 e evidencia claramente dois regimes distintos de chuva.

O primeiro regime de chuva observado refere-se ao período chuvoso e compreende os meses entre janeiro e maio. Durante estes meses são observados valores mais elevados de precipitação pluviométrica, registrando um pico de chuva de 108 mm durante o mês de fevereiro.

O segundo regime de chuva observado compreende o período seco, abrangendo os meses entre junho e dezembro. Ao longo destes meses, nota-se que a ocorrência de chuva diminui significativamente quando comparada a ocorrência de chuva do período chuvoso.

Dessa forma, é possível inferir que durante o período chuvoso, a presença de material particulado na atmosfera tende a ser menor quando comparada no período seco. Este fato pode ser justificado devido à influência que a chuva exerce nos processos remoção de partículas ou gases suspensos no ar, favorecendo a deposição úmida do particulado, fenômeno conhecido popularmente como “lavagem da atmosfera”.

Além disso, a ocorrência de chuvas nesta área diminui a emissão de PTS, pois atua como agente umectante nas pilhas de estocagem e no volume de granel sólido manuseado.

Os dados utilizados para determinação dos campos de ventos atuantes na região de estudo foram obtidos da estação localizada no Aeroporto Internacional Marechal Hugo da Cunha Machado em São Luís/MA e monitorada pelo CPTEC – INPE. As rosas dos ventos foram confeccionadas com a base de dados horários para velocidade e direção do vento durante o período de 01/01/2012 a 31/12/2012.

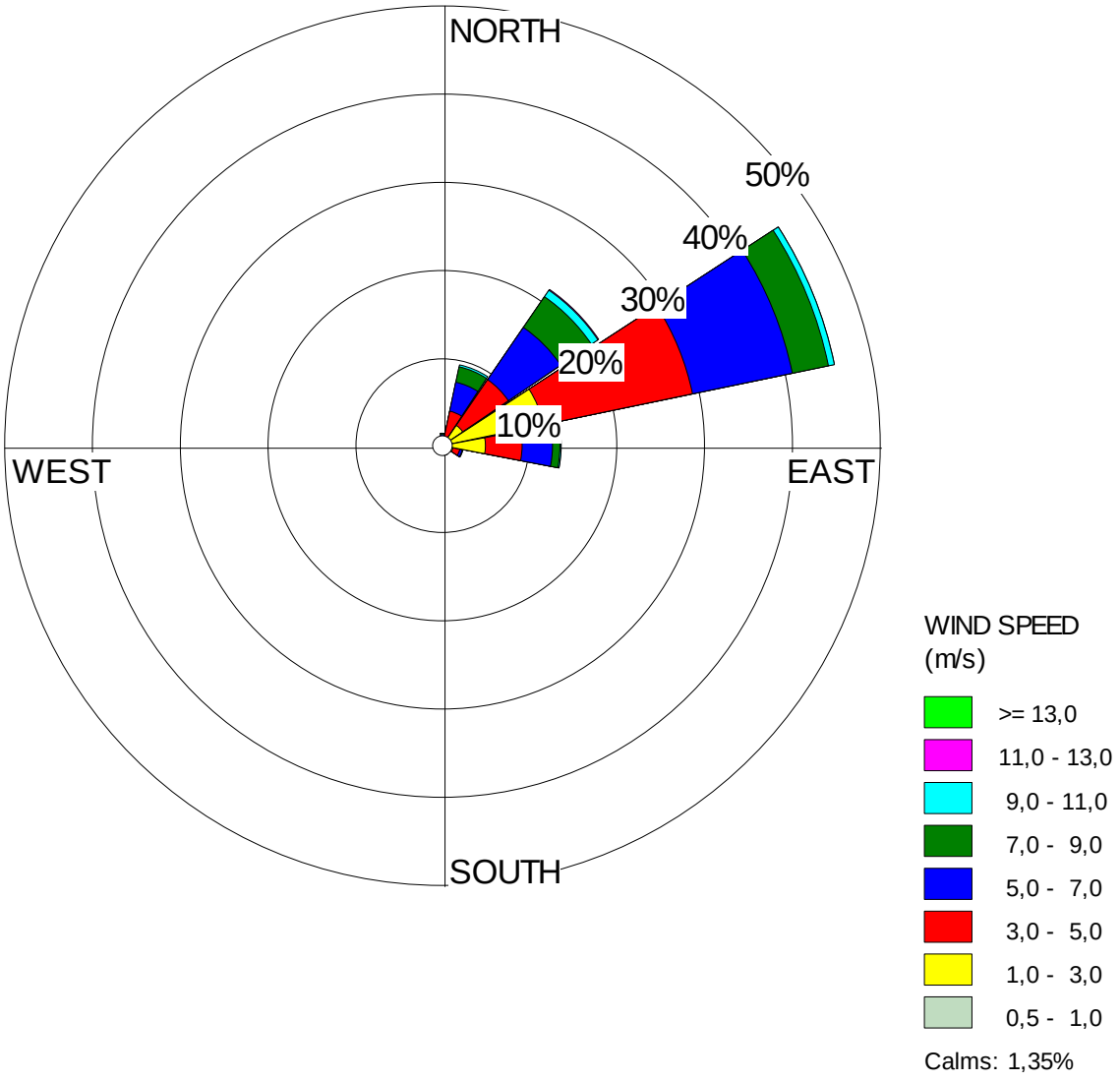

Figura 24 - Rosa dos ventos obtida na estação meteorológica localizada no Aeroporto de São Luís/MA do período de 01/01/2012 a 31/12/2012.

Os ventos oriundos da direção Leste-Nordeste (ENE) são predominantes na região, seguidos de ventos provenientes de Nordeste (NE), com valores respectivos a 45% e 22% do total de ocorrências observadas para todo o período analisado. Os ventos do quadrante Norte-Leste são caracterizados predominantemente como ventos de intensidade fraca a moderada e, em com menos freqüência (em torno de 2%), como ventos de intensidade forte. A velocidade média dos ventos é de aproximadamente 4,68 m/s. As calmarias respondem a 1,35% das ocorrências, ou seja, ventos com velocidade inferior a 0,5 m/s.

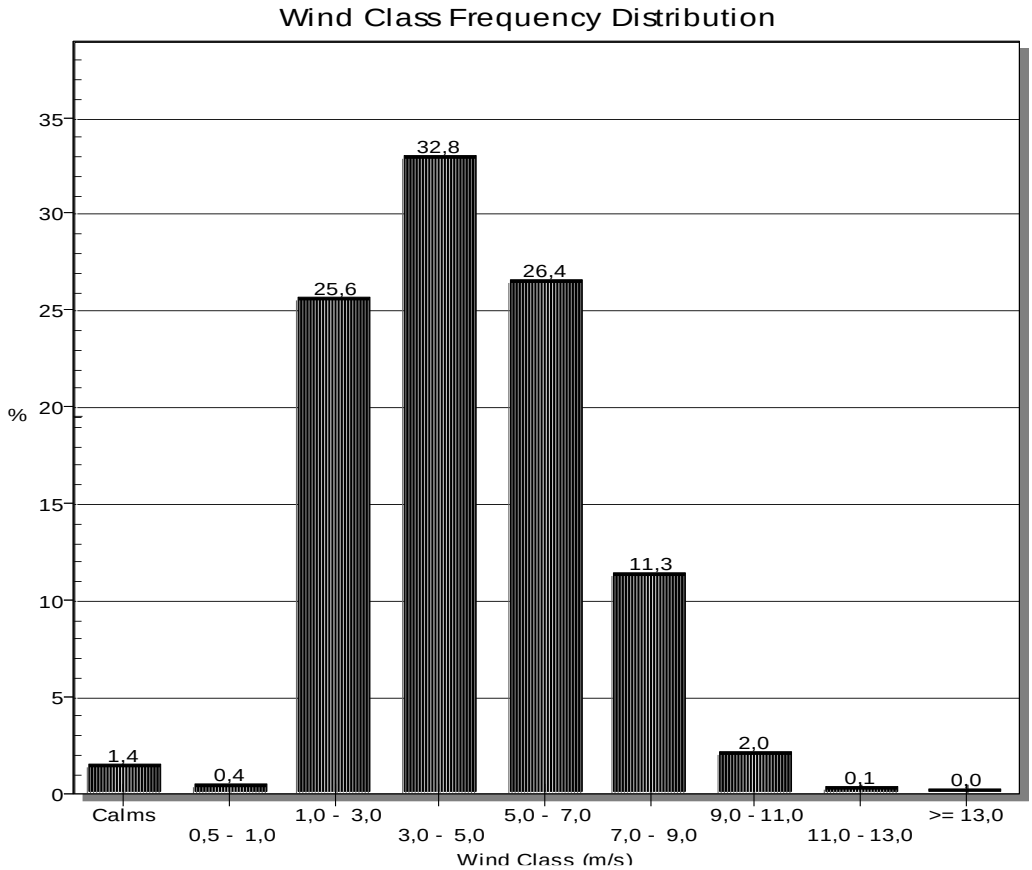

Figura 25 – Freqüência de distribuição das classes de ventos obtidos na estação meteorológica do aeroporto de São Luís – MA entre janeiro e dezembro de 2012.

A Figura 25 mostra que 32,8% dos ventos observados estão com velocidade entre 5 a 7 m/s. Abaixo deste valor, estão os ventos entre 1 a 3 m/s, representando 25,5% do total de ventos ocorridos. Com a terceira maior freqüência de distribuição estão os ventos com velocidades entre 7 a 9 m/s, respondendo a 25,4% dos ventos analisados.

De acordo com o campo de ventos observado para esta região, nota-se que o carreamento eólico de material ocorre predominantemente do quadrante Norte-Leste para Sul-Oeste, com velocidades consideradas de fraca à moderada, aumentando o risco de contaminação dos fardos celulósicos por material particulado emitido pelas atividades poluidoras verificadas na área de estudo, principalmente em relação às emissões provenientes do pátio de estocagem da CVRD.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DAS FONTES EMISSORAS DE MPS

As principais atividades com significativa emissão de material particulado sedimentável consideradas neste trabalho são:

1. Tráfego de veículos; e
2. Movimentação e manuseio de granéis sólidos no Porto de Itaqui e no pátio de estocagem de minério de ferro da CVRD.

Este trabalho não considerou as atividades de movimentação de granéis sólidos nos berços de atracação do Terminal da Ponta da Madeira devido a predominância dos ventos provenientes de nordeste (NE) nesta região, fato este que desfavorece o carreamento do particulado para a região portuária de Itaqui e justifica a abordagem apenas das emissões de MPS provenientes do pátio de estocagem de minério de ferro da CVRD.

As fontes poluidoras consideradas relevantes para esta pesquisa estão apresentadas na Figura 26.

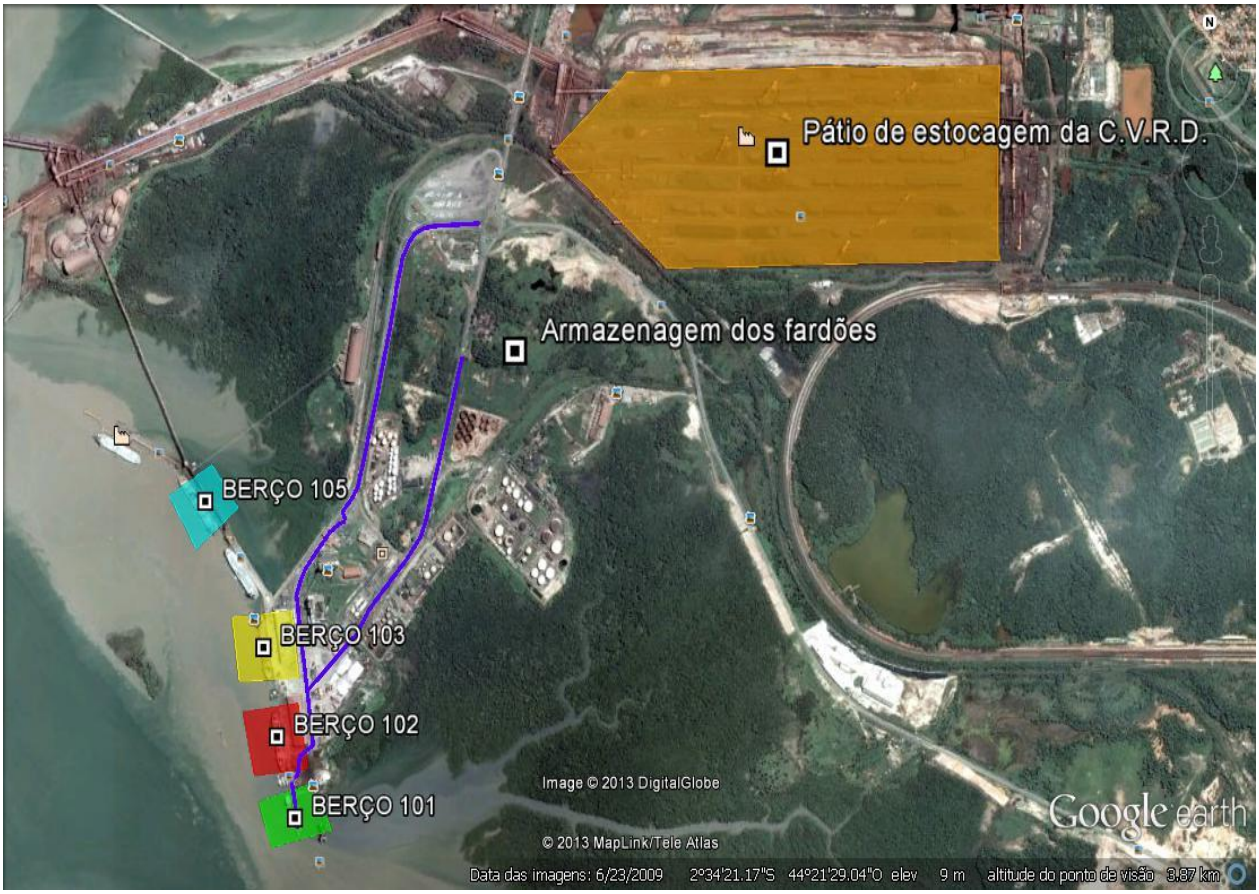

Figura 26 - Localização das fontes com potencial de emissão de material particulado.
Fonte: *Google Earth* (2012).

4.3.1 **Tráfego de veículos**

As atividades de tráfego de caminhões em portos resultam na emissão de partículas proveniente do desgaste de pneus, do desgaste de pastilhas de freios, da combustão de combustível, da ressuspensão de material particulado depositado na superfície das vias, entre outros. Devido às características operacionais do porto de Itaqui e a pequena frota veicular circulante na área, as emissões de MP provenientes do processo de ressuspensão possuem maior relevância em relação às outras formas de emissão veicular. Dessa forma, este trabalho considerou apenas a emissão de particulados advindos dos processos de ressuspensão nas vias.

A Figura **27** apresenta situações onde se verifica a formação de nuvens de poeira ocasionadas pela ressuspensão de material solto nas vias devido ao tráfego de caminhões.

Figura 27 – Ressuspensão de particulados devido ao tráfego de caminhões no Porto de Itaqui.

Outra importante informação para a caracterização desta atividade poluidora refere-se à frota de caminhões circulantes. Os caminhões de carga, ao ultrapassarem o portão de acesso principal de Itaqui, são direcionados aos locais de carga e descarga de materiais, compreendidos pelos berços de atracação de navios, pátios de estocagem de material e armazéns.

Estes são conduzidos a uma balança onde é feito o registro das principais informações do veículo. São colhidas informações de data, hora, placa do veículo, peso líquido da carga, peso cheio e peso limite do caminhão.

De posse destas informações foi possível estimar o fluxo horário dos caminhões que trafegam na área portuária do Porto de Itaqui, bem como o peso médio dos caminhões cheios, de aproximadamente 31 toneladas.

O fluxo horário médio de veículos pesados circulantes no Porto de Itaqui foi obtido à partir de registros de entrada e saída de veículos no período de 6 de junho a 5 de julho de 2012. Estes dados estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Fluxo horário médio de veículos pesados no Porto de Itaqui para o período de 06 de junho a 05 de julho de 2012.

Hora	Número de Caminhões	Hora	Número de Caminhões
00:00	7	12:00	7

01:00	9	13:00	15
02:00	18	14:00	21
03:00	18	15:00	20
04:00	19	16:00	19
05:00	22	17:00	19
06:00	16	18:00	17
07:00	6	19:00	6
08:00	17	20:00	17
09:00	21	21:00	18
10:00	18	22:00	21
11:00	11	23:00	8
Fluxo horário médio:		**15 veículos/hora**	

Fonte: Informação verbal.

4.3.2 **Movimentação de granéis sólidos**

4.3.2.1 ***Porto de Itaqui***

As emissões de material particulado provenientes das atividades de manuseio e transporte de material no Porto de Itaqui possuem significativa relevância.

Estas atividades operacionais envolvem a carga e descarga de material do seu local de origem até seu local de destino. Durante todo o ciclo de manuseio de material são utilizados equipamentos que auxiliam na movimentação dos mesmos, tais como grabs, moega, pás carregadeiras, guindastes, entre outros.

Os grabs são utilizados no transbordo dos granéis para as moegas. Estas, por sua vez, são os locais de recebimento dos grãos, onde os caminhões são “tombados” pela plataforma volcadora (Figura 28) e os grãos depositados em outro local.

Figura 28 - Exemplos do tombamento de caminhões pela plataforma volcadora.

As pás carregadeiras são equipamentos utilizados para a movimentação de carga em pátios, armazéns ou dentro de porões do navio. Auxiliam na retirada dos grãos do solo e carregamento dos caminhões.

Em todas estas etapas, verifica-se a emissão de particulados atmosféricos, caracterizando-as como fontes poluidoras dentro do ciclo de movimentação de granéis. A Figura **29** apresenta exemplos de desembarque de grãos de navios atracados no Porto de Itaqui.

Figura 29 – Emissão de particulados proveniente das etapas de descarregamento de navios pela moega no Porto de Itaqui.

Dessa forma, vê-se a importância de considerar essas fontes de material particulado nos cálculos de taxa de emissão para cada granel sólido manuseado na área de Itaqui.

O cenário atual referente aos materiais comumente movimentados no Porto de Itaqui foi ajustado segundo a sistematização de informações obtidas no endereço eletrônico do Porto de Itaqui (www.portodoitaqui.ma.gov.br). De acordo com a referida fonte de dados, os berços que operam granéis sólidos correspondem os berços 101, 102, 103 e 105. Os materiais movimentados em cada um dos berços são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Materiais comumente movimentados no Porto de Itaqui.

Berço 101	**Berço 102**	**Berço 103**	**Berço 105**
Calcário	Calcário	Antracita	Farelo de Soja
	Carvão	Arroz	Ferro Gusa
	Cimento	Bentonita	Cobre
	Clínquer	Calcário	
	Ferro Gusa	Carvão	
	Fertilizante	Escória	
	Manganês	Ferro Gusa	
	Trigo	Fertilizante	

O Quadro 2 apresenta as etapas operacionais onde foram identificadas as principais fontes de emissão de material particulado no ciclo de movimentação de granéis sólidos em Itaqui.

Setor do Empreendimento	**Material**	**Setorização das fontes de PTS no ciclo de manuseio de materias**				
Berço 101	Calcário	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
Berço 102	Fertilizante	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Trigo	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Calcário	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Clinquer	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Cimento	Navio/ Grab	Grab/ Caminhão Caçamba			
	Carvão	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Ferro Gusa	Caminhão Caçamba/Pilha	Pilha/ Pá Carregadeira	Pá Carregadeira/ Tina	Tina/ Navio	
	Manganês	Caminhão Caçamba/Pilha	Pilha/ Grab	Grab/ Navio		
Berço 103	Fertilizante	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Arroz	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Calcário	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Carvão	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Antracita	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Bentonita	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Escória	Navio/ Grab	Grab/ Moega	Moega/ Caminhão Caçamba		
	Ferro Gusa	Caminhão Caçamba/ Pilha	Pilha/ Pá Carregadeira	Pá Carregadeira/ Tina	Tina/ Guindaste	Guindaste/ Navio
Berço 105	Farelo de Soja	Correia final - Vale / Correia 1 PI	Correia 1 PI/ Correia 2 PI	Correia 2 PI/ ShipLoader	ShipLoader/ Navio	
	Ferro Gusa	Correia final - Vale / Correia 1 PI	Correia 1 PI/ Correia 2 PI	Correia 2 PI/ ShipLoader	ShipLoader/ Navio	
	Cobre	Correia final - Vale / Correia 1 PI	Correia 1 PI/ Correia 2 PI	Correia 2 PI/ ShipLoader	ShipLoader/ Navio	

QUADRO 2 - IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE EMISSÃO DE MP NAS ETAPAS DE MANUSEIO DE GRANÉIS SÓLIDOS NO PORTO DE ITAQUI.

4.3.2.2 *Pátio de estocagem de minério de ferro da CVRD*

O volume de minério de ferro movimentado nos pátios de estocagem da CVRD foi considerado neste trabalho como equivalente a 50% do volume de minério de ferro movimentado nos berços de atracação do Terminal da Ponta da Madeira para o ano de 2011. O volume de minério de ferro movimentado no pátio foi obtido no endereço eletrônico disponível em www.portodoitaqui.ma.gov.br.

Dessa forma, tem-se que o volume de minério de ferro manuseado no pátio de estocagem é de aproximadamente 48Mt/ano ou 5.500 t/h.

O Quadro 3 a seguir apresenta as etapas operacionais onde foram identificadas as principais fontes de emissão de material particulado no ciclo de movimentação de granéis sólidos no pátio de estocagem da CVRD.

Setor do empreendimento	**Material**	**Setorização das fontes de MPS no ciclo de manuseio de materiais**			
Pilhas de estocagem	Minério de ferro	Vagão/Virador de vagão	Virador de Vagão/Correria transportadora	Correia transportadora/Carregador de pilha	Carregador de pilha/Pilha de estocagem

QUADRO 3 - IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE EMISSÃO DE MP NAS ETAPAS DE MANUSEIO DE GRANÉIS SÓLIDOS NO PÁTIO DE ESTOCAGEM DA C.V.R.D.

5 METODOLOGIA

A metodologia está estruturada em 03 (três) seções. A seção 5.1 traz os cálculos das taxas de emissão de partículas totais em suspensão (PTS) na região estudada. A seção 5.2 aborda a metodologia adotada para obtenção da concentração de PTS através do modelo euleriano "*Box Model*". Por fim, a seção 5.3 descreve a metodologia usada para obtenção do fluxo de deposição de material particulado sedimentável (MPS) na região de estudo.

5.1 TAXA DE EMISSÃO DE PTS

5.1.1 Rodovias pavimentadas

O cálculo da taxa de emissão de PTS para as atividades de tráfego de veículos em vias pavimentadas foi efetuado de acordo com a equação 28 (EPA, 1995).

$$\boldsymbol{E = A * [K(sL)^{0,91} x (W)^{1,02}] \left(1 - 1,2 \frac{P}{N}\right) * \left(\frac{1-ER}{100}\right)} \qquad \text{Equação 28}$$

A variável *A* foi obtida à partir de dois parâmetros principais: o fluxo horário de caminhões que circulam nas principais vias de acesso ao Porto de Itaqui (Figura 30) e a distância média trafegada (DMT) por cada caminhão em cada uma delas (Tabela 7).

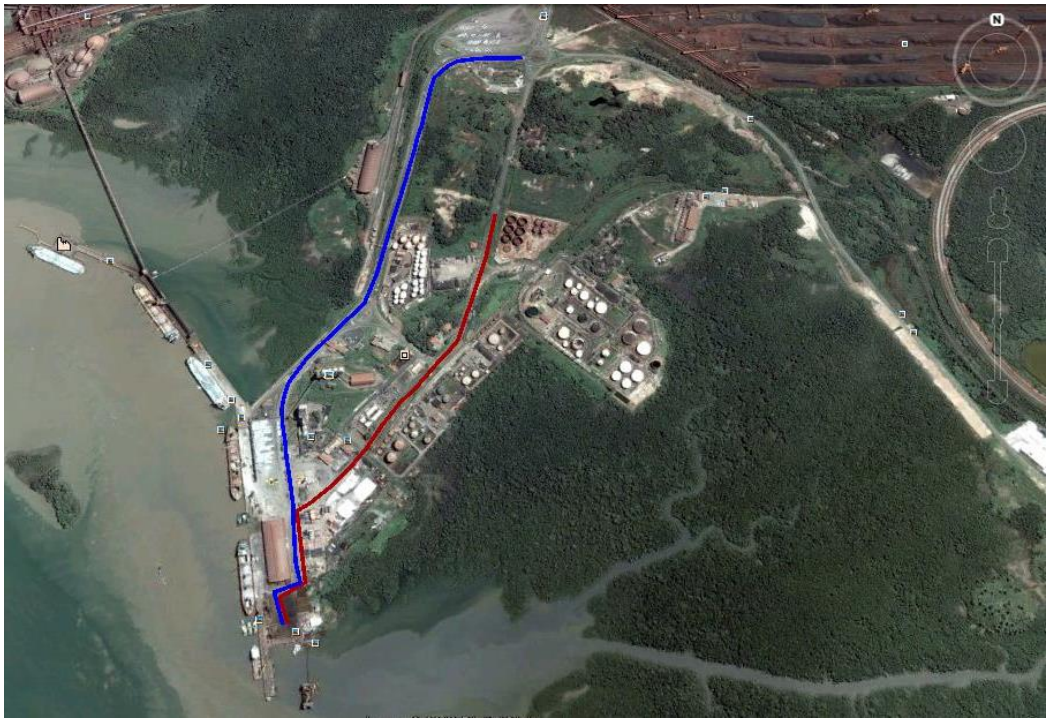

Figura 30 – Principais vias de tráfego da área portuária de Itaqui e regiões de entorno.
Fonte: *Google Earth* (2012).

O fluxo médio de caminhões circulantes na área portuária de Itaqui corresponde a aproximadamente 15 caminhões por hora. É importante ressaltar que este fluxo horário foi considerado constante durante todo o ano de 2012.

A distância média trafegada (DMT) foi obtida através da ferramenta g*oogleearth.*

A Tabela **7** apresenta os valores de fluxo para cada via de tráfego considerada, bem como a taxa de execução da atividade (A) para a frota veicular no Porto de Itaqui.

Tabela 7 - Fluxo horário de caminhões, DMT e taxa de execução da atividade no Porto de Itaqui.

Fluxo médio de caminhões [VKT/h]	**Distância média trafegada (DMT) - [km]**	**Taxa de atividade poluidora (A) - VKT/h]**
15	2,0 (via em azul - via 1)	30
15	1,3 (via em vermelho - via 2)	19,5

O fator multiplicador K utilizado nos cálculos foi para as partículas com diâmetro aerodinâmico igual ou menor que 30 µm (PM_{30}), ou também definidas pelo AP-42 como partículas totais em suspensão (PTS).

Devido a inviabilidade de medição *in loco* nas vias do Porto de Itaqui para a determinação do teor de silte (sL), este foi retirado do documento AP-42 (Quadro A.1).

O Quadro A.1 apresenta valores típicos de sL para vias pavimentadas em diversos tipos de instalações industriais, tais como: pedreiras (*quarry*), processamento de cascalho (*gravel processing*), fundição de cobre (*copper smelting*), processamento de areia e cascalho (*sand and gravel processing*), aterro de resíduo sólido municipal (*municipal solid wasteland fill*), produção de ferro e aço (*iron and steel production*), entre outros.

A seleção do valor de sL baseou-se nas instalações industriais de produção de ferro e aço, tendo em vista a grande movimentação de pelotas e minério de ferro na área portuária de Itaqui e, principalmente, no pátio de estocagem de materiais da CVRD.

Os valores de P e N foram obtidos após análise dos dados de precipitações pluviométricas monitorados pelo INMET na estação São Luís.

O controle da poluição atmosférica adotada nas vias portuárias de Itaqui é feito pelas atividades de umectação das vias. A eficiência adotada para esta medida de controle foi de 80 % (ER = 80%).

A Tabela 8 apresenta a compilação de todos os valores das variáveis utilizadas nos cálculos da taxa de emissão de PTS.

Tabela 8 – Variáveis utilizadas no cálculo da taxa de emissão de PTS proveniente da ressuspensão veicular no Porto de Itaqui.

Variável	**Valor adotado e considerações importantes**	**Unidade da variável**
Taxa de execução da atividade (A)	30 (via 1) e 19,5 (via 2)	VKT/h
Fator multiplicador para o tamanho da partícula (K)	3,23 (para partículas com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 30µm)	g/VKT
Teor de silte nas vias (sL)	9,7 (referente às instalações industriais com produção de ferro e aço (QUADRO A.1)	g/m²

Peso médio dos caminhões cheios (W)	31	ton
Horas com precipitações acima de 0,254 mm (P)	1.233	adimensional
N° de horas do período analisado (N)	8760 (referente ao ano de 2012)	adimensional
Eficiência do equipamento de controle (ER)	80% (umectação das vias)	%

5.1.2 **Manuseio e pilhas de estocagem de materiais**

5.1.2.1 ***Porto de Itaqui***

Como mencionado na revisão bibliográfica, o teor de umidade (M) de cada material tem grande influência na emissão de material particulado no ciclo de manuseio e pilhas de estocagem de materiais, podendo contribuir ou dificultar o desprendimento do particulado do volume manuseado para a atmosfera.

O modelo de estimativa de emissão de poluentes AP-42 apresenta valores típicos de teor de umidade para diversos tipos de materiais (Quadro A.2). Entretanto, para grande parte dos materiais movimentados no Porto de Itaqui, estes valores não estão disponíveis no documento da EPA. Dessa forma, foram realizadas pesquisas bibliográficas em acervos técnicos e científicos com o intuito de reunir os valores do teor de umidade todos os materiais manuseados em Itaqui. Estes valores são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Teor de umidade para os materiais manuseados no Porto de Itaqui.

Tipo de material	**Teor de umidade do material [%]**	**Origem da informação**
Antracita	4,4	Campos (2005)
Arroz	7,8	Pinho *et al*., (2001)
Bentonita	12,24	Refratários (2012)

Calcário	0,2	AP-42, seção 13.2.4 (1995)
Carvão	6	Bohn *et al*,. (1978)
Cimento	*	-
Clínquer	*	-
Cobre	*	-
Escória	0,92	AP-42, seção 13.2.4 (1995)
Farelo de soja		Olivo (2010)
Ferro Gusa	5	Bohn *et al*,. (1978)
Fertilizante	3,20	Alcarde *et al*., (1992)
Manganês	*	-
Trigo	13	Araújo e Fernandes (2002)

(*) Foi adotado o valor médio dos valores de teor de umidade encontrado para todos os materiais desta tabela.

Alinhado a este cenário, o cálculo da taxa de emissão de PTS foi feito considerando a tipologia do material e as emissões inerentes aos processos de carregamento e descarregamento dentro do ciclo de movimentação. O cálculo da taxa de emissão de PTS para esta atividade é dado pela equação 29:

$$\boldsymbol{E = A * \left[K(0,0016) \frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}} \right] * \left(\frac{1-ER}{100}\right)} \qquad \text{Equação 29}$$

O valor da taxa de execução da atividade (A) foi calculado segundo o volume médio de material movimentado nos anos de 2008, 2009, 2010 e 2011 em cada setor do empreendimento. Este histórico de movimentação foi obtido no endereço eletrônico disponível em www.portodoitaqui.ma.gov.br.

O Quadro 4 apresenta o volume anual [t/ano] e o volume por hora [t/h] para cada granel sólido movimentado na área portuária de Itaqui.

Setor do Empreendimento	Material	Volume Movimentado [10^3 t/ano]	Volume Médio Movimentado [t/h]
Berço 101	Calcário	36	4
Berço 102	Calcário	54	6
	Carvão	336	38
	Cimento	86	10
	Clínquer	94	11
	Ferro Gusa	333	38
	Fertilizante	385	44
	Manganês	50	6
	Trigo	100	11
Berço 103	Antracita	125	14
	Arroz	160	18
	Bentonita	25	3
	Calcário	90	10
	Carvão	504	58
	Escória	50	6
	Ferro Gusa	37	4
	Fertilizante	715	82
Berço 105	Farelo de Soja	60	7
	Ferro Gusa	29	3,5
	Cobre	470	54

QUADRO 4 - VOLUME ANUAL [T/ANO] E O VOLUME POR HORA [T/H] PARA CADA GRANEL SÓLIDO MOVIMENTADO NA ÁREA PORTUÁRIA DE ITAQUI.

Fonte: www.portodoitaqui.ma.gov.br. Acesso em: 15 dez 2012.

O fator multiplicador K utilizado nos cálculos refere-se às partículas com diâmetro aerodinâmico igual ou menor que 30 µm (PM_{30}).

O valor da variável U foi obtido após análise dos dados meteorológicos de velocidade do vento obtidos da estação localizada no Aeroporto Internacional Marechal Hugo da Cunha Machado de São Luís/MA. Vale ressaltar que foi considerado o maior valor de velocidade do vento ocorrido no período de análise a fim de garantir um cenário conservador.

O valor da variável M foi obtido da Tabela 9.

A etapa referente à transferência de material é dada por correrias enclausuradas. Os demais processos de manuseio de material ocorrem sem a utilização de equipamentos de controle de poluição atmosférica.

Dessa forma, para os processos que não envolveram a movimentação de material através de correias enclausuradas foi considerado ER nulo (nenhum equipamento de controle de poluição atmosférica). Em contrapartida, para os processos que envolveram a movimentação de material através das correias enclausuradas foi considerado ER igual a 90%.

A Tabela 10 a seguir apresenta a compilação de todos os valores das variáveis utilizadas nos cálculos da taxa de emissão de PTS.

Tabela 10 - Variáveis utilizadas para o cálculo da taxa de emissão de MP proveniente da movimentação de granéis sólidos em Itaqui.

Variável	**Valor adotado e considerações importantes**	**Unidade da variável**
Taxa de execução da atividade (A)	Quadro 4	t/h
Fator multiplicador para o tamanho da partícula (K)	0,74 (para partículas com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 30µm)	adimensional
Velocidade do vento (U)	14,41 (velocidade do vento máxima registrado em 2012 – cenário conservador)	m/s
Teor de umidade (M)	Tabela 9	%
Eficiência do equipamento de controle (ER)	90 (referente às etapas de transferência de materiais por correias enclausuradas)	%

5.1.2.2 *Pátio de estocagem de minério de ferro da CVRD*

O cálculo da taxa de emissão de PTS proveniente do pátio de estocagem de minério de ferro da CVRD foi feito utilizando a mesma metodologia do cálculo da taxa de emissão de PTS proveniente das atividades de manuseio de material no Porto de Itaqui, porém utilizando novos

valores para as variáveis A (taxa de execução da atividade), M (teor de umidade) e ER (eficiência do equipamento de controle). A Tabela **11** apresenta a compilação de todos os valores das variáveis utilizadas nos referidos cálculos.

Tabela 11 - Variáveis utilizadas para o cálculo da taxa de emissão de PTS proveniente da movimentação de granéis sólidos nos pátios de estocagem de minério de ferro da CVRD.

Variável	**Valor adotado e considerações importantes**	**Unidade da variável**
Taxa de execução da atividade (A)	11.000 (valor multiplicado por 2 por considerar o empilhamento e recuperação das pilhas)	t/h
Fator multiplicador para o tamanho da partícula (K)	0,74 (para partículas com diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 30µm)	Adimensional
Velocidade do vento (u)	14,41 (velocidade do vento máxima registrada em 2012 – cenário conservador)	m/s
Teor de umidade (M)	5(teor de umidade do minério de ferro)- Bohn *et al*., (1978)	%
Eficiência do equipamento de controle (ER)	0 (considerada nula por não haver equipamento de controle)	%

5.2 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PTS ATRAVÉS DO *BOX MODEL*

Conforme abordado na seção 3.6, a concentração de partículas totais em suspensão (PTS) foi obtida à partir do modelo de caixa euleriano (*Eulerian Box Model)* (SEINFELDS e PANDIS, 2006) dado por:

$$\boldsymbol{C_{final}} = \left(\frac{\boldsymbol{q}}{\boldsymbol{\Delta y H u}} + \boldsymbol{C_o}\right) \qquad \text{Equação 30}$$

A taxa de emissão de PTS (q) foi considerada como a soma de todas as taxas de emissão provenientes das atividades poluidoras consideradas no Porto de Itaqui e no pátio da CVRD. Portanto, o valor utilizado para q foi de 49 g/s (176,37 kg/h).

As variáveis H e Δy, conforme descrito na seção 3.6, representam as dimensões da região de estudo considerada neste trabalho. O valor de H (altura de mistura) foi considerado constante, adotando-se o valor de 1000 metros de altura (SEINFELDS e PANDIS, 2006). O valor de Δy foi obtido a partir da ferramenta *google earth*, onde foi possível medir a dimensão lateral da "caixa" e estimar um valor aproximado de 2500 metros.

A variável u (velocidade do vento) foi obtida através da média das velocidades observadas em todo o período de 2012.

Para C_o (concentração de background), assumiu-se o valor de 1μg/m³ (SEINFELD e PANDIS, 2006).

5.3 FLUXO DE DEPOSIÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTÁVEL

Como pôde ser observado na revisão da literatura, são muitas as formulações matemáticas para o cálculo da velocidade de deposição.

Conforme justificado na seção 3.5, este trabalho utiliza equações empíricas formuladas por Hinds (*apud* RUZER e HALEY, 2005), Noll *et al*., (2001) e Cleaver e Yates (1975) para o cálculo de V_{st}, V_{di} e V_{dd} (Equação 8), respectivamente.

5.3.1 **Fluxo de deposição úmida**

Para o cálculo do fluxo de deposição úmida (F_{du}) foi utilizada a Equação 3 (seção 3.5.1) apresentada por Seinfeld e Pandis (2006) e reescrita abaixo:

$$\boldsymbol{F_{du}(t) = \int_0^h \Lambda(z,t) C(z,t) dz} \qquad \text{Equação 31}$$

Conforme Seinfeld e Pandis (2006), considerou-se $C(z,t)$ igual à:

$$\boldsymbol{C(z,t) = C_c exp\left(\frac{-z}{Hp}\right) dz}$$ Equação 32

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

$$\boldsymbol{F_{du}(t) = \int_0^h \Lambda(z,t) C_c\, exp\left(\frac{-z}{Hp}\right)} \text{ dz}$$ Equação 33

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 de MPS em função da concentração de PTS, tem-se que:

$$\boldsymbol{F_{du}(t) = \Lambda C_c(t) \int_0^h exp\left(\frac{-z}{Hp}\right) dz}$$ Equação 34

Onde h é a altura base da nuvem e Hp foi considerada a camada limite planetária. Para ambos, assumiu-se valor igual de 1000 metros (SANTIAGO, 2009). Tem-se, então:

$$\boldsymbol{F_{du}(t) = \Lambda C_c(t)(Hp)\left[exp\frac{-h}{Hp} - \mathbf{exp(0)}\right]}$$ Equação 35

Ou seja,

$$\boldsymbol{F_{du}(t) = \Lambda C_c(t)(Hp)\left[exp\frac{-h}{Hp} - \mathbf{1}\right]}$$ Equação 36

5.3.1.1 *Identificação do coeficiente de washout (Λ)*

Para determinação do coeficiente de *washout*, Alves (2011) reconstruiu o gráfico de Engelmann (*apud* BOUBEL *et al*., 1994) para identificar a função polinomial de 2º grau que relaciona a taxa de precipitação local e o diâmetro da partícula.

Em seu trabalho, Engelmann classificou o diâmetro da partícula em 04 (quatro) classes de tamanho: 0 a 4 μm; > 4 μm a 8 μm; > 8 μm a 18 μm; e 18 μm a 40 μm.

De posse dos polinômios ajustados às curvas de Engelmann (1968) e conhecendo-se a taxa de precipitação pluviométrica, foi possível determinar o coeficiente de Λ para cada faixa de diâmetro da partícula e ainda para cada hora de chuva ocorrida na região.

5.3.1.2 *Concentração de partículas atmosféricas por classe de tamanho*

Como mostra a Equação 36 (seção 5.3.1) o fluxo de deposição úmido depende da concentração de partículas no ambiente. Entretanto, este deve ser o resultado da soma dos fluxos por classe de tamanho, uma vez que os diferentes tamanhos das partículas não se comportam da mesma forma na atmosfera. Dessa forma, foi necessário conhecer a concentração das partículas por classe de tamanho e sua fração mássica correspondente.

A concentração das partículas atmosféricas (PTS) foi obtida aplicando o "modelo caixa" na região de estudo, conforme descrito na seção 5.2.

Esta concentração precisou ser corrigida para concentração de material particulado sedimentável (MPS), uma vez que os dados de entrada para modelos de deposição requerem o conhecimento da concentração de partículas atmosféricas de todas as faixas de tamanho (MPS) e não apenas para partículas menores do que 30 μm (PTS).

Dessa forma, esta correção foi baseada na equação desenvolvida por Alves (2011), obtida através da relação entre dados de PTS (C_{PTS}) medidos pelo equipamento TEOM (*Tapered Element Oscilating Microbalance*) com dados do MPS (C_{MPS}) medidos pelo equipamento AGV (Amostrador de Grande Volume). A formulação desenvolvida por Alves (2011) é apresentada a seguir:

$$\boldsymbol{C_{MPS} = 1,4192\ (C_{PTS}) + 22,651} \qquad \text{Equação 37}$$

Alves (2011) relata que a correlação dos dados medidos para PTS e MPS foi de 79% (R^2 da curva). Além disso, os dados de MPS podem ser explicados em 62% dos casos pelo valor de PTS.

Alves (2011) realizou a distribuição de tamanhos de partículas à partir de dados experimentais coletados por Conti *et al*., (2009), que usou superfícies substitutas para amostrar e visualizar as partículas sedimentadas na estação de monitoramento da Região Metropolitana da Grande Vitória (RGV), ES.

A Tabela 12 a seguir mostra as classes de diâmetro das partículas e suas frações mássicas correspondentes.

Tabela 12 - Classe e fração mássica das partículas.

Classe	Diâmetro [µm]	Fração Mássica
0,19 a 6	4	0,2338
6 a 13	8	0,4664
13 a 29	18	0,0125
> 29	40	0,2874

Fonte: Adaptado de Alves (2011).

Com base nos valores de fração mássica apresentados na Tabela **12** e na concentração de MPS obtido pela Equação 37, foi possível obter os valores de concentração de MPS para cada classe de tamanho da partícula através da Equação 38, a seguir:

$$\boldsymbol{C_I = f_{mI} C_c} \qquad \text{Equação 38}$$

Onde f_{mI} é a fração mássica da classe I, e C_c é a concentração corrigida pela Equação 37.

Dessa forma, com os valores de Λ (s^{-1}) e C_c (µg/m³) para cada classe de tamanho de partícula, foi calculado o fluxo de deposição úmida ($F_{du}(t)$) para cada classe de tamanho da partícula em cada hora onde houve precipitação pluviométrica na região de estudo.

Além disso, os valores obtidos estavam em $\mu g m^{-2} s^{-1}$ e foram corrigidos para $g m^{-2} m\hat{e} s^{-1}$. Por fim, todos os valores de fluxo de deposição úmido de um mesmo mês foram somados, gerando um perfil para o período de janeiro de 2012 a dezembro de 2012 para a região portuária de Itaqui e regiões de entorno.

5.3.2 **Fluxo de deposição seca**

Para o cálculo do fluxo de deposição seca, foi adotado o Método Inferencial, como abordado na seção 3.5.2.1. Este, por sua vez, considera que o fluxo de deposição é o resultado da multiplicação da velocidade de deposição pela concentração de partículas atmosféricas.

Entretanto, o fluxo de deposição deve ser o resultado da soma dos fluxos por classe de tamanho das partículas. Dessa forma, este item está subdivido em duas etapas: o cálculo da concentração por classe de tamanho e o cálculo da velocidade de deposição.

5.3.2.1 ***Concentração de PTS por classe de tamanho***

Conforme abordado na seção 5.2, a concentração de PTS na região de estudo foi obtida utilizando o modelo de caixa euleriano. Para calcular a concentração de PTS por classe de tamanho, utilizou-se a divisão de classes feita por Conti *et al*., (2009), apresentada na Tabela **13**.

Tabela 13 – Distribuição da fração mássica pelo diâmetro médio da partícula segundo Conti *et al*., (2009).

Faixa de Tamanho		Diâmetro Médio da Partícula [µm]	Fração Mássica
0,190	0,268	0,229	1,21E-03
0,268	0,329	0,299	1,41E-03
0,329	0,380	0,354	1,79E-03
0,380	0,424	0,402	2,10E-03
0,424	0,465	0,445	2,44E-03
0,465	0,503	0,484	3,25E-03
0,503	0,537	0,520	3,90E-03
0,537	0,600	0,569	2,99E-03
0,600	0,706	0,653	4,12E-03
0,706	0,805	0,756	4,58E-03
0,805	0,910	0,858	6,13E-03
0,910	1,004	0,957	6,59E-03
1,004	2,009	1,507	5,04E-03
2,009	3,001	2,505	1,93E-02
3,001	4,008	3,505	3,31E-02
4,008	5,022	4,515	4,15E-02
5,022	6,011	5,517	9,44E-02
6,011	7,015	6,513	9,95E-02
7,015	8,042	7,528	1,17E-01

8,042	9,027	8,534	1,19E-01
9,027	10,006	9,517	1,29E-01
10,006	50,894	30,450	3,19E-02
50,894	140,000	95,447	2,70E-01

5.3.2.2 *Velocidade de deposição*

Este tópico aborda a metodologia seguida para o cálculo da V_d. Para cada classe de tamanho, foi tirada a sua mediana e calculados os valores de V_d.

A velocidade de deposição (Equação 8) é reapresentada abaixo:

$$\boldsymbol{V_d = V_{st} + V_{di} + V_{dd}} \qquad \text{Equação 39}$$

A velocidade de Stokes ou velocidade terminal (V_{st}) foi calculada à partir da formulação desenvolvida por Hinds (*apud* RUZER e HALEY, 2005), onde considera-se a densidade da partícula em função da densidade padrão (ρ_o) e seu diâmetro equivalente (Equação 40).

$$\boldsymbol{V_{st} = \frac{\rho_o d_p^2 g C_f}{18\eta}} \qquad \text{Equação 40}$$

O coeficiente de Cunninhgam foi calculado segundo Handis (*apud* RUZER e HALEY, 2005), conforme a equação reescrita abaixo:

$$\boldsymbol{C_f = 1 + \frac{\lambda}{d_p}\left[2,34 + 1,05EXP\left(\frac{-0,39d_p}{\lambda}\right)\right]} \qquad \text{Equação 41}$$

A velocidade de deposição inercial (Equação42) foi calculada a partir das formulações desenvolvidas por Noll *et al*., (2001).

$$\boldsymbol{V_{di}^{+} = a_1 e^{-0,5\left(\frac{R_e - a_2}{a_3}\right)^2} + a_4 e^{-0,5\left(\frac{ln\tau^{+} - lna_5}{a_6}\right)^2}} \qquad \text{Equação 42}$$

O número de Reynolds foi calculado segundo a fórmula:

$$\boldsymbol{R_e = \frac{\rho_{ar} V_{st} d_p}{\eta}} \qquad \text{Equação 43}$$

O tempo de relaxamento adimensional dado por τ^{+}é definido pela Equação 44.

$$\boldsymbol{\tau^{+} = \frac{\tau U^{*2}}{\nu}}$$ Equação 44

A variável U* (velocidade de fricção) foi calculada mês a mês de acordo com os valores de velocidade média escalar dos ventos obtidos da Estação do Aeroporto Internacional Marechal Hugo da Cunha Machado em São Luís, estado do Maranhão. A velocidade U* é dada pela Equação 45.

$$\boldsymbol{U^{*} = K_k \left[\frac{U}{ln\left(\frac{z}{z_o}\right)}\right]}$$ Equação 45

A variável τ corresponde o tempo de relaxamento definido segundo a equação dada por:

$$\boldsymbol{\tau = \frac{C_f \rho_o {d_p}^2}{18\eta}}$$ Equação 46

Por fim, os coeficientes a_1, a_2, a_3, a_4, a_5 e a_6 foram calculados, segundo Noll *et al*., (2001), através do método dos mínimos quadrados, onde estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14-Coeficientes utilizados na Equação 42.

a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6
0,024175	40300	3833,25	1,4911	18	1,7

Fonte: Adaptado de Noll, Jackson e Oskouie (2001).

A velocidade de deposição difusiva, desenvolvida por Cleaver e Yates (1975) e também utilizada por Noll *et al*., (2001), foi calculada conforme apresentada na Equação 47.

$$\boldsymbol{V_{dd}^{+} = 0,084 \left(\frac{\nu}{D}\right)^{-0,667}}$$ Equação 47

O coeficiente de difusividade D é dado pela Equação 48 (SEINFELD e PANDIS, 2006):

$$\boldsymbol{D = \frac{K_b T C_f}{3\pi\eta d_p}}$$ Equação 48

A partir das velocidades conhecidas de V_{st}, V_{di} e V_{dd}, o fluxo de deposição foi calculado utilizando a equação de Chamberlain (1960) ou método inferencial dado pela Equação 7 (seção 3.5.2.1) e reescrita abaixo:

$$\boldsymbol{F_d = \sum F_I = \sum C_I V_d(d_p, I)}$$ Equação 49

A Tabela 15 apresenta todas as constantes utilizadas nos cálculos e equações mencionadas anteriormente.

Tabela 15-Constantes utilizadas nos cálculos do fluxo de deposição seca.

Constante	**Símbolo**	**Unidade**	**Valor**
Constante de Von Kárman's	K_k	adimensional	0,4
Gravidade	g	m/s²	9,81
Densidade padrão	ρ_o	kg/m³	997,05
Densidade do ar	ρ_{ar}	kg/m³	1,18
Viscosidade absoluta do ar	η	Kg/m s²	1,74E-05
Rugosidade da superfície	z_o	m	2,00
Altura acima do solo	z	m	4,00
Percurso livre médio do gás	λ	m	4,55E-03
Constante de Boltzmann	K_b	J/k	1,38E-23

Pi	π	adimensional	3,14
Viscosidade cinemática do ar	v	m²/s	1,47E-05

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção são apresentados os resultados referentes ao potencial de risco de contaminação de fardos celulósicos por material particulado sedimentável (MPS) (partículas com diâmetro aerodinâmico de todos os tamanhos) no Porto de Itaqui em São Luís - MA.

Para tal, este item apresenta a taxa de emissão de partículas totais em suspensão (PTS), abordando a contribuição de cada fonte poluidora na emissão dessas partículas e apresenta também os valores encontrados para o fluxo de deposição de MPS na área de estudo.

6.1 TAXA DE EMISSÃO PARA PTS

Esta seção tem por objetivo apresentar os valores calculados da taxa de emissão de partículas totais em suspensão (PTS) proveniente das fontes de poluição atmosférica inventariada para o Porto de Itaqui e para o pátio de estocagem de minério de ferro da CVRD.

Esta seção está estruturada em dois subtópicos principais: taxa de emissão de PTS no Porto de Itaqui e taxa de emissão de PTS no pátio de estocagem da CVRD.

6.1.1 **Taxa de emissão de PTS no Porto de Itaqui**

As atividades poluidoras inventariadas neste trabalho para a região do Porto de Itaqui abrangem as atividades de tráfego de caminhões de carga e a consequente ressuspensão de material particulado (MP) para a atmosfera e o manuseio e pilhas de estocagem de granéis sólidos nas operações industriais do Porto. As taxas de PTS referente ao tráfego de caminhões de carga estão apresentadas a Tabela 16.

As taxas de PTS referente ao manuseio de granéis sólidos e pilhas de estocagem na área industrial de Itaqui estão apresentadas na Tabela 17.

Tabela 16 – Emissões atmosféricas para $\mathbf{PM_{30}}$ provenientes do tráfego de caminhões nas vias pavimentadas do Porto de Itaqui.

Origem	**Emissões Atmosféricas - PM_{30} [kg/h]**
Via 1 – azul	4,06
Via 2 – vermelha	2,64
Total	6,7

Tabela 17 - Emissões atmosféricas para $\mathbf{PM_{30}}$ na área portuária de Itaqui.

Origem	**Emissões Atmosféricas- PM30 [kg/h]**
Berço 101	1,03
Berço 102	1,10
Berço 103	1,22
Berço 105	0,03
Total	**3,37**

A partir dos dados apresentados nas Tabelas 16 e 17, percebe-se que, em relação às fontes poluidoras consideradas neste trabalho, a ressuspensão de particulado nas vias pavimentadas do Porto de Itaqui corresponde a aproximadamente 70% das emissões de PTS, sendo as atividades de manuseio de granéis sólidos e estocagem em pilhas responsáveis por 33%.

Com relação às emissões de PTS nas áreas de atracação dos navios (berços 101, 102, 103 e 105), nota-se que o berço 103 corresponde a 36% das emissões de PTS. Já os berços 102 e 101, estes são responsáveis por 33% e 30% das emissões de PTS, respectivamente. O berço 105 foi o que apresentou menor valor emissão de material particulado, em torno de 1%.

Analisando todas as fontes poluidoras separadamente, a via de tráfego 1 (linha azul) foi a fonte que apresentou maior emissão de PTS, correspondente a 40%.

6.1.2 **Taxa de emissão para PTS no pátio de estocagem da CVRD.**

Este item apresenta as taxas de emissão para PTS provenientes do pátio de estocagem pertencente à Companhia Vale do Rio Doce – CVRD. A Tabela 18 apresenta os valores em kg/h de PTS emitido em cada fonte inventariada neste trabalho.

Tabela 18 - Emissões atmosféricas para $\boldsymbol{PM_{30}}$ em cada fonte inventariada na área de estudo.

Origem	**Emissões Atmosféricas - PM30[kg/h]**	**Percentual de Contribuição (%)**
Pátios de estocagem da CVRD	166,3	94
Vias 1 e 2	6,7	4
Berços 101, 102, 103 e 105	3,37	2
TOTAL	**176,37**	**100**

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 18, os pátios de estocagem de minério de ferro da CVRD corresponde a quase a totalidade das emissões de PTS, com 94%. Em contrapartida, as atividades de manuseio de grãos na área dos berços do Porto de Itaqui apresentam-se com a menor contribuição na emissão de PTS, com 2%. As atividades de tráfego de caminhões respondem a 4% das emissões de PTS.

6.2 FLUXO DE DEPOSIÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTÁVEL

Esta seção tem por objetivo apresentar os valores encontrados para o fluxo de deposição para material particulado sedimentável (MPS) no Porto de Itaqui e na área do pátio de minério da CVRD.

Visto que o fluxo de deposição possuiu uma parcela correspondente ao fluxo de deposição seco e outra correspondente ao fluxo de deposição úmida, está seção está estruturada em 02 (duas) partes. Na primeira parte são apresentados e comentados os resultados para o modelo empírico de deposição úmida. Na segunda parte, são apresentados os resultados para o fluxo de deposição total (seca + úmida).

6.2.1 **Fluxo de Deposição Úmida**

Na Figura 31 são apresentados os valores mensais de fluxo de deposição úmida, calculados através dos dados de precipitação obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), no período de janeiro a dezembro de 2012.

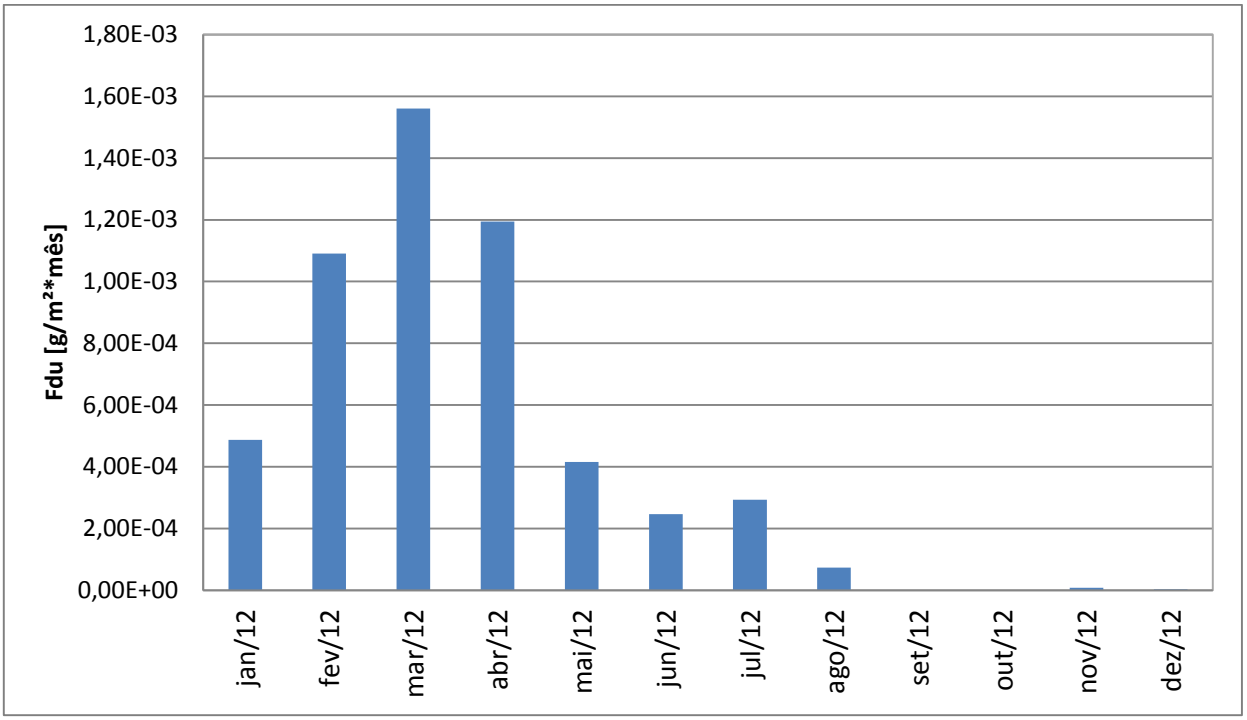

Figura 31 – Série temporal das estimativas dos fluxos de deposição úmida para a região de estudo no período de janeiro a dezembro de 2012.

Conforme mencionado na seção 3.5.1, o fluxo de deposição úmida varia de acordo com a pluviometria e a concentração de PTS do local. Como o valor da concentração de PTS foi considerado o mesmo para todo o período de estudo, o fluxo de deposição úmido de um mês para o outro altera-se apenas conforme o volume de chuva precipitado.

Os baixos valores de fluxo de deposição úmida foram calculados através de métodos empíricos, portanto, representam uma estimativa do cenário real. Outro fator importante a ser considerado é que, devido a falta de dados horários de precipitação, foi considerado o volume acumulado de chuva em um dia e, então, feito a média para 24 horas. Dessa forma, não foi possível fazer

a contagem de deposição de MPS para cada hora de chuva e sim, para um único valor médio horário.

Baixos valores de fluxo de deposição úmida também foram verificados por Alves (2011), na qual foram comparados dados de deposição úmida experimentais com dados obtidos por o mesmo modelo empírico adotado neste trabalho. Nesta ocasião, os valores de deposição úmida obtidos através do método empírico respondiam em apenas 10% do valor obtido por métodos experimentais.

Dessa forma, estima-se que o fluxo de deposição úmida real para esta região seja consideravelmente maior do que os valores apresentados na Figura 31.

6.2.2 **Fluxo de Deposição Total**

Conforme citado na revisão bibliográfica, o fluxo de deposição é o resultado da soma do fluxo de deposição úmida e o fluxo de deposição seca. Na Figura **32** são apresentados os resultados da aplicação do modelo empírico desenvolvido por Noll *et al*., (2001) para determinação do fluxo de deposição seca somados ao fluxo de deposição úmida.

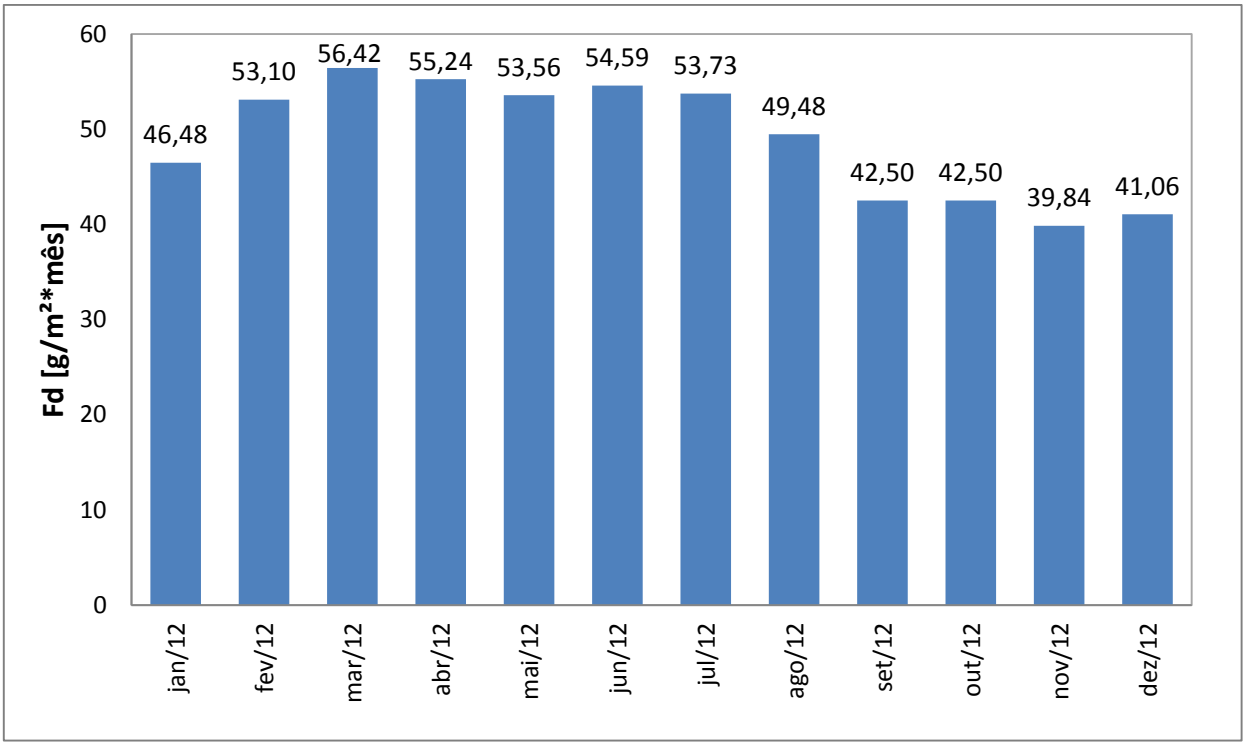

Figura 32 – Série temporal dos dados de fluxo de deposição total no período de janeiro a dezembro de 2012 no Porto de Itaqui e regiões do entorno.

A Figura 32 apresenta o resultado da aplicação do modelo empírico desenvolvido por Noll *et al.*, (2001) para a estimativa do fluxo de deposição total (seca + úmida) de MPS. De modo geral, estes valores não apresentam variações discrepantes de mês a mês, permanecendo dentro de uma faixa entre 40 a 55 g/m²mês, aproximadamente.

O fluxo de deposição (F_d) teve seu pico no mês de março, seguido do mês de abril, com 56,42 g/m²mês e 55,24 g/m²mês, respectivamente. O menor valor observado foi no mês de novembro, com 39,84 g/m² mês. O valor médio de F_d para todo o período analisado foi de 49,04 g/m²mês.

A Tabela 19 apresenta os valores de fluxo de deposição total para o período analisado, junto com os valores de limites estabelecidos por alguns países e Estado de Minas Gerais, Brasil.

Tabela 19 - Valores de deposição de MPS em Itaqui comparados com valores limites de deposição existentes em outros países e em Minas Gerais. Todos os valores correspondem a média anual.

Local	**Porto de Itaqui**	**Argentina Finlândia Austrália [g/m²*mês]**	**Canadá [g/m²*mês]**	**Espanha [g/m²*mês]**	**USA [g/m²*mês]**	**Alemanha [g/m²*mês]**	**Minas Gerais [g/m²*mês]**
Valor de Deposição [g/m²mês]	49,04	10	4,5 a 8	5,5 a 8	6	10,5	5 a 10

É importante salientar que as comparações devem ser feitas com certo cuidado, sabendo que os valores apresentados na Tabela 19 não são estabelecidos para um mesmo método de coleta, atribuindo diferença nos resultados finais de deposição. Entretanto, pode-se notar que o valor de deposição de MPS médio encontrado nesta pesquisa apresenta-se superior em até 5 vezes aos padrões internacionais.

Outra análise importante é que o Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM do estado de Minas Gerais em sua Deliberação Normativa nº01 de 1981 atribui ao valor limite de 10 g/m²mês de partículas sedimentáveis para regiões industriais e 5 g/m²mês as demais áreas (comerciais e residenciais). Sendo assim, os resultados de deposição de partículas sedimentáveis encontrados nesta pesquisa são 05 (cinco) vezes maiores que os padrões preconizados por lei.

Ainda conforme pesquisa realizada por Alves (2011), os resultados de deposição obtidos pelas formulações empíricas desenvolvidas por Noll *et al*., superestimaram em aproximadamente 30% os resultados obtidos experimentalmente, ou seja, os resultados empíricos foram 30% maiores que os dados reais.

De forma análoga, estima-se que os resultados apresentados na Figura 32 estejam superestimados em proporções próximas aos resultados apresentados por Alves (2011), ou seja, em torno de 30% maiores que os reais valores de deposição de MPS, visto que a metodologia utilizada neste trabalho para a obtenção de resultados foi a mesma utilizada por Alves (2011).

Estes, por sua vez, representam grande risco de contaminação para os fardões de celulose que serão armazenados e transportados no Porto de Itaqui, visto que, acima dos valores limites

ambientais, as partículas atmosféricas sedimentadas são consideradas visíveis e tangíveis nas superfícies de deposição.

Como este trabalho analisa o potencial de risco de contaminação da superfície dos fardões, é possível inferir que as partículas serão tangíveis e visíveis no material celulósico, elevando o teor de sujidade nas folhas dos fardões e, consequentemente reduzindo a qualidade do mesmo.

7 CONCLUSÃO

O objetivo deste trabalho constitui em avaliar o potencial de risco de contaminação de fardos celulósicos por sedimentação de partículas atmosféricas na região portuária de Itaqui, local este onde está prevista para 2013, a instalação de um armazém para estocagem e distribuição deste material celulósico.

Para tal, esta análise baseou-se em 03 (três) etapas principais: (i) a análise sintetizada da meteorologia local, tendo em vista a influência dos parâmetros meteorológicos na dispersão dos poluentes emitidos na região de estudo; (ii) a estimativa da taxa de emissão de partículas totais em suspensão (PTS) para algumas atividades com significativa emissão de partículas atmosféricas; e (iii) a estimativa do fluxo de deposição de material sedimentável na região estudada.

A etapa referente a caracterização da meteorologia local apresentou os valores médios, máximos e mínimos de temperatura, precipitação, umidade relativa e pressão atmosférica do ar. Além disso, concluiu-se que o regime de ventos encontrado para esta região apresenta-se como contribuinte em potencial para a contaminação dos fardos celulósicos, uma vez que os ventos são predominantemente oriundos de Leste-Nordeste (ENE), seguidos de ventos oriundos de Nordeste (NE), com valores respectivos a 45% e 22% do total de ocorrências observadas para todo o período analisado. Estes, por sua vez, atuam fortemente no carreamento de partículas atmosféricas do pátio de estocagem de minério de ferro da CVRD. para a área onde será instalado o armazém de estocagem dos fardos e também onde ficará localizado o berço 100 (em construção), local onde está previsto o carregamento deste material nos navios atracados. Dessa forma, conclui-se que o regime de ventos da região estudada representa um agente em potencial para à contaminação dos fardões celulósicos.

O valor estimado da taxa de emissão de partículas totais em suspensão (PTS) provenientes das fontes poluidoras inventariadas nesta pesquisa totalizaram aproximadamente 176,37 kg/h. Dentre as fontes poluidoras analisadas, verificou-se que os pátios de estocagem de minério de ferro da CVRD respondem a 94% das emissões de particulados atmosféricos, enquanto que as vias de tráfego e a região de atracagem dos berços contribuem com a emissão de particulados em 4 e 2%, respectivamente.

Assim, apesar de serem valores estimados, percebe-se que a atmosfera local recebe uma grande quantidade de partículas atmosféricas que, somadas às condições de ventos da região, conforme

apresentado anteriormente, caracteriza-se como uma região com elevados níveis de PTS em sua atmosfera local, representando mais um fator com potencial de risco de contaminação de fardões de celulose.

Com relação à estimativa do fluxo de deposição de material particulado sedimentável (MPS) na região de interesse, ficou evidenciado que os valores estimados para a sedimentação de partículas em g/m²mês superam em até 05 (cinco) vezes os valores limites preconizados pela legislação ambiental existente no país para regiões industriais (10 g/m²mês) e até mesmo os padrões limites de leis internacionais. O valor médio encontrado para o fluxo de deposição de MPS para o período analisado foi de 49,04 g/m²mês, tendo seu pico observado no mês abril com 56,42 g/m²mês.

É sabido que valores de deposição de partículas fora dos padrões ambientais são visíveis e tangíveis ao se depositarem em superfícies. Assim, conclui-se que os valores estimados para fluxo de deposição de MPS, caso sejam mantidos até o momento de armazenagem e transporte dos fardões, serão percebidos visivelmente nas superfícies das folhas do material celulósico e sentidos pelo tato de um indivíduo, ocasionando o acúmulo e adsorção de partículas sedimentáveis na superfície das folhas de celulose e o aumento do teor de sujidade das mesmas.

Com o intuito de diminuir ou extinguir as falhas existentes neste trabalho, recomendam-se como sugestões para pesquisas futuras: (i) o conhecimento sobre as concentrações reais de PTS da região de Itaqui, bem como os dados horários de pluviometria local; (ii) um estudo mais aprofundado sobre a distribuição das partículas por classe tamanho especificamente para a região estudada, assim como suas respectivas frações mássicas; (iii) um melhor ajuste dos modelos de Muyshondt (1996), e Cleaver Yates (1975) para a região; e (iv) análises laboratoriais que visem identificar qual o valor limite de fluxo de deposição de partículas correspondente para que não ultrapasse os valores limites de teor de sujidade aceitáveis para materiais celulósicos.

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.

ALCARDE, J.C *et al*. Avaliação da higroscopicidade de fertilizantes e corretivos. **Sciente Agricola**. V. 49, n 1, p. 137-144, 1992.

ALMEIDA, I. T. de, **A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto**. 1999. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Área de Concentração: Engenharia Mineral, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

ALVES, M. R. **Estudo do Fluxo de Deposição de Partículas para a Região Metropolitana da Grande Vitória usando dados de PTS**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

AMATO, F. *et al*. Quantifying Road resuspension in urban environment by Multi linear Engine: A comparison with PMF2. **Atmospheric Environment**. V. 43, p. 2771-2780, 2009.

ANDRADE, A. S., de. **Qualidade da madeira, celulose em Pinus taeda L**.: Influência da idade e classe de produtividade. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

ARAÚJO E. G. de; FERNANDES N. S.. Determinação da umidade em farinhas de trigo utilizando o método clássico de análise e a termogravimetria (TG). Natal, 2002. Disponível em: < http://annq.org/congresso2007/trabalhos_apresentados/T78.pdf>. Acesso em: 10 set 2012.

ARAUJO, R. H. **Celulose Kraft produzida a partir das madeiras de bracatinga (*Mimosa scabrella*) e eucalipto (*Eucalyptus saligna*) misturadas em diferentes proporções**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências Rurais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL - BRACELPA. **Relatório de sustentabilidade**. São Paulo: Report Comunicação, 2010

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

AVANÇOS tecnológicos e automação. **Celulose & Papel**, Água Verde, ano 1, v. 1, p. 27-34. 2008.

BOHN R. *et al*., **Fugitive emissions from integrated iron and steel plants**. Midwest Research Institute. Missouri, 1978.

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.

BUSNARDO, C. A. **Estudo sobre a deslignificação da madeira de Eucalyptusurophylla de origem híbrida, pelo processo Kraft, para produção de celulose**. 1981. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1981.

CAMPOS, G. J. C de. **Carvão mineral**. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2005. Disponível em:< http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:ftp://ftp.fem.unicamp.br/pub/IM338/gas.pdf>. Acesso em: 17 dez. 2012.

CASTANHO, A. D. A. de, **A determinação quantitativa de fontes de material particulado na atmosfera da cidade de São Paulo**. 1999. 131 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

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

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

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

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.

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: 15 jan. 2013.

CONTI, M. M.; MENEGUSSI, L. R.; REIS, N; C.; SANTOS, J. M.; SILVA, F. J.; SCANDIAN, C. Chemical and morphological characterization of dustfall (dry deposition) in Vitória-ES Brazil. European Aerosol Conference, Karlsruhe, Germany, 2009.

D' ALMEIDA. **Celulose e Papel** – Tecnologia de Fabricação da Pasta Celulósica, SENAI – IPT, v.1, 2ª ed., São Paulo, p559, 1988.

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

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

FERNANDES, D. M. **Estudo de estabilidade térmica de blendas de poli-álcoolvinílico)/lignina modificada**. 2005. Dissertação (Mestrado em Química) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2005.

GOOSSES, 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.

HAUCK, H.; BENNER, A.; FRISCHER, T.; GOMISCEK, B; KUNDI, M.; NEUBERGER, M.; PUXABAUM, 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.

JACOBSON, M. Z. **Atmospheric Pollution: History, Science and Regulation**. Published in the United States of America by Cambridge University Press, New York.p. 118-127, 2002.

LEE, J. Biological conversion of lignocellulosic biomass to ethanol.**JournalofBiotechnology**, v. 56, p. 1-24, 1997.

LEMOS, J. L. S. **Estudo da produção de xilanases por Aspergillusawamori em bagaço de cana**. 2001. Tese (Doutorado em Química) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, M. M. C. de,**Estimativa de Concentração de Material Particulado em Suspensão na Atmosfera por meio da Modelagem de Redes Neurais Artificiais**. 2006. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

LOPES, C.R.A. **Análise da indústria de papel e celulose no Brasil**. 1998. Dissertação (Mestrado em Administração) – Programa de Pós-Graduação e Pesquisa em Administração, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

MAGALHÃES, L. C., **Estudo do material particulado atmosférico e metais associados às partículas totais em suspensão na cidade de Ouro Preto, MG**. 2005. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.

MAIOLI, B. G., **Quantificação e caracterização do material particulado fino ($MP_{2,5}$) na região metropolitana da grande Vitória-ES**. 2011. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

MANFREDI, V. **O refino da celulose**. In: Curso de especialização em papel. Módulo 6 – preparação da massa. ABTCP/UFV: Mucuri, 42p., 1998.

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

MILANEZ, A. F.; BARTH, P. P. O.; PINHO, N. C.; VESZ, J. B. V. Influência das hemiceluloses nas propriedades óticas e físico-mecânicas da polpa. In: CONGRESSO ANUAL DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL, 15, 1982, São Paulo. Anais... São Paulo: Associação Brasileira de Celulose e Papel, 1982, p. 155-170.

MIMMS, A. **Kraft pulping, a compilation of notes** . Atlanta. TAPPI PRESS. ed. 2, 181p., 1993.

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.

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.

OLIVO, T. *et al*.. **Determinação da umidade as soja por medida capacitiva**. Trabalho apresentado no XVIII Congresso Brasileiro de Automática, Bonito, 2010. Disponível em: < http://www.academia.edu/775326/determinacao_da_umidade_da_soja_por_medida_capacitiva>. Acesso em 10 set. 2012.

PENALBER, A. M. C. **Estudos tecnológicos da polpação de Eucalyptusgrandis, pelo processo sulfito neutro, com e sem adição de antraquinona**. 1983. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1983.

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

PINHO, M. S. *et al*. **Avaliação na determinação do grau de umidade das sementes de arroz e soja pelo método da estufa**. Trabalho apresentado no XVI Congresso de Iniciação Científica, Pelotas, 2001. Disponível em: < http://www.ufpel.edu.br/cic/2007/cd/pdf/CA/CA_00717.pdf>. Acesso em 16 dez. 2012.

REFRATARIOS, Refabras. **Propriedades específicas**: Bentonita. Disponível em: <http://refrabras.tripod.com.br/refrabras/index.html>. Acessoem: 10 set. 2012.

ROBERTS, J. C. **The Chemistry of Paper**.Manchester: Athenaeum Press Ltd, 1996.

ROSA, C.A.B. **Influência no teor de lignina da madeira de Eucalyptusglobulus na produção e na qualidade da celulose kraft**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

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

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.

SANTOS, J. M.; REIS JR, N.C. Caracterização e quantificação de Partículas Sedimentáveis na Região da Grande Vitória. **Relatório Técnico Final elaborado para o Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. 2011.

SAVASTANO Jr., H. **Materiais a base de cimento reforçados com fibra vegetal: reciclagem de resíduos para construção de baixo custo**. 2000. Tese (Livre docência). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

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; 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**. 2 ed. New York, USA: Wiley – Interscience Publication. p. 932-936, 2006.

SILVA, A. C. **Estudo da durabilidade de compósitos reforçados com fibras de celulose**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Construção Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

SILVA, N. L. C. **Produção de bioetanol de segunda geração a partir de biomassa residual da indústria de celulose**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SJOSTROM, E. **Wood chemistry fundamentals and applications**, Orlando Academic Press, New York, p. 289, 1981.

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

TADESMIR, 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.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US-EPA. Miscellaneous sources. In:_____. **AP-42**. 5ª ed.. 1995. cap 13, p. 1-15.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – US-EPA. **Particulate Matter**. Disponível em: <http://www.epa.gov/air/particlepollution/>. Acesso em: 10 set. 2012.

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

WASTOWSKI, A. D. **Química da Madeira**. Santa Maria, 2009. Disponível em: < http://pt.scribd.com/doc/35809498/15/Processamento-da-pasta-Celulosica>. Acesso em: 11 nov. 2012.

WEHR, T. R. **Variações nas características da madeira de Eucalyptus grandis HILL Ex Maiden e suas influências na qualidade de cavacos em cozimentos kraft**. 1991. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1991.

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.

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.

ZHU, W. H. Utilization of nana fibre in composite materials. 1993. Dissertation (Master Thesis). Victoria University of Technology, Melbourne, 1993.

ANEXO A – TABELAS: DOCUMENTO AP-42

Indústria	Número de locais	Número de amostras	Teor de silte (%)		Número de faixas de tráfego	Carga total x 10^-3			Carga de Silte (g/m²)	
			Faixa	Média		Faixa	Média	Unidade	Faixa	Média
Fundição de cobre	1	3	15,4 - 21,7	19	2	12,9 - 19,5	15,9	kg/km	188 - 400	292
						45,8 - 69,2	55,4	lb/mi		
Produção de aço e ferro	9	48	1,1 - 35,7	12,5	2	0,006 - 4,77	0,495	kg/km	0,09 - 79	9,7
						0,020 - 16,9	1,75	lb/mi		
Asfalto	1	3	2,6 - 4,6	3,3	1	12,1 - 18,0	14,9	kg/km	76 - 193	120
						43 - 64	52,8	lb/mi		
Concreto	1	3	5,2 - 6,0	5,5	2	1,4 - 1,8	1,7	kg/km	11 - 12	12
						5 - 6,4	5,9	lb/mi		
Processamento de areia e cascalho	1	3	6,4 - 7,9	7,1	1	2,8 - 5,5	3,8	kg/km	53 - 95	70
						9,9 - 19,4	13,3	lb/mi		
Aterro de resíduos sólidos urbanos	2	7	ND		2	ND	ND	ND	1,1 - 32	7,4
Pedreira	1	6	ND		2	ND	ND	ND	2,4 - 14	8,2
Moinho de milho	3	15	ND		2	ND	ND	ND	0,05 - 2,9	1,1

QUADRO A.1 – VALORES TÍPICOS DE TEOR DE SILTE PARA RODOVIAS PAVIMENTADAS EM INSTALAÇÕES INDUSTRIAIS
Fonte: Adaptado de EPA, Cap. 13, seção 13.2.1 (1995).

Indústria	Nº de locais	Material	Teor de silte (%)			Teor de umidade (%)		
			Nº de amostras	Faixa	Média	Nº de amostras	Faixa	Média
Produção de ferro e aço	9	Pelotas de minério	13	1,3 - 13	4,3	11	0,64 - 4	2,2
		Minério granulado	9	2,8 - 19	9,5	6	1,6 - 8	5,4
		Carvão	12	2,0 - 7,7	4,6	11	2,8 - 11	4,8
		Escória	3	3,0 - 7,3	5,3	3	0,25 - 2	0,92
		Poeira de metal	3	2,7 - 23	13	1	ND	7
		Coque	2	4,4 - 5,4	4,9	2	6,4 - 9,2	7,8
		Minério misturado	1	ND	15	1	ND	6,6
		Sinter	1	ND	0,7	0	ND	ND
		Calcário	3	0,4 - 2,3	1	2	ND	0,2
Pedreiras	2	Calcário processado	2	1,3 - 1,9	1,6	2	0,3 - 1,1	0,7
		Calcário misturado	8	0,8 - 14	3,9	8	0,46 - 5,0	2,1
Mineração	1	Pelotas	9	2,2 - 5,4	3,4	7	0,05 - 2,0	0,9
		Rejeitos	2	ND	11	1	ND	0,4
Mineração de carvão	4	Carvão	15	3,4 - 16	6,2	7	2,8 - 20	6,9
		Entulho (rejeitos da mineração)	15	3,8 - 15	7,5	0	ND	ND
		Solo exposto	3	5,1 - 21	15	3	0,8 - 6,4	3,4
Usina de queima de carvão	1	Carvão (sem processamento)	60	0,6 - 4,8	2,2	59	2,7 - 7,4	4,5
Aterros municipais de resíduos sólidos	4	Areia	1	ND	2,6	1	ND	7,4
		Escória	2	3,0 - 4,7	3,8	2	2,3 - 4,9	3,6
		Material na superfície do solo	5	5,0 - 1,6	9	5	8,9 - 16	12
		Argila/Outros rejeitos	1	ND	9,2	1	ND	14
		Argila	2	4,5 - 7,4	6	2	8,9 - 11	10
		Cinzas/Fuligem	4	78 - 81	80	4	26 - 29	27
		Diversos materiais	1	ND	12	1	ND	11

QUADRO A.2 – VALORES TÍPICOS DE TEOR DE SILTE E UMIDADE DOS MATERIAIS EM VÁRIAS INSTALAÇÕES INDUSTRIAIS.
Fonte: Adaptado de EPA Cap. 13, seção 13.2.4 (1995).