

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

DISTRIBUIÇÃO DE POLUIÇÃO DIFUSA POR SEDIMENTOS URBANOS EM ÁREAS  
IMPERMEÁVEIS EM PORTO ALEGRE

LEIDY LUZ GARCÍA MARTÍNEZ

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador: Dr. Cristiano Poletto**

**Banca examinadora**

Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira – IPH/UFRGS  
Prof. Dr. Edson Campanhola Bortoluzzi – UPF

Porto Alegre, 26 de fevereiro de 2010

## Agradecimentos

Um agradecimento muito especial ao Prof. Cristiano Poletto pela amizade, orientação e conhecimentos transmitidos, por seu constante apoio e compreensão em todos os momentos, seus contínuos conselhos e, principalmente, por acreditar e confiar em mim. Acredito que sem a ajuda dele o caminho teria sido difícil.

Ao CNPq, pela bolsa de estudo concedida.

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul e ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas.

Agradeço o apoio do Laboratório de Sedimentos e do Núcleo de Estudos de Correntes de Densidade – NECOD (IPH – UFRGS), do Laboratório de Difractometria de Raios-X (Instituto de Geoquímica – UFRGS) e do Laboratório de Química dos Solos (Agronomia – UFRGS).

Aos Professores André Silveira e Edson Campanhola Bortoluzzi, pelo apoio importante a este trabalho.

Ao grupo de motoristas do IPH, por me ajudar na coleta das amostras.

A minha parceira de área Alice Rodrigues Cardoso, pelo apoio durante este processo.

Aos Departamentos de Limpeza Urbana, Planejamento Urbano e à Secretaria Estadual de Meio Ambiente em Porto Alegre pelas informações fornecidas.

A meu amigo Humberto, pelo apoio constante durante este processo.

Aos amigos e pessoas que contribuíram direta ou indiretamente na realização deste trabalho.

# Sumário

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>12</b>
2.1 Objetivo Geral .....	12
2.2 Objetivos Específicos .....	12
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>13</b>
3.1 Generalidades das bacias hidrográficas urbanas.....	13
3.2 Produção de sedimentos em bacias hidrográficas urbanas.....	14
3.3 Fontes potenciais de sedimento em bacias hidrográficas urbanas .....	16
3.4 Características dos sedimentos associadas ao transporte de poluentes .....	24
3.4.1 Características mineralógicas dos sedimentos urbanos .....	27
3.4.2 Distribuição de tamanhos de partículas.....	31
3.5 Fontes de metais pesados em áreas urbanas.....	35
3.5.1 Afinidade dos metais pesados pelas partículas de sedimentos .....	38
3.6 Uso de ferramentas de sistemas de informação geográficos (SIG) em estudos sobre distribuição de poluição por sedimentos .....	38
3.6.1 Generalidades sobre a interpolação de dados.....	40
3.6.2 Método do Inverso da Distância.....	42
3.7 Porto Alegre e os Estudos Sedimentológicos .....	43
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>45</b>
4.1 Área de Estudo.....	45
4.1.1 Localização da Área de Estudo .....	45
4.1.2 Características ambientais .....	46
4.1.3 Ocupação urbana.....	48
4.1.4 Fontes potenciais de poluição difusa.....	50
4.2 Monitoramento sedimentológico .....	52
4.3 Análises de laboratório.....	54
4.3.1 Distribuição granulométrica .....	54
4.3.2 Análises de metais pesados .....	55
4.3.3 Análises de difratometria de raios-X.....	55
4.4 Análises estatísticas e interpretação dos resultados.....	56
4.5 Representação de resultados em ambiente SIG .....	57
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>58</b>

<b>5.1</b>	<b>Distribuição granulométrica dos sedimentos urbanos .....</b>	<b>58</b>
<b>5.2</b>	<b>Concentrações de metais pesados em sedimentos urbanos .....</b>	<b>60</b>
<b>5.3</b>	<b>Distribuição de metais pesados na área de estudo .....</b>	<b>64</b>
5.3.1	Chumbo .....	65
5.3.2	Cádmio .....	67
5.3.3	Níquel.....	69
5.3.4	Zinco .....	71
<b>5.4</b>	<b>Análises de regressão.....</b>	<b>73</b>
<b>5.5</b>	<b>Difratometria de raios X em amostras de sedimentos .....</b>	<b>75</b>
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>76</b>
<b>7.</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>77</b>
<b>8.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>78</b>
	Anexo 1 - Laudo das análises químicas de digestão ácida total (Amostras coletadas em junho/2009).....	84
	Anexo 2 - Análises químicas de digestão ácida total de sedimentos (Amostras coletadas em setembro/2009). .....	85
	Anexo 3 - Difratogramas resultantes das análises mineralógicas realizadas em três amostras de sedimentos urbanos (Residencial/comercial, industrial, comercial) na fração < 63 µm. ....	86
	Anexo 4 - Resultados da granulometria laser em três amostras de sedimentos. ....	88
	Anexo 5 - Fotografia de locais na área industrial, comercial/residencial e comercial respectivamente. ....	90

## Lista de Figuras

Figura 1 – Hidrograma de vazões em uma região urbana e outra rural nos EUA.....	14
Figura 2 – Principais fontes de sedimentos urbanos em cidades com diversos usos do solo.....	17
Figura 3 – Diagrama de fluxo dos processos envolvidos no transporte dos sedimentos urbanos até os locais de deposição final.....	19
Figura 4 – Dinâmica de transporte dos sedimentos em zonas urbanas indicando aos corpos de água como receptores finais dos sedimentos depositados em áreas impermeáveis .....	20
Figura 5 – Distribuição não uniforme dos sedimentos na superfície principal da rua (eixo) e na sarjeta (definida como uma faixa de 50 cm de largura a partir do meio fio) .....	21
Figura 6 – Influência das bocas de lobo na dinâmica dos sedimentos urbanos, em condições de baixa vazão as partículas mais finas continuam seu caminho até corpos de água, em condições de vazão alta ocorre uma resuspensão do sedimento arrastando partículas aos corpos de água, por último, em ausência de vazão ocorrem reações químicas do tipo anaeróbico .....	23
Figura 7 – a) Estrutura simplificada de um grão de sedimento (Adaptado de: Federal Interagency Stream, 1998). b) Imagens de dois argilominerais obtidas por microscopia eletrônica de uma fração de argila fina de sedimentos coletados em uma bacia ao Sul do Brasil;.....	26
Figura 8 – Fotografia em microscópio eletrônico de partícula magnética e de um agregado derivado da abrasão do sistema de freios. Amostras extraídas de poeira acumulada em uma rua da cidade de Seul, Coreia. ....	29
Figura 9 – Concentração de partículas magnéticas achadas em amostras de sedimentos coletados em ruas com diversos usos do solo na cidade de Seul (Coreia) .....	30
Figura 10 – Tamanhos de partículas em centros urbanos de Rio Grande do Sul, a) Sedimentos coletados em ruas; b) sedimentos coletados em bueiros. ....	33
Figura 11 – Explicação gráfica da teoria de interpolação matemática de um dado desconhecido a partir de valores vizinhos conhecidos .....	41
Figura 12 – Exemplos de interpolação de pontos e concentração de metais em áreas urbanas: a) Zinco em Birmingham (Charlesworth <i>et al.</i> , 2003); b) Chumbo na região metropolitana de Porto Alegre (Poletto & Merten, 2007).....	41
Figura 13 – Localização geográfica da área de estudo.....	45
Figura 14 – Representação georeferenciada dos pontos de coleta de amostras em áreas diferenciadas pelo uso do solo na cidade de Porto Alegre.....	46
Figura 15 – Representação dos usos atuais do solo em área de estudo na cidade Porto Alegre .....	48
Figura 16 – Quantificação do fluxo veicular na área de estudo .....	51
Figura 17 – Procedimento para coleta de amostras compostas de sedimentos depositados em superfícies impermeáveis das áreas de estudo.....	52

Figura 18 – Fotografia de procedimento de coleta de amostras de sedimentos depositados em superfícies impermeáveis com uso de solo industrial no mês de junho do 2009 .....	54
Figura 19 – Fotografia tomada durante a fase de peneiramento de amostras coletadas de sedimentos urbanos, mediante a utilização de peneiras plásticas de diversos tamanhos de aberturas ..	55
Figura 20 – Distribuição granulométrica das amostras de sedimentos coletadas em áreas de uso do solo industrial, comercial e comercial/residencial .....	59
Figura 21 – Representação gráfica a través de um diagrama tipo <i>Box Plot</i> da distribuição de concentrações dos metais pesados analisados no estudo .....	62
Figura 22 – Precipitação em Porto Alegre durante o ano de 2009 .....	64
Figura 23 – Distribuição das concentrações de chumbo (Pb) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo .....	65
Figura 24 – Representação em ambiente SIG das concentrações de chumbo ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ Pb) contida na fração granulométrica $< 63 \mu\text{m}$ de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo .	66
Figura 25 – Distribuição das concentrações de cádmio (Cd) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo .....	67
Figura 26 – Representação em ambiente SIG das concentrações de cádmio ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ Cd) contida na fração granulométrica $< 63 \mu\text{m}$ de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo .	68
Figura 27 – Distribuição das concentrações de níquel (Ni) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo .....	69
Figura 28 – Representação em ambiente SIG das concentrações de níquel ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ Ni) contida na fração granulométrica $< 63 \mu\text{m}$ de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo .....	70
Figura 29 – Distribuição das concentrações de zinco (Zn) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo .....	71
Figura 30 – Representação em ambiente SIG das concentrações de zinco ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ Zn) contida na fração granulométrica $< 63 \mu\text{m}$ de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo .....	72
Figura 31 – Modelo matemático de ajuste exponencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de chumbo (Pb) contidas nele .....	73
Figura 32 – Modelo matemático de ajuste potencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de cádmio (Cd) contidas nele .....	74
Figura 33 – Modelo matemático de ajuste exponencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de níquel (Ni) contidas nele .....	74
Figura 34 – Modelo matemático de ajuste exponencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de zinco (Zn) contidas nele .....	75

## Lista de Tabelas

Tabela 1 – Produção média de sedimentos em áreas com usos do solo definidos em bacias hidrográficas urbanas na cidade de Washintong nos EUA.....	16
Tabela 2 – Resumo de estudos sobre poluição difusa associada a sedimentos urbanos em diferentes cidades do mundo, destacando os pontos de coleta de amostras e os metais analisados....	24
Tabela 3 – Classes de tamanho de partículas para caracterização de amostras de sedimentos .....	32
Tabela 4 – Principais fontes de metais pesados associadas ao tráfego veicular em áreas urbanas .....	37
Tabela 5 – Afinidade dos metais pesados à composição química dos sedimentos urbanos.....	38
Tabela 6 – Material particulado ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) medido pela estação de monitoramento da SMAM no centro de Porto Alegre entres os meses de maio e setembro do 2009 .....	52
Tabela 7 – Descrição e localização geográfica dos pontos de coleta em áreas de estudo.....	53
Tabela 8 – Resumo dos resultados obtidos a partir das análises granulométricas das amostras de sedimentos urbanos coletados durante o mês de junho de 2009 .....	58
Tabela 9 – Estatística descritiva das concentrações dos metais das amostras de sedimentos coletadas no mês de junho de 2009 .....	60
Tabela 10 – Estatística descritiva dos resultados das análises químicas de metais pesados contidos na fração $< 63 \mu\text{m}$ em amostras de sedimentos coletadas durante o mês de setembro de 2009 nas áreas de estudo .....	63
Tabela 11 – Valores de background local tomados como referência neste estudo .....	64

## Resumo

Metais pesados são subprodutos de atividades industriais, porém nos últimos anos os estudos têm demonstrado que mesmo em áreas não industriais, tem-se encontrado altas concentrações desses elementos. Neste estudo, mediu-se as concentrações de Zn, Ni, Cd e Pb em 20 amostras compostas de sedimentos urbanos coletadas em uma bacia hidrográfica urbana de 4,85 km<sup>2</sup> com três tipos de uso do solo (comercial/residencial, comercial e industrial), na cidade de Porto Alegre – RS. As concentrações foram determinadas por digestão ácida (EPA 3050) das frações 209, 150, 90, 63 e 45 µm seguida de espectrofotometria de emissão atômica com plasma acoplado indutivamente. As concentrações dos metais estudados foram interpoladas e representadas geograficamente utilizando Idrisi© Andes e os resultados mostram que as maiores concentrações estão localizadas na parte comercial e comercial/residencial da área de estudo, caracterizada por apresentar alto fluxo veicular na maior parte do dia, sendo considerada uma fonte potencial destes metais. Todas as concentrações estiveram acima dos valores tomados como *background* local e o uso do solo de cada área não representou nenhuma diferença estatística significativa (Test de Kruskall-Wallis,  $\alpha = 0.05$ ) em relação às concentrações encontradas. As concentrações foram ajustadas mediante modelos matemáticos com o diâmetro da partícula (µm), determinando que o melhor modelo para o Zn, Pb e Ni foi o exponencial e para o Cd foi o potencial. Análises mineralógicas mostraram a predominância de minerais como quartzo e feldspatos, além de minerais carbonatados, argilominerais e óxidos de ferro e manganês; o qual pode explicar a afinidade dos metais pesados pelas partículas de sedimentos urbanos. As amostras de sedimentos analisadas apresentam uma alta porcentagem de fração < 63 µm, na qual se encontram, na sua maior parte, adsorvidos os metais pesados, independentemente do local de origem da amostra; confirmando a forte correlação existente entre o tamanho da partícula e a concentração do metal. Estes resultados confirmam a presença de uma carga de poluição difusa associada ao transporte de metais pesados em sedimentos depositados em áreas urbanas impermeáveis na cidade de Porto Alegre, a qual pode impactar negativamente a saúde humana e os ecossistemas aquáticos do lago Guaíba, devido a que estes sedimentos são arrastados pelos sistemas de drenagem a este importante corpo de água da cidade.

**Palavras-chaves:** sedimentos urbanos, poluição difusa, SIG, metais pesados.



## Abstract

Heavy metals are subproducts of industrial activities; however, in recent years, studies have shown that even in non-industrial areas, elevated concentrations of these elements have been found. In this study, Pb, Cd, Ni and Zn concentrations were measured in 20 composite samples of urban sediments collected in an urban hydrographic watershed of 4.85 km<sup>2</sup> with three types of soil use (commercial/residential, commercial and industrial) in the city of Porto Alegre, RS, Brazil. Concentrations were determined by acid digestion (EPA 3050) of the 209 µm, 150 µm, 90 µm, 63 µm and 45 µm fractions followed by atomic emission spectrophotometry with inductively coupled plasma. Concentrations of the metals studied were interpolated and represented geographically using Idrisi© Andes. Results show that the greatest concentrations are located in the commercial and commercial/residential part of the study area, characterized as presenting high vehicle flow most of the day, with this being considered a potential source of all these metals. All concentrations were above that of the local background and the soil's use not represented any statistical difference (Kruskall – Wallis Test,  $\alpha = 0.05$ ) with the founded concentrations. Metals concentrations were correlated with the particle diameters (µm), the best models were exponential for Zn, Pb and Ni, and potential model for Cd. Mineralogical analysis showed presence of quartz and feldspar, carbonated minerals, clay minerals and iron and manganese; which can explain the affinity of heavy metals by particles of urban sediments. The analyzed samples of sediments showed high percentage of the fraction < 63µm, in which, is sorbed the most quantity of heavy metals, independently of the monitoring sample point, confirming the high correlation between the particle size and metal's concentrations. These results prove the presence of a load of associated diffuse pollution to the heavy metals transport in sediments deposited in impervious urban areas in the city of Porto Alegre, which could be harmful to the human health and to the aquatic ecosystems of the Guaíba lake, due these sediments are dragged by the draining systems to this important freshwater body's city.

**Key words:** urban sediment, diffuse pollution, GIS, heavy metals.

## 1. INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento das civilizações e o conseqüente crescimento populacional, cresceu também a utilização dos recursos hídricos disponíveis. Já há algum tempo, associa-se a urbanização à poluição dos corpos de água, devido aos esgotos domésticos não tratados e aos despejos industriais. Mais recentemente, no entanto, percebeu-se que nas áreas urbanas, parte desta poluição tem origem no escoamento superficial que traz consigo uma grande carga de sedimentos gerados pelo processo de urbanização, influenciada, também, pelo uso e o tipo do solo, além das atividades antrópicas realizadas na bacia hidrográfica.

Na maioria das cidades da América do Sul há tendência de crescimento acelerado, porém, desorganizado, gerando impactos negativos especialmente na qualidade dos corpos de água (Deletic *et al.*, 1997; Poletto *et al.*, 2009), principalmente devido ao aumento de superfícies impermeáveis como vias, telhados, estacionamentos, entre outras; as quais reduzem a taxa de infiltração e aumentam o escoamento superficial, aumentando assim o transporte de cargas de sedimentos urbanos e poluentes aos cursos d'água (Deletic *et al.*, 1997; Charlesworth *et al.*, 2003; Taylor, 2007; Poletto *et al.*, 2009). As redes de drenagem urbana são responsáveis pela veiculação dessas cargas e sabe-se, hoje, que estas se constituem em importantes fontes de degradação de rios, lagos e estuários (Deletic *et al.*, 1997; Horowitz, 2009).

As partículas de origem antropogênica presentes em grandes quantidades em ambientes urbanos tais como partículas de vidro, partículas metálicas, resíduos de processos industriais e da construção civil, proporcionam propriedades químicas e mineralógicas diferentes das partículas de sedimentos de fontes naturais, fazendo com que estes interajam de forma diferenciada dentro do ambiente (Taylor, 2007; Poletto & Martínez, 2009). Nesse sentido, os sedimentos depositados nas vias tem-se tornado um indicador para determinar a contribuição antropogênica de poluentes, especialmente de metais pesados.

Entre os elementos traço mais comuns encontrados em ambientes urbanos e que atualmente estão sendo associados a partículas de sedimentos, encontram-se uma ampla variedade de metais, como o zinco, chumbo, cobre, níquel, cádmio e cromo, que são usados com frequência em atividades industriais e descartados sem controle algum na rede coletora de águas pluviais ou de esgotos. Além disso, esses metais podem alcançar espaços públicos através da remoção da poeira pelo vento e outros vetores. Outros contaminantes como hidrocarbonetos, bactérias e pesticidas podem ser encontrados em bacias hidrográficas urbanas; estes contaminantes estão associados a atividades sociais e econômicas desenvolvidas em determinada região. No entanto, os metais pesados merecem atenção

especial pelas propriedades bioacumulativas e biomagnificantes em organismos vivos, podendo originar grandes distúrbios em ecossistemas (Poletto & Castilho, 2008).

A afinidade dos metais pesados pelos sedimentos está fortemente influenciada pelo tamanho da partícula (Deletic *et al.*, 1997; Charlesworth *et al.*, 2003; Sutherland, 2003; Taylor, 2007; Poletto *et al.*, 2009). Existe suficiente evidência que demonstra o fato de que sedimentos são enriquecidos com metais pesados, sobretudo, na fração fina das partículas. De forma similar aos sedimentos em outros ambientes, o aumento na carga de poluentes em partículas com frações granulométricas mais finas é geralmente associado ao incremento da área superficial nas partículas de menor tamanho, fornecendo maior espaço para a adsorção de metais em argilominerais ou na matéria orgânica presente nas partículas de sedimento. O entendimento de que as cargas de metais pesados estão heterogeneamente distribuídas é importante na formulação de estratégias de gerenciamento e controle da poluição (Taylor, 2007; Horowitz, 2009; Poletto *et al.*, 2009). Fergusson & Ryan (1984), estudaram a composição de partículas depositadas em áreas urbanas, especificamente o tamanho da partícula e a fonte de sedimento; encontraram que muitos dos elementos analisados incrementavam-se com o decréscimo do tamanho da partícula, resultado corroborado por Al-Rajhi *et al.* (1996). Os sedimentos depositados nas vias são comumente associados a riscos ao ambiente e à saúde humana, principalmente em crianças (Al-Rajhi *et al.*, 1996; Charlesworth *et al.*, 2003; Taylor, 2007). Efeitos ambientais e sobre a saúde humana dependem inicialmente da mobilidade e disponibilidade dos elementos em função de sua especiação química e fracionamento dentro ou sobre as partículas (Banerjee, 2003).

O estudo e a compreensão da dinâmica do processo de urbanização e a produção e qualidade dos sedimentos são de grande importância, pois servem como ponto de partida para a elaboração de medidas que visem à maximização do uso dos recursos hídricos disponíveis e à convivência harmônica com a população (Porto *et al.*, 2004; Dotto, 2006; Poggio *et al.*, 2009)

Este trabalho pretende contribuir ao estado da arte com melhor entendimento sobre a dinâmica dos processos associados às fontes e ao transporte de sedimentos em áreas urbanas com diversos usos do solo na cidade de Porto Alegre e sua influência no transporte de metais pesados, como o chumbo, níquel, zinco e cádmio; avaliando a influência do tamanho das partículas na distribuição de carga contaminante associada a estes metais.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

O presente trabalho tem como premissa básica verificar a distribuição das cargas de poluição difusa devido à presença de zinco (Zn), cádmio (Cd), níquel (Ni) e chumbo (Pb) em sedimentos depositados em áreas urbanas com diferentes usos em zonas impermeáveis de Porto Alegre.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Estimar o enriquecimento antrópico de metais como Cd, Zn, Pb e Ni contidos nos sedimentos urbanos em uma área industrial, comercial e residencial/comercial de Porto Alegre e comparar com os padrões de “background” local;
- Representar em um Sistema de Informação Geográfica a distribuição de Cd, Zn, Pb e Ni contidos nos sedimentos urbanos das áreas de estudo monitoradas para inferir sobre suas possíveis fontes;
- Verificar a influência da granulometria dos sedimentos urbanos nas concentrações de Cd, Zn, Pb e Ni.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Generalidades das bacias hidrográficas urbanas

As consequências da urbanização que mais diretamente interferem na drenagem urbana são as alterações no escoamento superficial direto. Essas alterações podem ser significativas, já que, em casos extremos, um pico de uma cheia pode ser até seis vezes maiores do que o pico desta mesma bacia em condições naturais (Porto *et al.*, 2004).

Baseado no trabalho de Poletto (2007) considera-se que parte importante das alterações provocadas pela urbanização se deve a retirada da cobertura vegetal para dar espaço a novas áreas quase totalmente impermeabilizadas. O aumento da área impermeabilizada tem como consequência um aumento do volume escoado superficialmente, devido à redução do volume que é interceptado pela vegetação e das consequentes alterações no ciclo hidrológico. Por outro lado, um maior volume escoado sobre as áreas impermeáveis causa ao sistema fluvial um aumento na frequência dos processos erosivos e das enchentes.

Portanto, durante o processo de urbanização, a condição de permeabilidade do solo é substituída por superfícies impermeáveis, tais como ruas, telhados, estacionamentos e calçadas, que retêm a água, reduzem sua infiltração no solo e aumentam o volume escoado superficialmente em redes e canais. Resumidamente, a impermeabilização de bacias urbanas leva a que grande parte da chuva incidente se transforme em escoamento superficial. Essa condição se reflete em alterações nos hidrogramas, nos quais os eventos de chuva tendem a apresentar um tempo menor de concentração e uma maior vazão de pico. Estudando os efeitos da impermeabilização em áreas urbanas, verifica-se um aumento considerável do escoamento superficial, enquanto que os fluxos de base são bastante reduzidos.

Hidrogramas de vazões em áreas urbanas tendem a ter formas diferentes em relação aos de áreas rurais, como pode ser observado na Figura 1, que apresenta o hidrograma de vazão de duas bacias semelhantes nos EUA (com áreas semelhantes), onde Mercer Creeck (em verde) é uma área urbana e Newaukum Creeck (em azul) é uma região predominantemente rural. Essas alterações ocorridas nos hidrogramas de vazão em áreas urbanas deverão se refletir em problemas para todo o ambiente, seja ele terrestre ou aquático.

O aumento das áreas impermeabilizadas, combinado com o sistema de drenagem urbana, pode ocasionar também um aumento no transporte de poluentes pelo escoamento superficial. Além disso, outras consequências, como a deformação da calha fluvial, provocada pela necessidade desta em se ajustar a um maior volume escoado, salienta que os efeitos prejudiciais da urbanização sobre o ecossistema aquático começam a surgir quando a bacia

hidrográfica atinge um grau de impermeabilização de aproximadamente 12%. Implicações severas são verificadas quando o grau de impermeabilização ultrapassa o nível dos 30%, na qual os danos ocorrem principalmente devido ao soterramento das comunidades bentônicas, o que pode resultar na destruição de habitats aquáticos. Assim, considera-se que as alterações causadas ao ciclo hidrológico devido às ações antrópicas realizadas durante o processo de urbanização afetam também as condições biológicas da calha fluvial.

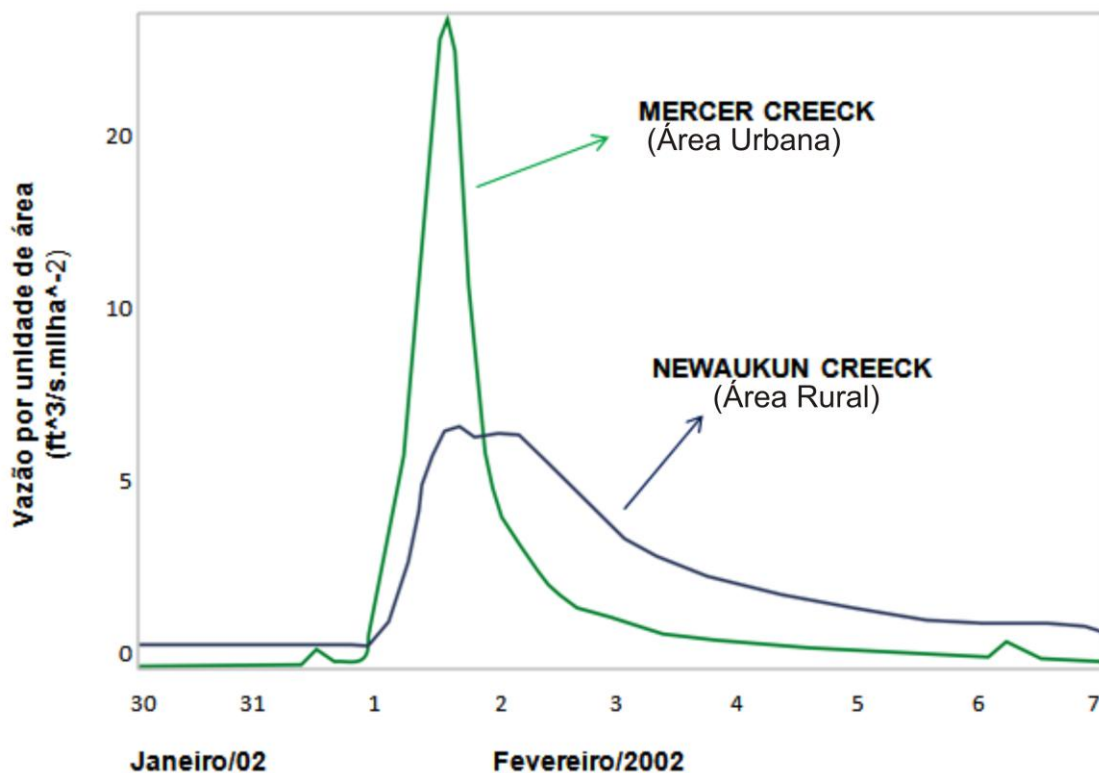


Figura 1 – Hidrograma de vazões em uma região urbana e outra rural nos EUA.  
Fonte: USGS (2003)

### 3.2 Produção de sedimentos em bacias hidrográficas urbanas

Durante o desenvolvimento urbano, o aumento da produção de sedimentos da bacia hidrográfica é significativo, principalmente devido às construções, limpeza de terrenos para novos loteamentos, construção de ruas, avenidas e rodovias, entre outros.

Em bacias urbanas a alteração de uso do solo é quase sempre definitiva. O solo, e até o subsolo, ficam expostos para erosão no lapso de tempo entre o início do loteamento e o fim da ocupação. Quando a bacia urbana está completamente ocupada e o solo praticamente impermeabilizado, a produção de sedimentos tende a decrescer (Nelson & Booth, 2002).

O reconhecimento da importância dos sedimentos como um constituinte fundamental na análise da qualidade da água vem crescendo nos últimos anos. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) identificou os sedimentos como o poluente mais comum nos rios e arroios americanos (Gellis *et al.*, 2003).

Os sedimentos são os poluentes potenciais mais importantes conduzidos pelo escoamento pluvial, o seu acúmulo provoca danos pela obstrução das canalizações, prejudicando o desempenho da rede de drenagem projetada. Além disso, os sedimentos carregados até o corpo receptor formam depósitos que vão assoreando o seu leito e, conseqüentemente, originando muitos problemas. Em resumo, as principais conseqüências ambientais da produção de sedimentos em áreas urbanas são:

- Obstrução da rede de drenagem;
- Redução da capacidade de escoamento de condutos, rios e lagos urbanos;
- Transporte de poluentes agregados ao sedimento que podem degradar os corpos d'água.

O conhecimento da quantidade de sedimentos propagada ao longo da bacia até o exutório é de fundamental importância para o planejamento e o aproveitamento dos recursos hídricos de uma região, uma vez que, os danos causados pelos sedimentos dependem da quantidade e da natureza destes, os quais, por sua vez, dependem dos processos de erosão, transporte e deposição desses sedimentos (Deletic *et al.*, 1997; 2000).

Nelson & Booth (2002) estudaram o balanço de sedimentos na bacia urbana de Issaquah Creek no oeste de Washington, avaliando as diferentes fontes e quantidades de sedimentos produzidos por diversos processos erosivos na montante e que estão continuamente sendo agravados por atividades antrópicas. Nesse estudo, os autores citam diversas pesquisas que revelaram os valores de produção de sedimentos em distintas áreas urbanas, esses dados são apresentados na Tabela 1.

Destaca-se que a produção de sedimento em áreas comerciais é muito maior que em áreas residenciais, o qual pode estar associado à força das atividades econômicas presentes, e também pelo gradiente de poluição atmosférica sobre estas áreas. As superfícies associadas ao tráfego veicular apresentam uma alta produção de sedimentos (normalmente definidas em toneladas de sedimentos por unidade de longitude), em função do número e das características do parque automotor; situação que se torna mais crítica na medida em que a cidade converte-se em pólo de desenvolvimento, como é o caso das áreas metropolitanas (Sutherland, 2003).

**Tabela 1 – Produção média de sedimentos em áreas com usos do solo definidos em bacias hidrográficas urbanas na cidade de Washintong nos EUA**

<b>Uso do solo</b>	<b>Área de estudo</b>	<b>Taxa de produção sedimentos</b>
<b>Urbanização</b>	Residencial baixa densidade	50 kg Ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
	Residencial densidade moderada	322 kg Ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
	Residencial alta densidade	350 kg Ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
	Comercial	805 kg Ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
<b>Construção</b>	Erosão da superfície	970 kg Ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
<b>Ruas e estradas</b>	Superfícies pavimentadas	502 kg Ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
	Superfícies em terra	3.4 t Km <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
	Ruas em florestas	36 t Km <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>

**Adaptada de: Nelson & Booth (2002)**

Para Gellis *et al.* (2003), as fontes de sedimentos urbanos mudam durante o crescimento do processo de urbanização. As fontes iniciais de sedimentos estão associadas a atividades da construção que ocasionam distúrbios na superfície do solo. Depois que estes locais em desenvolvimento atingem certa estabilização, a carga de sedimento liberada aos cursos d'água é reduzida. As taxas de produção de sedimentos do período de pós-desenvolvimento comumente são menores que aquelas presentes na condição de pré-desenvolvimento. No entanto, Nelson & Booth (2002) concluíram que, para o caso da bacia objeto da sua pesquisa, a taxa de sedimentos aumentou em torno de 200 Kg.Ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> com o aumento da urbanização.

### **3.3 Fontes potenciais de sedimento em bacias hidrográficas urbanas**

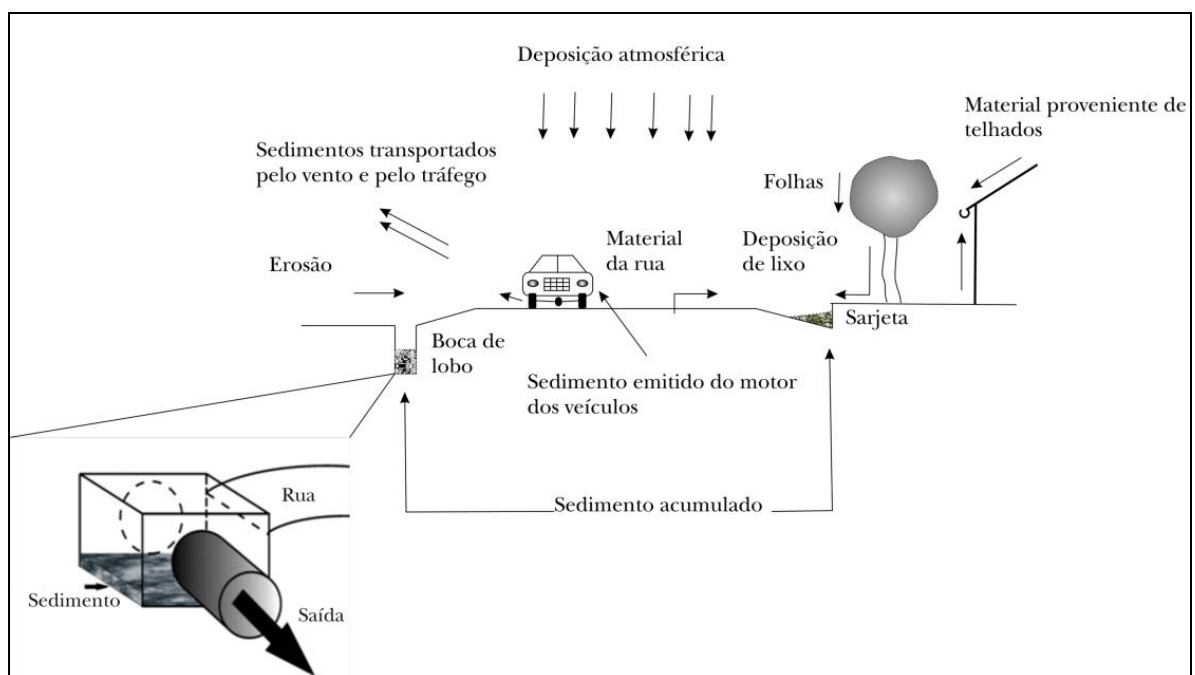
Apesar da grande importância da quantificação da produção de sedimentos em bacias hidrográficas, o entendimento dos processos e da interação entre eles passa por um detalhado entendimento de como ocorre a propagação dos sedimentos na bacia até sua entrada na rede de macro drenagem. Butler & Clark (1995), Charlesworth & Lees (1999) e Poletto & Castilho (2008) comentam sobre a complexidade do movimento do sedimento através da bacia hidrográfica. Embora haja o conhecimento das fontes de sedimento, não é ainda bem conhecida a importância relativa de cada fonte.

De uma forma geral, apesar dos sedimentos urbanos serem encontrados em diferentes contextos na literatura científica e no passado terem sido feitas referências especialmente aos sedimentos acumulados nas superfícies impermeáveis das ruas pavimentadas, pela conceituação moderna, estes representam qualquer sedimento encontrado dentro de um



ambiente urbano (Poletto, 2007). Portanto, os sedimentos urbanos compreendem várias fontes potenciais, tais como ruas, sistemas de drenagem e os próprios corpos d'água.

Conforme os estudos realizados por Charlesworth & Lees (1999; 2003), Zeng *et al.* (2002), Sutherland (2003), Gellis *et al.* (2003), Al-Khashmanh (2004), Duzgoren-Aydin *et al.* (2006), Pereira *et al.* (2007) e Poletto & Castilho (2008), as principais fontes de sedimentos urbanos são: material decorrente da superfície de estradas e suas obras, veículos automotores, lavagem de áreas adjacentes (permeáveis e impermeáveis), áreas de construção civil, atividades comerciais e industriais, resíduos sólidos, resíduos da vegetação, esgoto, solos junto às estruturas de microdrenagem, telhados e deposição atmosférica (Figura 2).



**Figura 2 – Principais fontes de sedimentos urbanos em cidades com diversos usos do solo.**  
Adaptado de: Dotto (2006); Taylor (2007)

Estas fontes são comuns em qualquer tipo de área presentes em uma cidade, no entanto, algumas delas podem ver-se modificadas em função das condições climáticas predominantes (intensidade e direção do vento e dinâmica atmosférica); pelo grau de urbanização da área, o qual define a cobertura de solo natural e construído (% áreas impermeáveis) e na vocação socioeconômica do uso do solo, o qual se reflete no fluxo veicular presente, sistemas de drenagem, material de construção da rua, densidade de árvores e taxa de acumulação de sedimentos (associado à taxa de limpeza das ruas, as quais normalmente são mais frequentes em áreas comerciais e industriais).

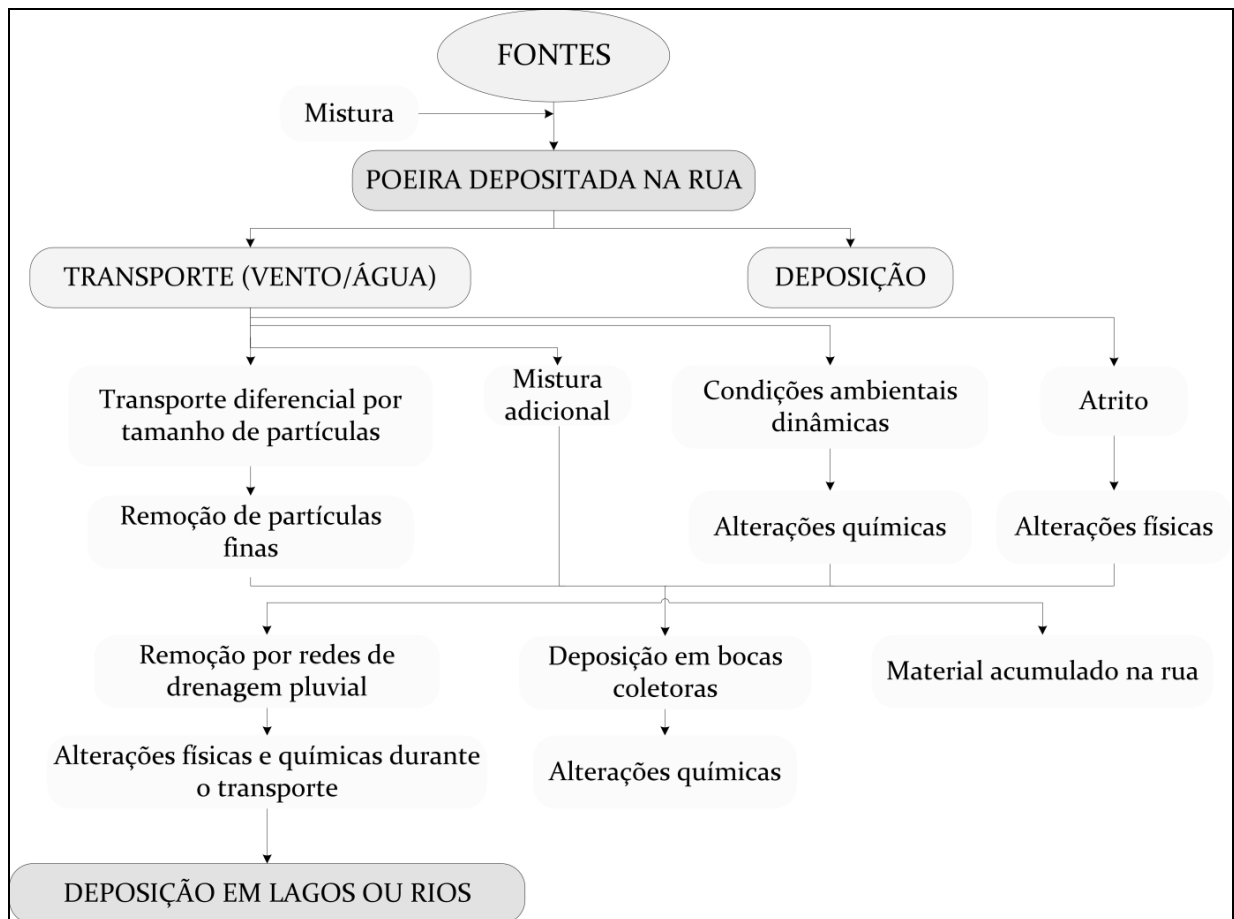
A maioria das pesquisas atuais sobre a distribuição de poluição difusa associada à

dinâmica dos sedimentos urbanos está baseada no diagrama da Figura anterior, enfatizando o fato de que, em áreas urbanas, a principal fonte de poluentes é o sedimento depositado nas áreas impermeáveis, o qual consegue atingir mediante diversos mecanismos de transporte os corpos de água os quais acabam sendo poluídos. É por isso, que o entendimento da contribuição de cada fonte de poluentes associados a sedimentos em áreas urbanas torna-se uma justificativa para avançar na formulação de instrumentos que permitam incorporar a área de qualidade de sedimentos à gestão dos recursos hídricos urbanos (Nelson & Booth, 2002; Al-Khashman, 2004; McAlister *et al.*, 2005; Duzgoren-Aydin *et al.*, 2006; Poletto & Merten, 2007).

As cargas de poluição associadas às águas pluviais podem ser significativamente maiores do que aquelas encontradas nos esgotos domésticos (Deletic *et al.*, 1997). Estas cargas podem causar a degradação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, podendo também acarretar sérios problemas aos sistemas de drenagem e dificultar as atividades tradicionais de tratamento.

A poluição das águas pluviais é um processo complexo que engloba um grande número de mecanismos físicos de transporte e reações químicas. Segundo Deletic *et al.* (1997), os fatores principais que influenciam na acumulação dos sedimentos na superfície são: deposição de poeira, tráfego, vento e a erosão de áreas não-pavimentadas. O carregamento dos poluentes das superfícies é causado pela precipitação e pelo escoamento superficial, que são etapas que ocorrem acima da superfície. Sequencialmente, as águas poluídas seguem para os sistemas de drenagem, onde os seguintes processos podem ocorrer: deposição dos sedimentos no leito da boca de lobo, suspensão dos sedimentos no fluido ou carreamento dos sedimentos dependendo da taxa de escoamento e do peso da partícula (Dotto, 2006). Finalmente, as águas escoam para os arroios, rios ou lagos produzindo efeitos imediatos e cumulativos da poluição.

Isso pode ser observado na Figura 3, que corresponde a um diagrama de fluxo dos processos que estão envolvidos no transporte dos sedimentos urbanos até os locais de deposição final.

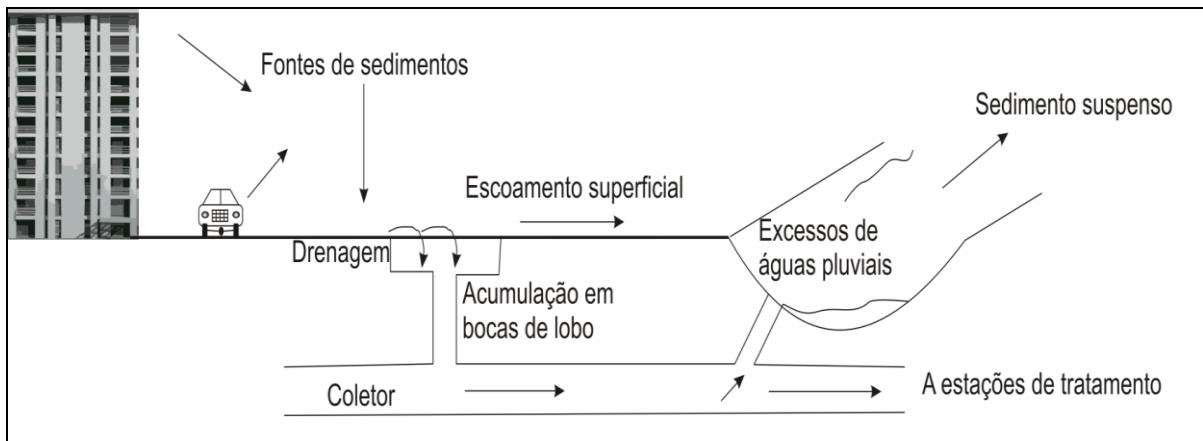


**Figura 3 – Diagrama de fluxo dos processos envolvidos no transporte dos sedimentos urbanos até os locais de deposição final.**  
 Adaptado de: Charlesworth & Lees (1999); Taylor (2007)

Este diagrama reconhece a relação entre fontes, mecanismos de transporte e deposição de sedimentos. Taylor (2007) define este diagrama como um sistema altamente dinâmico. No topo do diagrama se considera que estão as fontes de sedimentos urbanos. A deposição de sedimentos sobre ruas é predominantemente de natureza transitória, com a remobilização tomando conta da parte baixa do diagrama. De forma global, o sedimento em ambientes urbanos é transportado pela ação da água, porém, existe uma redistribuição local sobre as superfícies impermeáveis devido à ação do vento.

Existe certa dificuldade na hora de interpretar os resultados obtidos no estudo da poluição difusa associada a sedimentos urbanos quando se estudam os componentes de forma individual. A razão é, simplesmente, pelo fato de que alguns dos processos envolvidos na dinâmica não estão interligados entre si, o que não permite a visão holística da problemática (Charlesworth & Lees, 1999).

Considerando as áreas impermeáveis, os estudos sobre a contribuição das fontes de poluição difusa utilizam com maior frequência são as ruas, as quais se constituem em uma fonte crítica de poluentes em qualquer local com distintas ocupações do solo, uma vez que a maioria das cargas de poluentes pode ter origem nas áreas em construção, residenciais, comerciais e de alto tráfego veicular, tal como se observa na Figura 4 (Nelson & Booth, 2002; Jartun *et al.*, 2008).



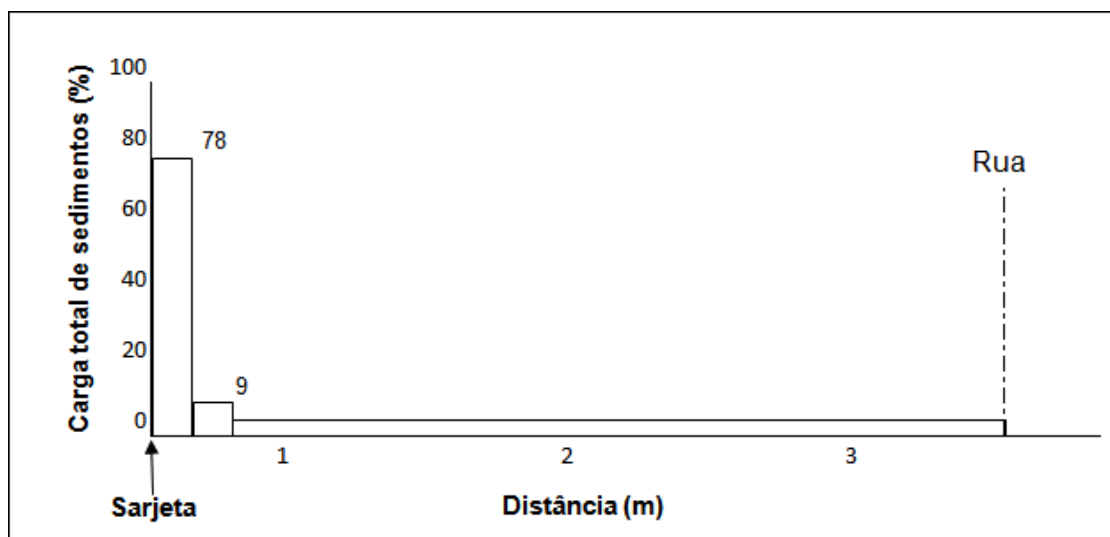
**Figura 4 – Dinâmica de transporte dos sedimentos em zonas urbanas indicando aos corpos de água como receptores finais dos sedimentos depositados em áreas impermeáveis. Adaptado de: Taylor (2007)**

As concentrações de poluentes nas vias e ruas são geralmente superiores às que ocorrem em áreas comuns e residenciais. Os poluentes mais comuns encontrados são: óleos, combustíveis, poeira e areia (Zafra *et al.*, 2007). Adachi & Tainosho (2004) sugerem que resíduos produzidos pelo desgaste de pneus em superfícies impermeáveis atingiram aproximadamente  $5.3 \times 10^7$  kg no Reino Unido,  $2.1 \times 10^8$  kg em 2001 no Japão e na Alemanha um valor médio entre 55 a  $657 \text{ kg.km}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ . Esta grande quantidade de resíduos é considerada como uma fonte potencial de partículas de sedimentos em ambientes urbanos.

Estudos nos EUA mostraram que a distribuição de sedimentos ao longo de uma rua é muito assimétrica, com mais de 80% dos sedimentos ocupando uma faixa situada a 15 cm do meio fio (sarjeta) conforme ilustrado na Figura 5 (Butler & Clark, 1995).

Deletic *et al.* (1997, 2000) enfatizam a distribuição não uniforme dos sedimentos e descrevem que 10% deles encontram-se na superfície principal da rua (eixo) e 90% na sarjeta (a sarjeta é definida como uma faixa de 50 cm de largura a partir do meio fio). A massa de sedimentos é distribuída entre a superfície da rua e da calçada, supondo que a calçada tem a taxa de deposição duas vezes maior do que a da superfície da rua.

Segundo Dotto (2006), o processo de acumulação de sedimentos em superfícies impermeáveis abarca toda uma variedade de processos típicos de tempo seco que ocorrem entre os eventos de precipitação, incluindo fenômenos como deposição, erosão devido à ação do vento, processo de limpeza das ruas, etc. Cada um destes processos induz a uma acumulação de sólidos na superfície e também de outros poluentes que são carregados durante os eventos de precipitação.



**Figura 5 – Distribuição não uniforme dos sedimentos na superfície principal da rua (eixo) e na sarjeta (definida como uma faixa de 50 cm de largura a partir do meio fio).  
Fonte: Butler & Clark (1995)**

Sartor & Boyd (1972), estabeleceram a hipótese de que o tempo transcorrido desde a lavagem da rua pela chuva ou por um equipamento mecânico está diretamente relacionado com a quantidade de poluentes presentes.

O processo de acumulação pode ser quantificado diretamente pela coleta dos sedimentos das superfícies sob as condições de controle previamente definidas. Outra alternativa é a estimativa indireta através de modelagem matemática ou análise estatística das cargas encontradas no escoamento. Não é possível a medição diretamente no escoamento, uma vez que as cargas encontradas no escoamento são resultantes do efeito integrado dos processos de acumulação e carregamento. A acumulação em superfícies impermeáveis pode ser descrita como um processo de equilíbrio dinâmico agindo entre a deposição e a remoção em um ponto e entre as áreas de contribuição ou não. O processo de acumulação é mediado pelo vento natural e pelo vento induzido, através do tráfego de veículos e é, principalmente, um processo característico de períodos secos.

A presença de metais em sedimentos urbanos está influenciada por fatores inerentes às características das partículas de sedimentos (sitios de troca iônica, área específica, distribuição de tamanhos de partícula, presença de óxidos de ferro), propriedades dos metais (complexação e reatividade química) e condições ambientais atuantes, como potencial redox e pH (Charlesworth & Lees, 1999; Robertson *et al.*, 2003; Poletto & Castilho, 2008).

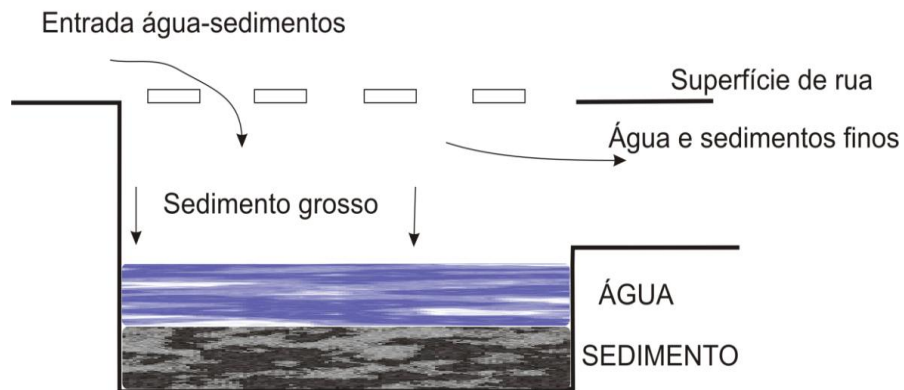
Muitos destes processos ocorrem normalmente dentro das bocas de lobos, onde o tempo de residência dos sedimentos em contato com a água aumenta mudando assim as condições ambientais do meio onde interagem os sedimentos. Na Figura 6 se apresenta o comportamento das bocas de lobo em função da vazão aferente.

Bocas de lobo e coletores são elementos chaves nos sistemas de drenagem subsuperficial e o movimento e depósito de sedimentos nestes tem um alto impacto sobre os aspectos físicos e químicos da drenagem urbana. São os primeiros pontos de entradas do escoamento superficial à rede de drenagem e são projetados para a captura de sedimentos. Esta função é desejável por duas razões: 1) Minimiza a entrada de sedimentos dentro do sistema de drenagem, reduzindo os problemas causados pela acumulação e 2) Diminuem a quantidade de sedimentos que potencialmente podem atingir corpos de água.

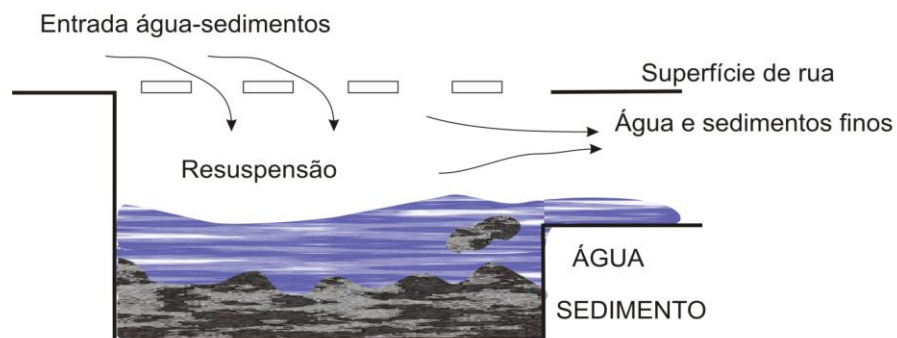
Em condições de baixa vazão, as partículas mais grossas sedimentam e as mais finas continuam o percurso com a água. Em condições de chuva, a turbulência dentro da boca de lobo limita a sedimentação de partículas e também facilita a resuspensão de outras partículas, provocando mudanças físicas nas partículas. Em condições donde não existe vazão nenhuma, tomam lugar reações bioquímicas (ação de bactérias), gerando alguns produtos gasosos como metano ( $\text{CH}_4$ ) e amônia ( $\text{NH}_4$ ). O ambiente interno torna-se redutor devido à diminuição da concentração de  $\text{O}_2$ . Nestas condições incrementa-se o nível de poluentes nas bocas de lobo os quais impactam cursos d'água quando novamente se apresenta uma vazão dentro da boca de lobo.

O estudo de sedimentos urbanos através da perspectiva da sedimentologia ambiental é relativamente novo. As pesquisas nesta área originaram-se pela crescente preocupação sobre os efeitos das partículas urbanas em relação à saúde pública e que inicialmente foram focadas nas partículas depositadas em ruas e estradas (Taylor, 2007). Na Tabela 2 é apresentado um resumo de algumas pesquisas concluídas sobre o tema da poluição difusa causada por sedimentos depositados em áreas impermeáveis de bacias urbanas. Existe uma forte tendência em avaliar amostras coletadas nas ruas, devido que esse local de amostragem fornece: representatividade da atividade comercial predominante, facilidade no processo de amostragem e baixa probabilidade de alteração das propriedades química dos sedimentos.

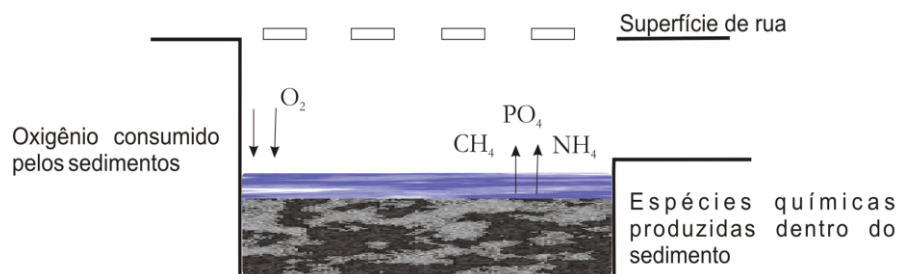
a) CONDIÇÕES DE BAIXA VAZÃO



b) CONDIÇÕES DE CHUVA (VAZÃO ALTA)



c) CONDIÇÕES DE TEMPO SECO (SEM VAZÃO)



**Figura 6 – Influência das bocas de lobo na dinâmica dos sedimentos urbanos, em condições de baixa vazão as partículas mais finas continuam seu caminho até corpos de água, em condições de vazão alta ocorre uma resuspensão do sedimento arrastando partículas aos corpos de água, por último, em ausência de vazão ocorrem reações químicas do tipo anaeróbico.**  
Adaptado de: Taylor (2007)

**Tabela 2 – Resumo de estudos sobre poluição difusa associada a sedimentos urbanos em diferentes cidades do mundo, destacando os pontos de coleta de amostras e os metais analisados**

<b>Autor</b>	<b>Superfície das ruas</b>	<b>Bocas coletoras</b>	<b>Corpos água</b>	<b>Material particulado</b>	<b>Solo</b>	<b>Metais pesados</b>
Poleto <i>et al.</i> , 2009 (Rio Grande do Sul)	x	x	-	-	-	Pb, Ni, Zn, Cd, Cu
Pereira <i>et al.</i> , 2007 (Rio de Janeiro, Brasil)	x	-	-	-	-	Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni
Zafra <i>et al.</i> , 2007 (Torrelavega, Espanha)	x	-	-	-	-	Pb, Cd, Cu, Zn
Duzgoren-Aydin <i>et al.</i> , 2006 (Guangzhou, China)	x	x	-	-	-	Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, La, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sr, Th, V, Y, Zn
McAlister, J <i>et al.</i> , 2005 (Rio de Janeiro, Brasil)	x	-	-	-	-	Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni
Al Kashmanh, 2004 (Jordania)	x	-	-	x	x	Fe, Cu, Zn, Ni, Pb
Banerjee, A., 2003 (Delhi, Índia)	x	-	-	-	-	Cd, Zn, Pb, Ni, Cr, Cu
Charlesworth <i>et al.</i> , 2003 (Birmingham e Coventry, Reino Unido)	x	-	-	-	-	Zn, Ni, Cd, Cu, Pb
Sutherland, R. 2003 (Oahu, Havai)	x	-	-	-	-	Pb
Zeng – Yei, H <i>et al.</i> , 2002 (Taipei, Taiwan)	-	-	x	-	x	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb
Charlesworth & Lees, 1999 (Coventry, Reino Unido)	x	x	-	-	-	Cd, Zn, Cu, Ni, Pb

### 3.4 Características dos sedimentos associadas ao transporte de poluentes

Em síntese, os sedimentos constituem-se em partículas de tamanho e composição mineralógica variados. Dentre as partículas que compõem os sedimentos, as de tamanho entre 1 e 1000 nm são consideradas partículas coloidais. Nesse universo de tamanho de partículas, existe uma diversidade de natureza química, morfologia, origem e propriedades físicas e químicas (Bortoluzzi & Petry, 2008). A interação abiótica pode ser dada entre partículas de mesma natureza ou de natureza diferentes; por exemplo, podem associar-se óxidos, argilominerais e matéria orgânica com argilominerais (Bortoluzzi & Petry, 2008).

A amplitude do tamanho das partículas que normalmente compõem os sedimentos é similar a de organismos e de algumas moléculas (entre  $10^{-4}$  e  $10^{-10}$  m), isso também ajuda a explicar a capacidade de interação dos sedimentos no ambiente. Tal propriedade torna os argilominerais importantes partículas presentes nos sedimentos. As esmectitas por exemplo, com CTC na ordem de  $100 \text{ cmolc.kg}^{-1}$ , apresenta expansão das entrecamadas de até 0,9 nm, permitindo a entrada de cátions hidratados e até mesmo de moléculas de xenobiontes (Bortoluzzi & Petry, 2008).

Os sedimentos podem apresentar associações entre partículas formando agregados. Partículas em suspensão na água dos rios, lagos e mares são constituídas, normalmente, por minerais e substâncias orgânicas pertencentes às frações denominadas areia, silte e argila, que



se originaram de áreas da crosta-terrestre sensíveis à erosão. Por este motivo, as partículas presentes no sedimento se constituem de tamanho, forma e natureza mineralógica variadas, mas concordante com o tipo de material que as originaram (Bortoluzzi & Poletto, 2006).

A composição de sedimentos que se acumulam entre ambientes sedimentários é um reflexo dos seguintes processos: fontes de sedimentos, transporte e deposição de sedimentos e os processos químicos que atuam no sedimento durante o processo de fonte-transporte-deposição entre a origem e o ambiente aquático. Os sedimentos podem vir de fontes naturais e/ou antropogênicas e, frequentemente, podem ser classificados em sedimentos minerais, orgânicos (biogênicos) e partículas de sedimentos de origem antropogênicas. Minerais de quartzo, feldspatos junto com outros minerais formam o componente primário de muitos sedimentos terrestres e marinhos. Os sedimentos orgânicos são formados por restos de esqueletos fósseis, os quais predominam em ambientes marinhos. No entanto, variações latitudinais alteram o tipo e as taxas de produção destes sedimentos (Taylor, 2007).

As fontes de sedimentos em bacias podem ser divididas em: sedimentos originados em planaltos elevados, sedimentos de áreas urbanas e sedimentos produto da erosão de canais. Sedimentos originados em planaltos elevados referem-se ao material erodido de áreas com altas declividades adjacentes a córregos de água. Estas áreas incluem florestas, campos agrícolas, áreas urbanas e rurais (Gellis *et al.*, 2003).

Em áreas urbanas, ocorre um grande aporte de matéria orgânica proveniente do lançamento de esgoto clandestino. Por último, partículas de origem antropogênica presentes em grandes quantidades em ambientes urbanos (formadas por partículas de vidro, partículas metálicas, resíduos de processos industriais e da construção civil), apresentam propriedades químicas e mineralógicas diferentes das partículas de sedimentos de fontes naturais, portanto, interagem de forma diferente dentro do ambiente (Poletto, 2007; Taylor, 2007).

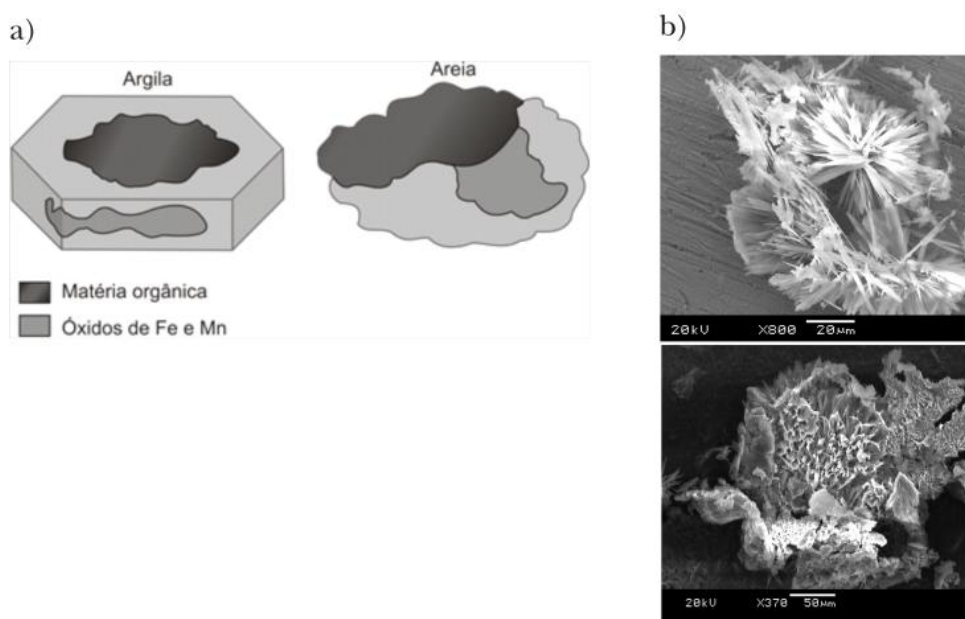
Um componente importante dos sedimentos de origem antropogênica, ausentes durante o período pré-industrial, são os poluentes, os quais incluem metais pesados, elementos inorgânicos, nutrientes e compostos orgânicos, os quais podem ser de origem natural ou antropogênicas, com alta predominância desta última (Sutherland, 2003; Poletto, 2007). Em geral, uma partícula de sedimento pode estar composta por:

- Água intersticial que preenche os espaços entre as partículas, equivale a cerca de volume 50% do sedimento;
- Material inorgânico, rochas, fragmentos de conchas e grãos resultantes da erosão natural do material da crosta terrestre;

- Material orgânico que ocupa pequeno volume, mas é um componente importante devido à característica de sorção e biodisponibilidade de muitos contaminantes;
- Materiais e/ou resíduos sólidos de origem antrópica.

Na Figura 7 (a), se apresenta uma partícula de sedimento simplificada (frações de argila e areia) de origem natural, conformada basicamente por uma associação entre matéria orgânica e óxidos de ferro e manganês. Na Figura 7 (b), é apresentada uma fotografia, obtida através de técnicas de microscopia eletrônica, da fração de argila fina de partículas de sedimentos coletadas em uma bacia ao sul do Brasil. Nela podem observar-se argilominerais como a illita e a esmectita.

Na formação de sedimentos urbanos ocorre uma grande e complexa mistura que pode se originar de fontes mais comumente encontradas em ambientes urbanos, ou mesmo importadas de outras áreas próximas ou ainda muito afastadas, podendo, portanto, ser derivados de diversas fontes naturais e antropogênicas (Robertson *et al.*, 2003; Poletto, 2007). Além disso, os sedimentos podem ser originados de restos de materiais da construção civil, esse tipo de sedimento pode causar desequilíbrios ecológicos, como por exemplo, a geração de uma super população de moluscos devido ao aumento das concentrações de cálcio disponível no ambiente (Poletto, 2007) ou também alterar a dinâmica trófica em ecossistemas lacustres pelo acúmulo de metais pesados em organismos (Rule *et al.*, 2006).



**Figura 7 – a) Estrutura simplificada de um grão de sedimento (Adaptado de: Federal Interagency Stream, 1998). b) Imagens de dois argilominerais obtidas por microscopia eletrônica de uma fração de argila fina de sedimentos coletados em uma bacia ao Sul do Brasil.  
Fonte: Bortoluzzi *et al.* (2006)**

### 3.4.1 Características mineralógicas dos sedimentos urbanos

A composição dos sedimentos em bacias rurais depende da natureza física, por exemplo, da geologia e do tipo de solo, e do manejo da superfície dentro da bacia (Goodwin *et al.*, 2003). Segundo Norra *et al.* (2006), as características minerais e geoquímicas dos solos urbanos refletem o material parental do solo, minerais pedogênicos, deposições atmosféricas e compostos antropogênicos do solo, como resíduos da construção, da indústria e domésticos.

A dinâmica dos poluentes frente em relação às partículas de sedimentos é controlado por atributos físicos, químicos e mineralógicos que definem suas diversas formas químicas (solúvel, precipitado, complexado e adsorvido). A retenção de cátions metálicos nestas partículas freqüentemente se deve à capacidade de troca catiônica (CTC), a seletividade do metal, a concentração de outros cátions, ao pH e a atividade iônica da solução.

Os processos de adsorção/dessorção são controlados pelo pH, potencial redox, força iônica, íons competidores e pelos constituintes das partículas (orgânicas e minerais), sendo a importância relativa desses fatores diferente para os diversos metais e condições físicas e químicas do sistema (McBride, 1994).

Contudo, o aumento da adsorção dos metais pesados nos sedimentos ocorre porque os argilominerais, óxidos hidratados e matéria orgânica apresentam uma superfície de carga que é pH dependente. Com o aumento do pH, a carga superficial e o potencial ficam mais negativos. As constantes de estabilidade metal-sedimento-matéria orgânica aumentam com o pH devido ao aumento da ionização de grupos funcionais da matéria orgânica, especialmente COOH. Em resposta a isso, a adsorção de cátions metálicos aumenta (Spark, 1995).

Sposito (1989) propõe que os processos de adsorção sejam considerados como reações de complexação entre íons na solução e grupos funcionais de superfície (Teoria de Complexação de Superfície), produzindo um plano bidimensional na interface sólido-líquido, compreendendo: I) complexos de esfera interna (não há molécula de água entre os grupos funcionais de superfície e o íon); II) complexos de esfera externa (há molécula de água entre os grupos funcionais de superfície e o íon) e III) enxame de íons difusos (não há contato direto do íon solvatado com os grupos funcionais de superfície).

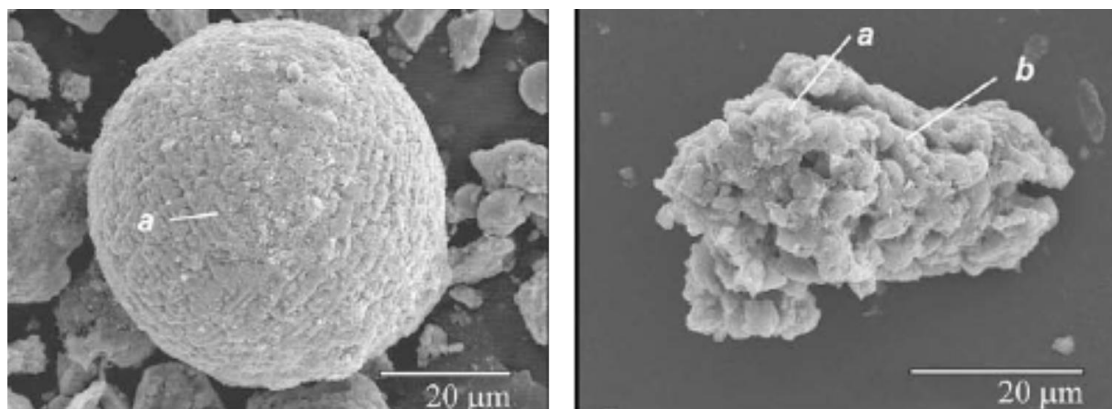
Os complexos de esfera externa são constituídos por interações eletrostáticas fracas em comparação com as ligações iônica ou covalente nos complexos de esfera interna. Os complexos de esfera externa geralmente são regulados por equilíbrios estequiométricos rápidos, reversíveis e com alguma seletividade. Quanto maior a valência do elemento, maior a atração pelos sítios de troca e, dentro de uma mesma série de valência, quanto maior a esfera de solvatação (raio de hidratação) menor é a atração (Sposito, 1989).

A complexação de esfera interna é usualmente um processo mais lento e freqüentemente não reversível e a adsorção por esse mecanismo é pouco afetada pela força iônica da solução do sedimento. Assim, este tipo de reação é fundamental na retenção dos metais ao longo do tempo, especialmente para formação de complexos orgânicos estáveis (Sparks, 1995).

Alguns estudos têm demonstrado que os metais pesados estão predominantemente associados à fase sólida das partículas. As formas solúveis e trocáveis representam menos que 10% do teor total de metais, sendo mais comuns valores de 1 a 3%, independentemente do tipo de solo (Sposito, 1989). Entretanto, algumas partículas desenvolvidas a partir de materiais de origem ricos em metais, bem como contaminadas, apresentam entre 30 e 60% dos metais pesados ocorrendo facilmente em formas lábeis. Assim, o comportamento dos metais pesados irá depender do teor de matéria orgânica, dos teores de óxidos de ferro, alumínio e manganês, dos tipos e concentrações dos minerais de argila, da capacidade de troca de cátions, da agregação, da umidade, entre outros.

Em solos tropicais, os óxidos exercem importante papel no comportamento dos metais pesados. A adsorção desses metais aos óxidos de Alumínio pode ocorrer por meio da formação de ligações covalentes com OH e/ou O na superfície desses colóides. Os óxidos de Fe apresentam o pH do PCZ em média entre 7,0 e 9,0 e, portanto, não adsorvem a maioria dos metais em solos ácidos. Já os óxidos de Mn possuem superfícies carregadas negativamente em pH ácido (PCZ de 1,5 a 4,6), adsorvendo fortemente os metais (McBride, 1995).

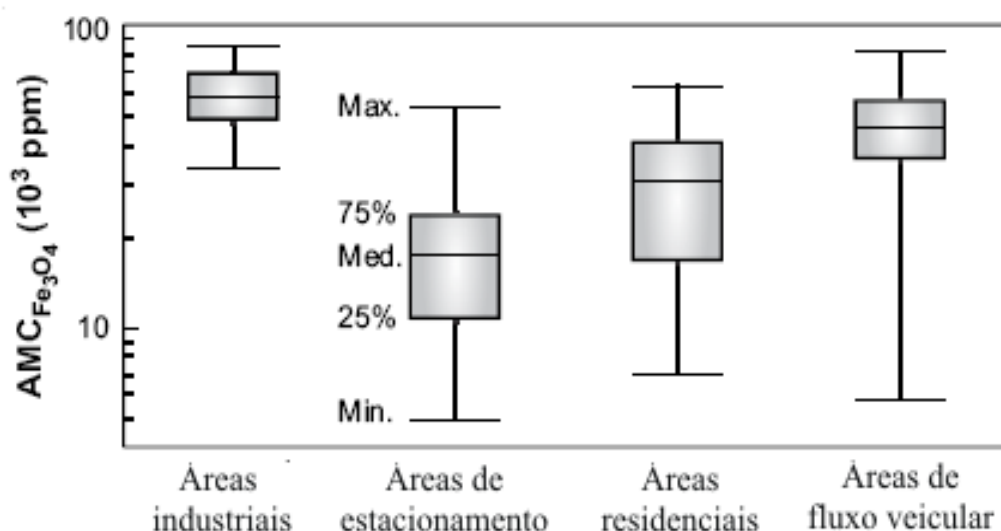
Em áreas urbanas, quantidades significativas de partículas antropogênicas são emitidas na combustão de derivados do petróleo pelos setores da indústria, transporte e em alguns casos pelas chaminés do setor residencial. A abrasão dos freios de veículos e a erosão das vias de asfalto também geram partículas antropogênicas (Robertson *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2007). Entre as diferentes partículas antropogênicas, aquelas que contêm partículas de ferro (partículas magnéticas) representam entre o 5 – 15% do total. Estas partículas normalmente estão correlacionadas com a concentração de metais pesados (Charlesworth & Lees, 1999; Robertson *et al.*, 2003). No microscópio eletrônico, as partículas antropogênicas apresentam uma textura áspera e estão agrupadas dentro de formas esféricas e em agregados (Figura 8); as propriedades magnéticas destas partículas são outorgadas pelo  $Fe_3O_4$  (Robertson *et al.*, 2003; Taylor, 2007).



**Figura 8** – Fotografia em microscópio eletrônico de partícula magnética e de um agregado derivado da abrasão do sistema de freios. Amostras extraídas de poeira acumulada em uma rua da cidade de Seul, Coréia.  
Fonte: Kim *et al.* (2009)

Em relação com as fontes antropogênicas, a combustão produz esférulas magnéticas e os agregados, entanto que a abrasão/corrosão aporta somente os agregados de partículas magnéticas (Kim *et al.*, 2009). Na Europa, partículas magnéticas antropogênicas são principalmente derivadas da combustão em veículos. Nas cidades do leste asiático, as maiores fontes são as emissões industriais (Robertson *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2009).

Os resultados encontrados por Kim *et al.* (2009) em amostras de poeira (material atmosférico depositado) acumuladas na área metropolitana de Seul (Coréia); mostram a dominância de partículas com teores significativos de  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ , além da presença de outros elementos em menor quantidade como o alumínio, cálcio, magnésio e silício. Os valores mais altos (Figura 9) foram encontrados em áreas industriais e de alto fluxo veicular, sugerindo o enriquecimento significativo destas partículas em áreas da cidade com estes usos do solo. Os valores mostraram alta dependência sazonal, altos no inverno (dezembro – fevereiro) e baixos no verão (junho – agosto). Segundo os autores, as tendências sazonais implicam concentrações mais altas de partículas magnéticas durante o inverno, a causa de este comportamento está associada ao aumento na utilização de combustíveis para calefação de residências e no setor industrial.



**Figura 9 – Concentração de partículas magnéticas achadas em amostras de sedimentos coletados em ruas com diversos usos do solo na cidade de Seul (Coreia). Adaptado de: Kim *et al.* (2009)**

Além de metais pesados, resíduos de combustão veicular e industrial e partículas originárias da erosão de superfícies asfálticas, o esgoto não tratado combinado com águas pluviais aumenta ainda mais o nível de poluentes orgânicos e inorgânicos em sedimentos urbanos (ruas e corpos de águas urbanos) (Charlesworth & Lees, 1999; McCalister *et al.*, 2000; Poletto & Castilho, 2008). Poluentes como ácidos oxálicos e úricos e seus subprodutos, particularmente oxalatos, tem sido encontrados nos sedimentos urbanos. Cabe salientar que a exposição a altos níveis de oxalatos podem impactar a saúde humana, sobretudo desordens nos rins, olhos e pele.

McCalister *et al.* (2000), encontraram na fração coloidal de sedimentos coletados nas ruas da cidade de Niterói (RJ), Brasil; cargas de oxalato de cálcio de 43601, 4519, 17477 mg kg<sup>-1</sup> em amostras coletadas em áreas urbanas industriais, áreas suburbanas e favelas, respectivamente. As concentrações de oxalato coincidem com altos níveis de metais como o Fe, Mn, Zn, Pb, Ni e Cr, os quais promovem a estabilização do oxalato de cálcio dihidratado e evita sua desidratação ao monohidrato. Os autores apontam a que os altos níveis de oxalato estão associados à quantidade de esgotos nas ruas e que estes compostos são estabilizados nos sedimentos das ruas tanto pela urina como por metais pesados.

Os resultados obtidos por Robertson *et al.* (2003) mostram que os sedimentos urbanos da cidade de Manchester (Reino Unido) são compostos por materiais não derivados do solo, contendo altos teores de ferro, zinco, chumbo, cobre e manganês. Análises geoquímicas,

acopladas a análises magnéticas de minerais, sugerem que as fontes veiculares contribuem em maior porcentagem aos sedimentos urbanos estudados. Nesse estudo, mediante análises de extração sequencial, obteve-se que a maioria dos metais encontrados estão predominantemente co-precipitados com/ou adsorvidos à fase reduzível (a qual se assume que representa óxidos de ferro e manganês), com a exceção do cobre, que é fortemente ligado à fase oxidável, e o zinco, que apresenta uma componente significativa associada com a fração trocável. Esta informação sugere que os sedimentos das ruas são uma fonte potencial de zinco ao escoamento urbano, visto que o resto apresenta menos mobilidade. Estes resultados são corroborados por Banerjee (2003) em sua pesquisa sobre sedimentos urbanos da cidade de Nova Delhi.

### **3.4.2 Distribuição de tamanhos de partículas**

A distribuição do tamanho das partículas é um parâmetro fundamental para a caracterização de materiais heterogêneos. Técnicas granulométricas são empregadas para a caracterização de materiais com diversas origens, como industriais, fármacos, químicos, alimentares, como também em solos e sedimentos (Bortoluzzi & Poletto, 2006). Em sedimentos, a análise do tamanho das partículas auxilia os estudos sobre agregação de partículas, transporte de sedimentos em rios, dissolução de partículas finas (Stumm & Morgan, 1996) e análises de fontes de sedimentos urbanos (Al-Rajhi *et al.*, 1995; Ghani *et al.*, 2000; Banerjee, 2003; Sutherland, 2003; Charlesworth *et al.*, 2003; Duzgoren-Aydin *et al.*, 2006; Zafra *et al.*, 2007; Jartun *et al.*, 2008;).

A separação de um material heterogêneo em quatro classes é a mais comum para fins de classificação da distribuição do tamanho de partículas. Para sedimentos, normalmente separam-se as seguintes frações: cascalho ( $> 2$  mm), areia (0,063 mm – 2 mm), silte (2 – 63  $\mu$ m) e argila ( $< 2$   $\mu$ m). Porém, as classes podem ser subdivididas tal e como se apresenta na Tabela 3.

Para efetuar a descrição adequada de um sedimento, torna-se necessário proceder a uma análise pormenorizada, utilizando classes granulométricas com pequena amplitude. Quanto menor for à amplitude das classes, melhor é a descrição da variabilidade dimensional das partículas que constituem o sedimento. Classicamente, a granulometria dos sedimentos muito grosseiros (cascalhos, seixos, balastros, etc.) é efetuada medindo (ou pesando) individualmente cada um dos elementos e contando-os. Contudo, para sedimentos mais finos (cascalhos finos, areias), tal forma de mensuração não é prática, sendo nas areias muito difícil

e extremamente morosa e, praticamente, impossível nos siltes e argilas. Para estes sedimentos, a análise clássica recorre à separação mecânica em classes dimensionais e à determinação da sua massa.

**Tabela 3 – Classes de tamanho de partículas para caracterização de amostras de sedimentos**

<b>FRAÇÃO</b>	<b>CLASSES</b>
<b>AREIA</b>	<b>2 – 0,05 mm</b>
Muito grossa	2 – 1
Grossa	1 – 0,5
Mediana	0,5 – 0,25
Fina	0,25 – 0,125
Muito fina	0,125 – 0,063
<b>SILTE</b>	<b>0,063 – 0,002 mm</b>
Grosso	0,063 – 0,0156
Médio	0,0156 – 0,0078
Fino	0,0078 – 0,0039
Muito fino	0,0039 – 0,002
<b>ARGILA</b>	<b>&lt; 0,002 mm</b>

Adaptado de: Mudroch & Azcue (1995)

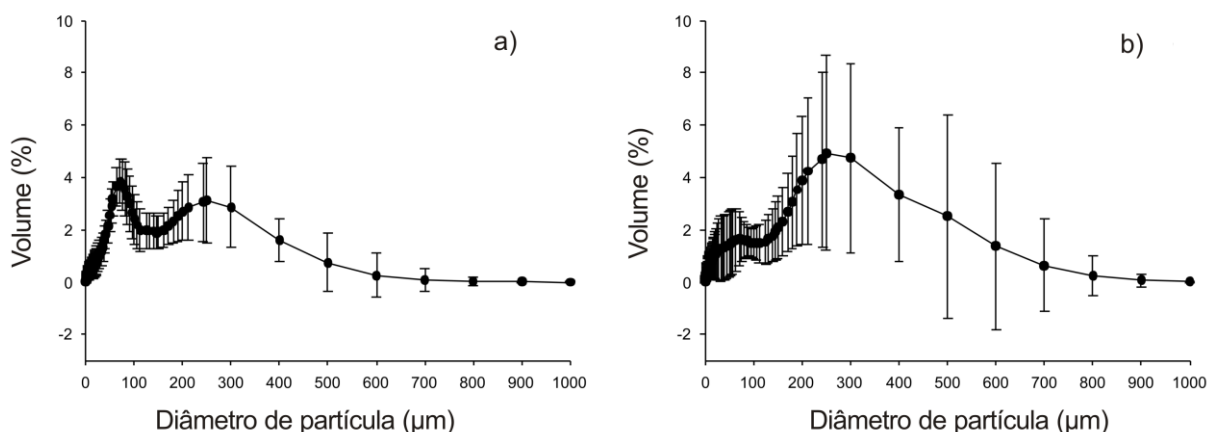
Para sedimentos urbanos a distribuição de tamanhos de partículas é influenciada por muitos fatores, associados, basicamente, ao uso do solo. Ghani *et al.* (2000) mostram que para cinco cidades da Malásia, onde foi feito um estudo de distribuição de partículas de sedimentos, os valores médios encontrados estariam no intervalo entre 0,6 e 0,9 mm; correspondente a areia grossa segundo a escala de Mudroch & Azcue (1995).

Droppo *et al.* (2006) concluísem que as distribuições de sedimentos urbanos são de forma geral vagamente classificadas, com a dominância de partículas maiores entre a distribuição. Os sedimentos urbanos de áreas industriais são tipicamente mais finos que aqueles encontrados nos setores comerciais/residenciais, em virtude, da maior concentração de partículas atmosféricas depositadas. Partículas maiores nos setores residenciais/comerciais estão relacionadas com a degradação de materiais de construção como superfícies de concreto, no entanto, a presença de partículas finas pode ser significativa em função do alto fluxo veicular presente (Sutherland, 2003; Kim *et al.*, 2009).

Poleto *et al.* (2009), em estudos realizados em 20 municípios do estado do Rio Grande do Sul - Sul do Brasil, sobre o monitoramento dos sedimentos urbanos coletados em ruas,



avenidas e bueiros; mostra alguns resultados relacionados. A distribuição granulométrica encontrada nos sedimentos das ruas e avenidas (Figura 10a) apresenta um comportamento bimodal com um pico na fração menor a 100  $\mu\text{m}$  correspondente a areia muito fina segundo a classificação de Mudroch & Azcue (1995), podendo-se apreciar também a pouca variabilidade dos dados (baixos desvios padrões). Enquanto à distribuição granulométrica dos sedimentos em bueiros (Figura 10b), esta apresenta um comportamento unimodal, com a fração predominante sendo aquela entre 250 – 300  $\mu\text{m}$  (areia mediana), confirmando alguns resultados obtidos por Butler & Clark (1995) em estudos realizados em bueiros. Destaca-se a alta variabilidade dos dados obtidos em contraste à distribuição granulométrica dos sedimentos coletados em ruas e avenidas.



**Figura 10 – Tamanhos de partículas em centros urbanos de Rio Grande do Sul, a) Sedimentos coletados em ruas; b) sedimentos coletados em bueiros. Adaptado de: Poleto *et al.* (2009)**

Em termos de pesquisas associadas ao transporte de poluentes, os resultados são diversos. Charlesworth & Lees (1999) relatam que é importante definir a distribuição de metais pesados nos sedimentos coletados em ruas em termos dos processos fonte-transporte-armazenamento através da análise granulométrica. Normalmente, consideram-se partículas < 2 mm, como aquelas que são transportadas como cargas suspensas em típicos cursos de águas urbanos, e as partículas < 63  $\mu\text{m}$ , representativas dos sedimentos que são acumulados em lagos e que estão associados com a adsorção de metais pesados (Sutherland, 2003).

Charlesworth *et al.* (2003) conclui que, em superfícies urbanas de Coventry (Reino Unido), a fração dominante (maior transportadora de metais pesados) era a < 63  $\mu\text{m}$ . Embora, a maior variabilidade (maior amplitude máximos e mínimos) em concentrações tenha sido encontrada na fração correspondente a partículas < 2 mm. Sutherland (2003) também

encontrou que a fração < 63 µm foi predominante entre um grupo de frações <1000 µm avaliadas dentro de um grupo de amostras de sedimentos coletados em estradas, apresentando 38% da massa total dos sedimentos armazenados nesse grupo. Nessa fração, encontrou-se concentração de chumbo de 222 mg.kg<sup>-1</sup>, correspondente ao 51% da carga total de chumbo encontrada nos sedimentos coletados nas estradas monitoradas.

Zafra *et al.* (2007) determinaram que a fração que com maiores concentrações em todos os metais estudados foi a < 63µm, exceto para o cobre, onde a máxima concentração foi obtida na fração compreendida entre 250 – 500 µm. Outra conclusão desse estudo é que o zinco foi único metal estudado que apresentou uma diminuição da sua concentração na media que o tamanho da partícula aumentava. Para os outros metais analisados a concentração tendeu a aumentar na fração compreendida entre os 250 – 500 µm, voltando a diminuir de forma contínua para os tamanhos maiores de 500 µm. Provavelmente, este comportamento deve-se à presença de partículas muito finas aderidas à superfície e que são dificilmente quantificáveis através do peneiramento seco.

Nos estudos feitos por Duzgoren-Aydin *et al.* (2006) e Pereira *et al.* (2007) não foi observado nenhum padrão de distribuição das frações de areia, silte e argila. Em ambos os casos, a análise granulométrica mostrou que a fração predominante era a areia. No entanto, apresentaram-se variações significativas na concentração e distribuição de metais pesados.

A definição da distribuição granulométrica dos sedimentos propagados no sistema de drenagem até o corpo receptor é considerada um elemento importante no entendimento do processo e desenvolvimento de projetos adequados dos componentes do sistema de drenagem, uma vez que se pode definir as granulometrias propagadas até o corpo receptor e as partículas que ficam retidas nas bocas de lobo (Dotto, 2006).

Embora a distribuição de partículas seja importante na análise de resultados deste tipo de estudo, esta não se constitui em uma fonte única de explicação dos fenômenos de sorção de metais em sedimentos, basicamente pelo fato de que as partículas de sedimentos não estão isoladas do ambiente urbano, e estão governadas por fatores físicos (topografia, direção do vento, escoamento superficial) e por fatores microambientais (pH, estrutura química da superfície impermeável, potencial redox).

Duzgoren-Aydin *et al.* (2006), fazem referência a este fator no seu estudo, onde obtiveram concentrações diferentes de metais em amostras coletadas em ruas de uma mesma área. As explicações dos resultados apontam à influência da frequência de limpeza das superfícies, quer dizer, o sedimento ficava muito mais tempo acumulado, circunstância que facilitava a interação entre os metais presentes nos sedimentos e as condições ambientais do

meio onde se encontravam.

Charlesworth *et al.* (2003), conclui que os resultados obtidos na comparação de distribuição de metais pesados entre as cidades de Birmingham e Coventry, UK, apresentam uma margem de incerteza devido ao desconhecimento do histórico do tempo de residência dos sedimentos nos locais amostrados.

Em termos granulométricos, consideram-se sedimentos com propriedades adsorventes aqueles cujos diâmetros são inferiores a 63  $\mu\text{m}$ , cuja capacidade de adsorção aumenta na medida em que a dimensão da partícula diminui (Horowitz, 2001).

### 3.5 Fontes de metais pesados em áreas urbanas

O termo metais pesados é de definição ambígua, mas vem sendo intensamente utilizado na literatura científica como referência a um grupo de elementos associados à poluição, contaminação e toxicidade. Conceitualmente metais pesados são definidos como elementos que possuem densidade superior a 6  $\text{g/cm}^3$  ou raio atômico maior que 20 Å. Essa definição é abrangente e inclui, inclusive, alguns ametais ou semi-metais, como As e Se (Amaral Sobrinho, 1993).

Segundo Oliveira (2003), uma das consequências do crescimento industrial desordenado é a grande liberação de íons e compostos metálicos ao ambiente, causando danos à vida animal e vegetal. Desta forma, apesar dos bens minerais contribuírem para o desenvolvimento industrial, eles também se constituem como fontes poluidoras do ambiente, podendo provocar impacto ambiental, em alguns casos, bastantes relevante.

Um dos aspectos mais importantes que distingue metais pesados de outros poluentes tóxicos, além de sua não biodegradabilidade, é que sua toxicidade é controlada pelas suas propriedades físico-químicas. O estado de oxidação de alguns metais determina a sua mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade. Como exemplo, pode-se citar o caso do  $\text{Cr}^{6+}$ , fracamente adsorvido e relativamente móvel no solo. Por outro lado, o  $\text{Cr}^{3+}$  é pouco móvel no solo, fortemente adsorvido e forma facilmente precipitados insolúveis. A forma de cromo hexavalente é extremamente tóxica e carcinogênica (Costa, 2005).

Alguns metais pesados estão entre os poluentes elementares mais perigosos, sendo de particular interesse devido a sua toxicidade nos humanos. A maioria dos metais pesados possui grande afinidade com o enxofre e perturbam as funções enzimáticas ao formar ligações com grupos sulfato das enzimas. Ácidos carboxílicos de proteínas ( $-\text{CO}_2\text{H}$ ) e o grupo amina ( $\text{NH}_2$ ) também são quimicamente ligáveis quimicamente a metais pesados. Íons de Cd, Cu, Pb e Hg ligam-se à membrana celular, interferindo nos processos de transporte através da parede

celular. Metais pesados também podem precipitar biocompostos de fosfato ou catalisar suas decomposições (Oliveira, 2003).

A origem primária dos metais pesados no solo é o material de origem, uma vez que a maioria das rochas contém em sua composição grande número de metais. Os processos naturais que contribuem para a presença de elementos - traço em águas são a solubilização de rochas e lixiviação a partir do solo. Ambos os processos podem ser fortemente controlados por fatores biológicos (Horowitz, 2001). Esses metais podem também se acumular no solo pelo uso contínuo e prolongado de resíduos industriais e urbanos, de água de irrigação poluída, e pela deposição atmosférica (Charlesworth & Lees, 1999).

Os metais como o cádmio ( $\text{Cd}^{+2}$ ), o cobre ( $\text{Cu}^{+2}$ ), o cromo ( $\text{Cr}^{+6}$ ), o chumbo ( $\text{Pb}^{+2}$ ), o mercúrio ( $\text{Hg}^{+2}$ ), o níquel ( $\text{Ni}^{+2}$ ), o zinco ( $\text{Zn}^{+2}$ ) e, ainda, o arsênio ( $\text{As}^{+3}$ ), o cobalto ( $\text{Co}^{+2}$ ) e o selênio ( $\text{Se}^{+2}$ ), fazem parte de um grupo de elementos químicos que aparece com bastante frequência em áreas urbanizadas (Banerjee, 2003). Para Horowitz (2009), o próprio sedimento é um poluente, já que muitos elementos traço, tal qual Cu, Zn, Cd, Cr, Pb e Ni, frequentemente detectados em escoamentos de pavimentos urbanos, estão associados (sorvidos) a esses sedimentos.

O chumbo e o zinco têm sido usados pelos humanos para uma ampla variedade de propósitos. As entradas pontuais destes dois elementos em sistemas aquáticos incluem efluentes industriais, esgotos municipais, emissões de indústrias de galvanoplastia e combustão de combustíveis fósseis. Entre os anos 1950 – 1970, o uso de automóveis se incrementou em resposta ao crescimento da população e econômico, e assim, a fonte predominante de chumbo passou a ser a emissão de tetraetilchumbo (aditivo usado para aumentar a octanagem da gasolina). No entanto, com a entrada de alguma legislação ambiental, os níveis de chumbo têm diminuído devido à retirada desse composto da gasolina, porém, ainda existem fontes de chumbo como a indústria do papel, plásticos e cerâmicas (Callender & Rice, 2000).

Já o zinco é usado na maioria dos produtos metálicos comerciais (bronze e metal galvanizado), combustão de combustíveis fósseis e é adicionado durante a manufatura de pneus na forma de óxido de zinco ( $\text{ZnO}$ ) como um acelerador no processo de vulcanização (Callender & Rice, 2000).

No caso do cádmio, frequentemente aparece como subproduto da combustão de petróleo e carvão, resíduos de pneus de veículos e combustão de gasolina, nas baterias descartadas, elementos eletrônicos e em pinturas (Horowitz, 2009). Também serve para a proteção contra a corrosão de outros metais como o zinco, cobre e chumbo. O cádmio é

considerado segundo a Organização Mundial da Saúde como um poluente perigoso à saúde humana, já que está associado ao aumento de câncer nas vias respiratórias e na próstata (Valerio *et al.*, 1995).

O níquel é muito usado sob a forma pura, para fazer a proteção de peças metálicas pois oferece grande resistência à oxidação. Suas principais aplicações são em ligas ferrosas e não-ferrosas para consumo no setor industrial, em material militar, em moedas, em transporte/aeronaves, em aplicações voltadas para a construção civil e em diversos tipos de aços especiais, altamente resistentes à oxidação, como os aços inoxidáveis, bem como em ligas para a fabricação de ímãs, em ligas elétricas, magnéticas e de expansão, ligas de alta permeabilidade, ligas de cobre-níquel, tipo níquel-45, e em outras ligas não ferrosas. A niquelagem de peças é feita por galvanoplastia, usando banhos de sais de níquel. O óxido de níquel é usado como catalisador em diversos processos industriais e, dos sais, o sulfato é o mais empregado, destinando-se a banhos para niquelagem, que é realizado através da galvanoplastia usando banhos de sais de níquel (Oliveira, 2003).

Em ambientes urbanos, os metais pesados são parte de nossas atividades cotidianas e muitos deles entram no ambiente urbano como subprodutos de atividades comerciais consideradas típicas em cidades em crescimento. Na Tabela 4 é apresentado um resumo de algumas das fontes antrópicas de metais pesados mais comuns em ambientes urbanos.

**Tabela 4 – Principais fontes de metais pesados associadas ao tráfego veicular em áreas urbanas**

<b>Constituinte</b>	<b>Fonte</b>
Chumbo	Escapamentos de veículos usam de pneus, óleo lubrificante. Gordura, peças soldadas, tintas.
Zinco	Uso de pneus, óleo de motor, gordura, freios.
Cobre	Galvanizado de metais, uso de pneus, peças de veículos, freios e inseticidas.
Cádmio	Uso de pneus, escapamento de veículos e inseticidas.
Ferro	Corrosão de veículos, estruturas de aço, partes do motor.
Cromo	Galvanizado de metais, partes do motor e freios.
Níquel	Combustível diesel, óleo lubrificante, galvanizado de metais, freios e pavimento asfáltico.
Manganês	Pneus e freios

**Adaptado de: Charlesworth & Lees (1999); Callender & Rice (2000); Sorme & Lagerkvist (2002); Rule *et al.* (2006); Poletto & Merten (2008); Poggio *et al.* (2009); Horowitz (2009).**

### 3.5.1 Afinidade dos metais pesados pelas partículas de sedimentos

Robertson *et al.* (2003) e Taylor (2007) reconhecem que informações relacionadas com a geoquímica dos sedimentos urbanos e a especiação dos contaminantes provêm de muita informação necessária sobre níveis de poluição urbanos e ressaltam a importância dos sedimentos urbanos como acumuladores de poluentes e seu potencial tóxico sobre ambientes aquáticos e atmosféricos e sobre a saúde humana mesma. Além das informações que fornece a natureza granulométrica das partículas de sedimentos, a informação mineralógica se torna em uma fonte confiável que permite entender melhor a dinâmica sedimento-metal pesado.

Com respeito às afinidades dos metais pesados pela composição química das partículas de sedimentos, Banerjee (2003) propõe na Tabela 5 um resumo do comportamento dos metais pesados em função das diferentes fases sólidas mais comuns encontradas em sedimentos urbanos, podendo facilitar o entendimento do que está ocorrendo nessas bacias.

**Tabela 5 – Afinidade dos metais pesados à composição química dos sedimentos urbanos**

<b>Fração da fase sólida</b>	<b>Afinidade do metal pesado</b>
Trocável	Cd > Pb > Ni > Zn > Cu > Cr
Carbonato	Cd > Zn > Pb > Ni > Cu > Cr
Ligações óxido Fe-Mn	Zn > Pb > Ni = Cu > Cd > Cr
Matéria orgânica	Cu > Pb > Zn > Ni > Cd > Cr
Residual	Cr > Ni > Cu > Cd > Pb > Zn

**Adaptado de: Banerjee (2003)**

Minerais como o Quartzo e a Caolinita possuem baixa CTC (capacidade de troca de cátions), mas minerais como Ilita possuem alta CTC, e portanto, o conjunto formado por esses minerais pode conferir cargas negativas capazes de atrair os cátions metálicos, da mesma forma, a presença de óxidos de ferro e manganês e minerais carbonatados, ajudam na adsorção de alguns metais pesados.

### 3.6 Uso de ferramentas de sistemas de informação geográficos (SIG) em estudos sobre distribuição de poluição por sedimentos

Nos últimos anos, o estudo de sedimentos urbanos tem sido complementado com ferramenta do geoprocessamento, na qual, concentrações pontuais de certos elementos são interpoladas ou extrapoladas ao restante da área de influência. Alguns dos objetivos principais desta ferramenta são:

- Estabelecimento de uma linha base do ambiente urbano;

- Identificação/localização de áreas poluídas;
- Identificação da contribuição de materiais naturais e antropogênicos à linha base geoquímica;
- Acesso a fatores de risco de poluição (exemplo: águas subterrâneas).

Em estudos de sedimentos urbanos, o geoprocessamento permite explorar diferentes representações espaciais para as propriedades do ambiente e realizar múltiplas operações de análise espacial. No mapeamento do espaço geográfico, a natureza empírica da realidade é representada por entidades geográficas que podem ser modeladas conceitualmente e classificadas em geocampos e geobjetos, definidos, respectivamente, como variáveis espacialmente contínuas e variáveis espacialmente descontínuas e individualizáveis (Zhang, 1998).

Os assuntos associados à distribuição de probabilidades, cálculo de médias, estrutura espacial, correlações e bases de dados (informações normalmente utilizadas na análise espacial da poluição por metais pesados) facilmente podem ser desenvolvidas através de ferramentas oferecidas pelos SIG (Zhang, 1998).

A elaboração de mapas nesta área, especialmente de distribuição de poluição, os quais se baseiam em variáveis discretas, vem recebendo grande destaque. Muitos autores têm utilizado este tipo de ferramentas para apresentação desses dados, o que colabora com estudos da variabilidade espacial da poluição por metais pesados associados a partículas de sedimentos. Alguns dos antecedentes de pesquisas nesta área são apresentados a seguir:

- Birch & Taylor (1999): o estudo visava comprovar a contribuição do tipo de uso de solo urbano na poluição de um estuário, representaram cartograficamente as distribuições de diversos metais pesados, usando como métodos de predição e interpolação de dados o *Inverse Distance Weight*;
- Charlesworth *et al.* (2003): mostrou a distribuição espacial de Cd, Cu, Pb, Zn e Ni obtidas de amostras de sedimentos coletados em superfícies impermeáveis nas cidades de Coventry e Birmigham, no Reino Unido;
- Zhang *et al.* (2005): utilizando diversos métodos de interpolação de dados em SIG mostrou a distribuição das concentrações de zinco, cromo, cobre, níquel e ferro obtidas a partir de amostras de solo numa região da Irlanda. Os métodos utilizados pelos autores para a predição de pontos desconhecidos foram o *Inverse Distance Weight* e o Interpolador de *Kriging*;

- Terrado *et al.* (2006): estudaram a qualidade ambiental da bacia do rio Ebro na Espanha. O estudo apresentou os resultados das correlações feitas entre os diversos usos do solo e os níveis de metais pesados em sedimentos, curso de água e biota;
- Zhou *et al.* (2007): pesquisou a influência das ações antrópicas de grande escala na distribuição espacial de diversos metais em sedimentos marinhos utilizando o *Inverse Distance Weight* e o Interpolador de *Kriging* como métodos de interpolação e predição de dados;
- No Brasil, pesquisas que tenham aproveitado ferramentas SIG na elaboração de mapas de distribuição da poluição por metais pesados associados a sedimentos de superfícies impermeáveis são pouco conhecidos, devido ao fato de que a maioria dos estudos feitos na área de qualidade de sedimentos urbanos está voltada à caracterização destes sedimentos em corpos d'água.

Com a revisão da literatura existente, pode-se observar que neste tipo de estudos é muito comum o uso de métodos matemáticos para a predição e interpolação de dados desconhecidos a partir de dados conhecidos (concentrações pontuais de metais), o qual é representado mediante um mapa temático.

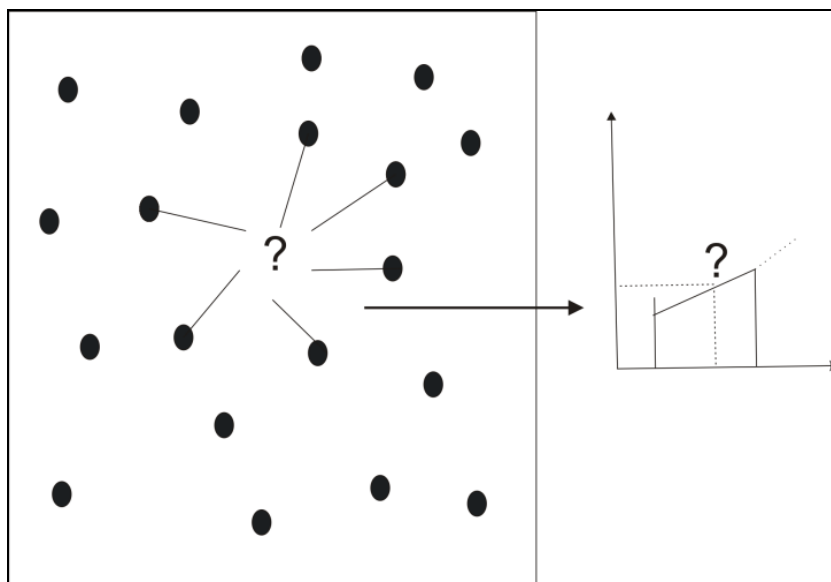
### **3.6.1 Generalidades sobre a interpolação de dados.**

A definição mais simples de interpolação envolve o processo de determinar valores desconhecidos ou não amostrados, de um atributo contínuo usando valores conhecidos ou amostrados. Este processo é constituído de duas partes:

- 1) a definição de um relacionamento de vizinhança – saber quais pontos são os vizinhos apropriados; e,
- 2) a definição de métodos que calcularão os valores desconhecidos.

O balanço entre essas duas partes pode variar. A interpolação assume que o fenômeno que está sendo predito é aproximado de perto pela função matemática usada. Os valores desconhecidos são então calculados de acordo com essa função. A Figura 11 dá uma idéia simples do que se entende por interpolação.



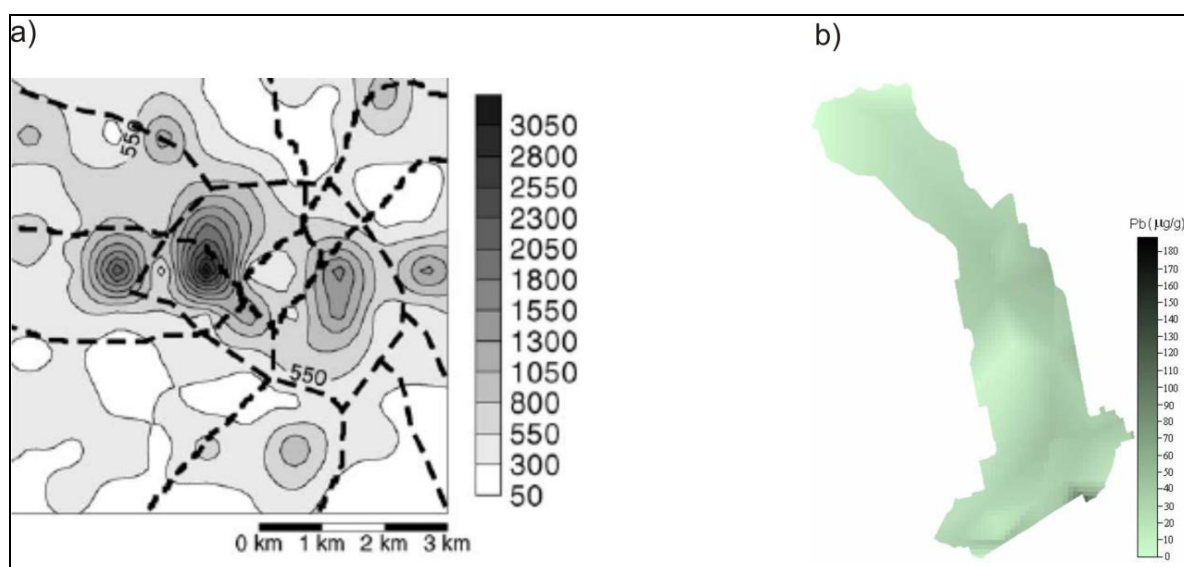


**Figura 11 – Explicação gráfica da teoria de interpolação matemática de um dado desconhecido a partir de valores vizinhos conhecidos.**

Adaptado de: Longley (2005)

As técnicas de interpolação consistem de uma variedade de métodos, como combinação linear ponderada, médias, polígonos de *Voronoi*, inverso da distância, triangulação e Kriging. A qualidade do resultado depende da precisão, número de distribuição dos pontos amostrados e de quão bem a função matemática corretamente modele o fenômeno.

A Figura 12 mostra dois exemplos de usos de ferramentas SIG na interpolação de valores pontuais de concentração de metais em sedimentos para determinar a sua distribuição espacial em áreas urbanas.



**Figura 12 – Exemplos de interpolação de pontos e concentração de metais em áreas urbanas: a) Zinco em Birmingham (Charlesworth *et al.*, 2003); b) Chumbo na região metropolitana de Porto Alegre (Poletto & Merten, 2007).**

Como foi observado nos antecedentes citados, para a distribuição de poluentes no ambiente é usado com frequência o método do inverso da distância (*Inverse Distance Weight*), o qual vai ser brevemente detalhado na continuação.

### 3.6.2 Método do Inverso da Distância.

Este método estima um valor para um local não amostrado como uma média dos valores dos dados dentro de uma vizinhança. O cálculo da média é ponderado pela distância entre o ponto a ser interpolado e seus vizinhos, de maneira que a influência dos valores vizinhos decresce com a distância do local sendo estimado. Por ser um método estático de calcular médias, os valores estimados nunca excedem a variação dos valores dos dados de campo originais.

Nesse método, os pontos amostrados mais próximos do ponto interpolado recebem um peso maior do que os pontos mais distantes. Uma maneira de fazer isto é tornar os pesos de cada amostra inversamente proporcionais à sua distância do ponto sendo estimado:

$$v = \frac{\left( \sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i} \times v_i \right)}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{d_i} \right)} \quad (1)$$

Onde:

$d_1, \dots, d_n$  são as distâncias para cada um dos locais das amostras ao ponto sendo estimado e  $v_1, \dots, v_n$  são os valores das amostras.

Essa relação de peso tem o efeito de influenciar pontos de dados perto do ponto interpolado, enquanto aqueles distantes exercem pouca influência no valor estimado. Em vez de usar o inverso da distância simples, outros expoentes podem ser usados, como o quadrado, mudando a taxa de decréscimo da função de ponderação com o aumento da distância de acordo com a seguinte fórmula:

$$v = \frac{\left( \sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^p} \times v_i \right)}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{d_i^p} \right)} \quad (2)$$

Onde:

$p$  é uma potencia da distância.

### 3.7 Porto Alegre e os Estudos Sedimentológicos

Atualmente a cidade de Porto Alegre baseia sua economia em atividades relacionadas com a prestação de serviços e indústrias de porte mediano, deixando para trás a forte atividade industrial que em épocas anteriores a caracterizara, sobretudo na zona norte da cidade, considerado pólo de desenvolvimento industrial. No entanto, ainda conservam-se nessa área, conhecida como Distrito 4 e na região central da cidade, a maioria das indústrias metalúrgicas, de alimentos e oficinas de manutenção de veículos, além disso, tem-se um alto nível de tráfego circulante nestas áreas (Secretaria de Planejamento Urbano de Porto Alegre, 2009). Essas atividades econômicas utilizam direta ou indiretamente produtos com concentrações de metais pesados, os quais atingem por diversos mecanismos as redes de drenagem e, posteriormente, os corpos receptores de água, que para o caso de Porto Alegre, constitui-se no Lago Guaíba (Menegat, 1998).

Diversos estudos afirmam que áreas impermeáveis contribuem como fonte e servem de meio de transporte de metais pesados, utilizando como veículo, principalmente, as partículas de sedimento (Charlesworth *et al.*, 2003; Sutherland, 2003; Pereira *et al.*, 2007). Esses mesmos autores reconhecem que duas das principais variáveis que atuam nesse processo de transporte são a concentração de metais presentes e a afinidade deles por algumas frações granulométricas presentes no sedimento urbano. Isso ocorre devido a fenômenos eletroquímicos que são influenciados por fatores como o tamanho da partícula do sedimento (área reativa da superfície), sua origem, concentração do elemento adsorvido, entre outros (Sparks, 1995).

A tendência de monitorar os sedimentos nas áreas impermeáveis, por estes se caracterizarem como a fonte mais comum na determinação de poluição difusa em bacias urbanas, é corroborada por Sutherland (2003), Charlesworth *et al.* (2003), Banerjee (2003), Duzgoren-Aydin *et al.* (2006) e Jartun *et al.* (2008), quando estes afirmam que a maior parte

dos estudos sobre sedimentos em áreas urbanas aponta as áreas impermeáveis e os sistemas de drenagem como os principais locais para o acúmulo de sedimentos e, conseqüentemente, uma fonte destes em períodos chuvosos.

Partindo do fato que a quantificação dos sedimentos em qualquer fase é de suma importância, uma vez que o conhecimento quali-quantitativo destes sedimentos permite uma avaliação técnica e financeira da manutenção dos sistemas existentes e um planejamento para futuras obras (Dotto, 2006), com a realização deste estudo, se pretende aumentar o conhecimento sobre o aporte dessa poluição difusa na cidade de Porto Alegre, mediante o monitoramento das concentrações de zinco e níquel presentes nos sedimentos de locais previamente escolhidos por sua vocação socioeconômica. Contribuindo, assim, com o levantamento de informações que possam complementar os diagnósticos ambientais relacionados com o Lago Guaíba.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Área de Estudo

#### 4.1.1 Localização da Área de Estudo

A área de estudo está localizada entre o centro e a parte norte da cidade de Porto Alegre, capital do estado de Rio Grande do Sul, no sul do Brasil (Figura 13). A área de estudo está inserida dentro da sub-bacia urbana Almirante Tamandaré que drena ao Lago Guaíba e está georeferenciada no UTM 22-S entre as coordenadas 476561,77 E; 6676956,05 S e 481482,71 E; 6682109,55 S.

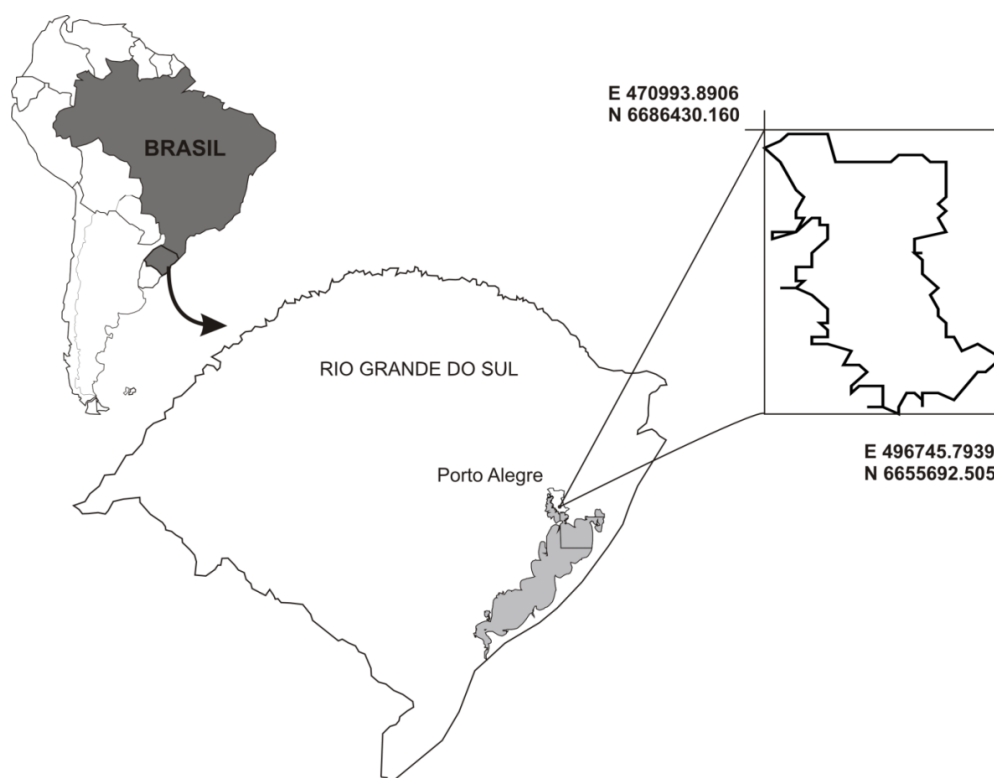


Figura 13 – Localização geográfica da área de estudo.

Dentro da área de estudo, selecionou-se três áreas representativas dos usos do solo predominantes na cidade para a coleta de amostras de sedimentos: industrial (3,0 Km<sup>2</sup>), comercial (1,02 Km<sup>2</sup>) e residencial/comercial (0,83 Km<sup>2</sup>), conforme apresentado na Figura 14. Estas áreas são caracterizadas mais adiante.

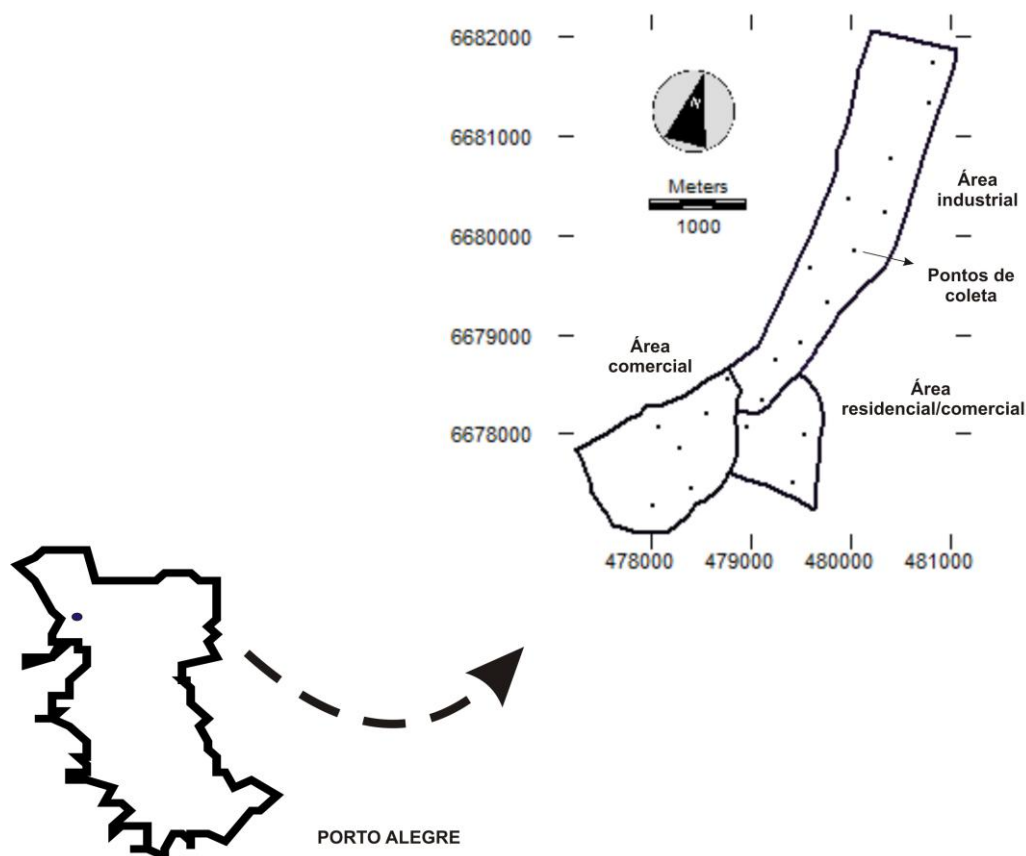


Figura 14 – Representação georeferenciada dos pontos de coleta de amostras em áreas diferenciadas pelo uso do solo na cidade de Porto Alegre.

#### 4.1.2 Características ambientais

A região metropolitana de Porto Alegre, situada a 100 km do Oceano Atlântico, segundo W. Köppen possui um clima classificado como subtropical úmido (Cfa), por registrar valores de temperatura média do mês mais quente superior a 22°C, tendo como característica marcante a grande variabilidade dos elementos meteorológicos ao longo do ano. Embora o clima da região seja subtropical, a substituição de uma massa de ar tropical por outra de ar polar caracteriza o tempo meteorológico como um gerador de quedas bruscas de temperatura.

A Bacia Almirante Tamandaré possui uma área de aproximadamente 11,50 km<sup>2</sup>, e encontra-se geograficamente limitada a Oeste pelo Lago Guaíba, ao Sul pela Bacia do Arroio Dilúvio, a Leste pela Bacia do Arroio Areia e ao Norte pela Bacia Humaitá.

##### 4.1.2.1 Tipos de solo presentes

Na área de estudo, a formação rochosa é de origem granítica, predominando minerais como o quartzo e os feldspatos tipo K. Na área onde está localizada a zona predefinida como industrial da área de estudo apresenta solos correspondentes à unidade geotécnica

hidromorfo-sedimentar. Esta unidade agrega solos sedimentares de diversas classes (solos em planícies com microrelevo – planossolos; solos em depressões – gleissolos; solos aluviais), ocorre em áreas de cotas baixas, com relevo plano, nível d'água superficial e más condições de drenagem. A estratigrafia é composta de material de textura variada, de argilas a areias, que podem ocorrer em forma combinada ou intercalada, com coloração escura, cinza ou cinza-esverdeado (Hasenack, 2008).

Já na parte correspondente às zonas predefinidas como residencial/comercial e comercial se caracterizam por apresentar topos e encostas de elevações em relevo suavemente ondulado e ondulado. Estão conformadas por Argissolos Vermelhos (PV) e Argissolos Vermelho-Amarelos (PVA) (Hasenack, 2008).

Dependendo da composição da rocha de origem (granitos), estes solos podem apresentar uma proporção significativa de fração cascalho constituída por quartzo. Quanto à sua fertilidade química, estes solos são qualificados como distróficos, isto é, são ácidos e apresentam uma baixa disponibilidade de nutrientes para as plantas; apresentam uma saturação nas bases ( $K^+$ ,  $Ca^{++}$ ,  $Mg^{++}$ ,  $Na^+$ ) menor que 50 % da capacidade de troca catiônica potencial (Hasenack, 2008).

#### **4.1.2.2 Drenagem**

Segundo o Plano Diretor de Drenagem Urbana de Porto Alegre (2002), as sub-bacias, na sua grande maioria, caracterizam-se por apresentarem cotas altas a montante do sistema de drenagem, e encontrarem regiões muito planas a jusante. Os desníveis médios encontrados são em torno de 5 m.

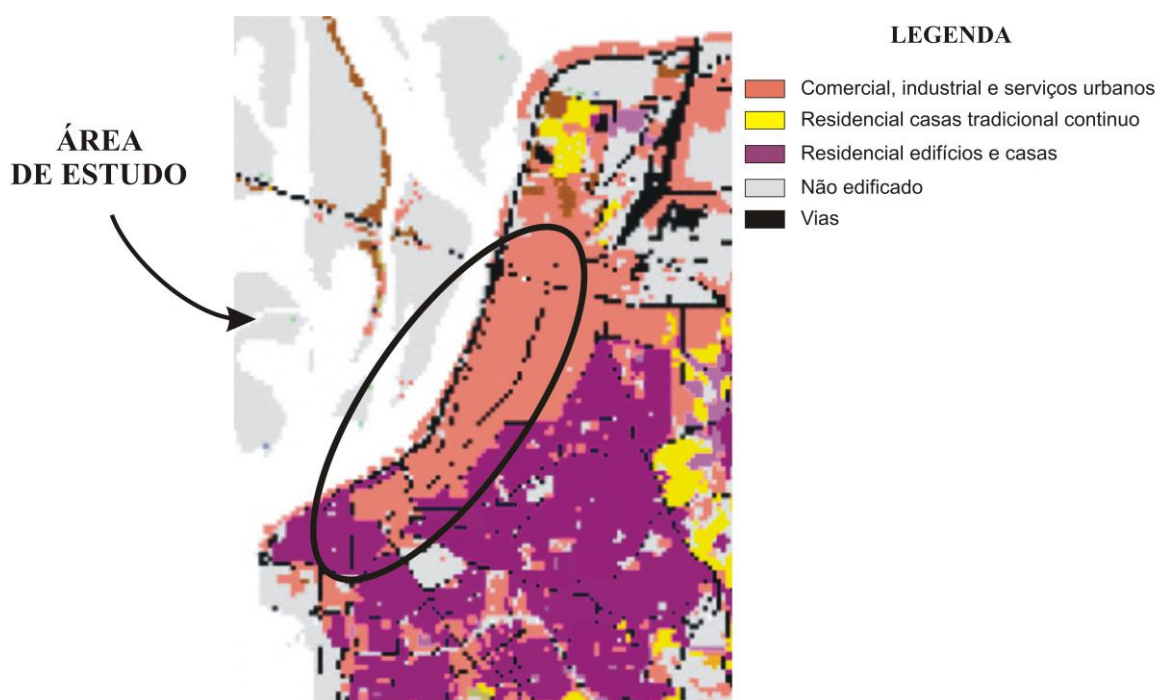
Nesta bacia encontram-se a maior densidade de ocupação do solo, com intensas atividades públicas, comerciais, de lazer e moradias, correspondente ao Centro da cidade. Justamente nesta região, o Lago Guaíba sofre seu maior estreitamento. A combinação de ponto de maior represamento das águas e maior densificação urbana, gerou a preocupação com relação as enchentes urbanas. Como alternativa de controle, a bacia Almirante Tamandaré foi enquadrada na região de proteções contra enchentes, estando totalmente isolada do Lago Guaíba através de um sistema de diques e cortina de proteção.

A drenagem da vazão gerada na bacia até o Lago Guaíba é realizada através de Casas de Bombas, que estão dispostas ao longo do dique e muro, e cumprem também a função de proteção contra inundações.

### 4.1.3 Ocupação urbana

A bacia Almirante Tamandaré apresenta-se mais densamente urbanizada na parte sul que corresponde a região central da cidade, tendo sido urbanizada a mais tempo. Ao longo do dique encontram-se áreas bastante impermeabilizadas, ocupadas principalmente por depósitos, estacionamentos e galpões. Ao norte da bacia começam a surgir as áreas industrializadas (Plano Diretor de Drenagem).

Atualmente a cidade de Porto Alegre baseia sua economia em atividades relacionadas com a prestação de serviços e indústrias de porte médio, deixando para trás a forte atividade industrial que em épocas anteriores a caracterizara, sobretudo na zona norte da cidade, considerado pólo de desenvolvimento industrial. No entanto, ainda conservam-se nessa área, conhecida como Distrito IV e na região central da cidade, a maioria das indústrias metalúrgicas, de alimentos e oficinas de manutenção de veículos, além disso, tem-se um alto nível de tráfego circulante nestas áreas (Secretaria de Planejamento Urbano de Porto Alegre, 2009). Essas atividades econômicas utilizam direta ou indiretamente produtos com concentrações de metais pesados, os quais atingem por diversos mecanismos as redes de drenagem e, posteriormente, os corpos receptores de água, que para o caso de Porto Alegre, constitui-se no Lago Guaíba (Menegat, 1998). Segundo o Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre (Hasenack, 2008), o solo da área de estudo possui diversos tipos de usos, os quais são apresentados na Figura 15.



**Figura 15 – Representação dos usos atuais do solo em área de estudo na cidade Porto Alegre. Adaptado de: Hasenack (2008)**



De acordo com informações obtidas por entrevista com o pessoal da Secretária Municipal de Planejamento Urbano de Porto Alegre, o centro da cidade apresenta as seguintes características:

- Área: 228 hectares;
- Densidade: 162 hab.ha<sup>-1</sup>;
- Taxa de crescimento populacional 1991-2000: (-) 1,70%;
- Número de domicílios: 17.254 economias;
- Número médio de moradores por domicílio: 2,13 hab/domicílio;
- Renda média dos responsáveis pelo domicílio: 12,61 salários mínimos;
- Condições de Ocupação por domicílio: 55% próprio, 37% alugado e 8% cedido;
- Outros imóveis: 85 terrenos baldios, 115 edificações desocupadas e 99 edificações semi-ocupadas;
- 181.404 m<sup>2</sup> de área verde;
- Maior pólo comercial e bancário do Estado;
- Terceiro bairro mais denso da cidade;
- Por ele circulam cerca de 400.000 pessoas.dia<sup>-1</sup>;
- É o pólo de comércio e serviços mais especializados da Região Metropolitana.

Outras informações associadas com a parte residencial/comercial da área de estudo (Bairro Bom Fim) são:

- População/2000: 11.351 moradores;
- Área: 38 ha;
- Densidade: 299 hab.ha<sup>-1</sup>;
- Taxa de crescimento 91/2000: (-)0,40% aa;
- Limites Atuais: Av. Osvaldo Aranha, da esquina da Rua Sarmiento Leite até a Rua Felipe Camarão, desta até a Rua Castro Alves, desta e seu prolongamento em direção leste-oeste, sempre paralelo à Av. Independência até encontrar o extremo da Praça D. Sebastião, daí pela Rua Sarmiento Leite até a Av. Osvaldo Aranha.

#### **4.1.4 Fontes potenciais de poluição difusa**

Existem várias fontes potenciais de poluição atmosférica na Região Metropolitana de Porto Alegre, entre elas citam-se uma refinaria de petróleo, um complexo petroquímico, siderúrgicas e metalúrgicas, cimenteiras, fábricas de celulose papel, têxteis, curtumes, oficinas de carros, além das regiões densamente povoadas, como é o caso da própria cidade de Porto Alegre (De Luca & Vásquez, 2000). Normalmente a maioria destas empresas encontra-se localizadas dentro do denominado Distrito IV ao norte da cidade.

Quanto as fontes móveis dentro da área de estudo, o volume de tráfego é intenso levando em consideração que o comércio está concentrado no centro da cidade, influenciando às áreas próximas. Segundo dados do Departamento Estadual de Trânsito (DETRAN, 2008), a cidade de Porto Alegre conta com uma frota de veículos distribuída da seguinte forma:

- 464.666 automóveis;
- 66.724 motocicletas;
- 54.127 camionetas;
- 15.293 caminhões;
- 16.164 reboques;
- 5.847 ônibus; e,
- 813 tratores.

Dessa frota, entre 62% e 73% dos veículos mistos e de passageiros, respectivamente, são movidos à gasolina, enquanto que o 95% dos veículos de tração utilizam diesel como combustível. Isso evidencia que o uso de álcool ainda é limitado. Dentro da área de estudo, o fluxo veicular dentro da cidade é maior no setor próximo à rodoviária e dentro do centro da cidade, tal como é apresentado na Figura 16.



**Figura 16 – Quantificação do fluxo veicular na área de estudo.  
Adaptado de: De Luca & Vázquez (2000)**

O fato de ter fontes fixas e móveis de emissões atmosféricas dentro da área de estudo, aumenta a probabilidade de se encontrar metais pesados associados a sedimentos urbanos, já que as deposições atmosféricas são uma fonte importante de sedimentos. Na Tabela 6 é apresentado um resumo das emissões de material particulado, cujos dados provêm do analisador instalado na esquina das Avenidas Borges de Medeiros e Salgado Filho no centro da cidade. Este equipamento é propriedade da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA).

Segundo a Resolução 03/90, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), a concentração média de poluentes atmosféricos em 24 horas deve ser de 150 microgramas por metro cúbico de ar ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Durante os meses de estudo, não foi ultrapassado este limite, embora durante o período de julho a agosto as concentrações de material particulado na atmosfera aumentaram. Essa situação pode estar associada com a ocorrência de frentes frias, ventos fracos e inversão térmica que pode acumular esse tipo de material na atmosfera.

**Tabela 6 – Material particulado ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) medido pela estação de monitoramento da SMAM no centro de Porto Alegre entre os meses de maio e setembro do 2009**

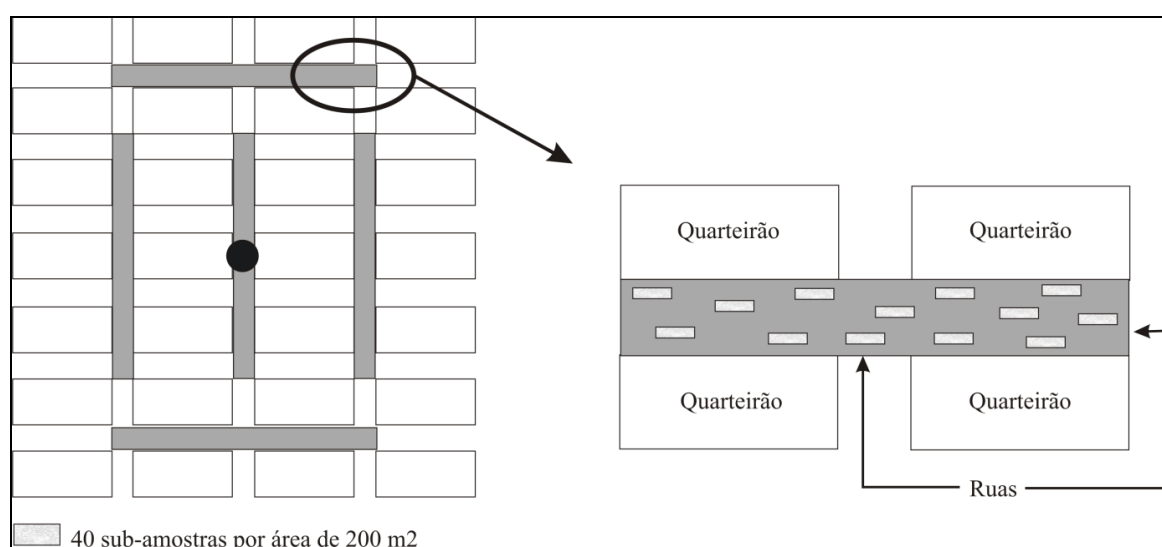
Estatística	Maio	Junho	Julho	Agosto	Setembro
Mínimo	5.0	13.9	16.3	17.0	11.9
Máximo	58.9	66.4	75.7	90.0	44.2
Mediana	34.0	34.1	39.4	40.1	26.2
Média	33.8	34.3	38.2	43.4	27.5
Desvio padrão	12.6	12.8	13.2	19.4	9.0
CV	0.4	0.4	0.3	0.4	0.3

Adaptada de: Índices de qualidade do ar em Porto Alegre, SMMA (2009)

## 4.2 Monitoramento sedimentológico

Foram coletadas amostras compostas dos sedimentos acumulados nas ruas da área de estudo, em períodos secos, nos meses de junho e setembro para determinar a influência sazonal na concentração dos metais analisados.

Cada amostra composta contém várias sub-amostras de sedimento seco coletadas em uma área de aproximadamente  $200\text{ m}^2$  da rua para cada ponto escolhido (diminuindo assim a influência ou tendenciosidade causada pelas fontes pontuais de contaminação), conforme apresentado na Figura 17. Nessa figura, se mostra a área de influência do ponto de coleta de amostras, e é nessa área onde foram coletadas as sub-amostras.



**Figura 17 – Procedimento para coleta de amostras compostas de sedimentos depositados em superfícies impermeáveis das áreas de estudo.**

Adaptado de: Poletto *et al.* (2009)

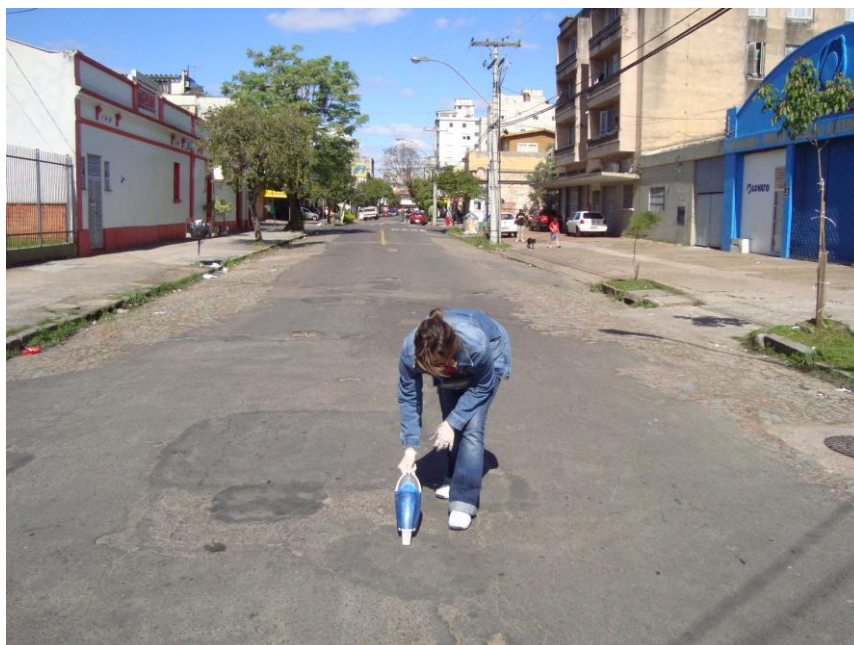
A coleta foi baseada em metodologias recomendadas por Charlesworth *et al.* (2003), Banerjee (2003), Dotto (2006), Yetimoglu *et al.* (2008) e Zafra *et al.* (2007). Para cada ponto georeferenciado foi coletado aproximadamente 500 g de sedimento seco (Sutherland, 2003; Poleto *et al.*, 2009). As metodologias utilizadas como referencia coincidiram no fato de que coletar sub-amostras em áreas próximas ao local escolhido, sobretudo na parte central das vias, durante períodos secos garantem resultados significativos.

Os pontos de coleta de amostras encontram-se georreferenciados na Figura 14 e descritos na Tabela 7. Cabe destacar que a escolha de cada ponto foi influenciada pelas características socioeconômicas presentes em cada um e que, de alguma forma, pode repercutir na qualidade do sedimento presente, sobretudo, contribuindo quanto à presença de zinco, níquel, cádmio e chumbo associados aos sedimentos; conforme é sugerido pela literatura especializada, por recomendações da Secretaria de Planejamento Urbano de Porto Alegre e por observações diretas dos locais.

**Tabela 7 – Descrição e localização geográfica dos pontos de coleta em áreas de estudo**

Ponto	UTM-22S		Uso do solo
	X	Y	
1	480824,8788	6681770,891	Industrial
2	480788,6948	6681355,698	Industrial
3	480398,857	6680798,949	Industrial
4	479988,4952	6680390,271	Industrial
5	480356,3853	6680259,376	Industrial
6	480040,6357	6679876,759	Industrial
7	479595,9287	6679703,219	Industrial
8	479773,5268	6679352,585	Industrial
9	479504,2824	6678949,238	Industrial
10	479247,0203	6678784,582	Industrial
11	479108,0976	6678376,497	Residencial
12	479540,2291	6678035,932	Residencial
13	479414,0005	6677552,034	Residencial
14	478959,1501	6678111,152	Residencial
15	478775,205	6678589,72	Residencial
16	478565,2194	6678243,825	Residencial/comercial
17	478068,3126	6678101,083	Residencial/comercial
18	478292,9498	6677900,891	Residencial/comercial
19	478399,6035	6677498,728	Residencial/comercial
20	478024,5952	6677317,488	Residencial/comercial

As amostras foram coletadas usando um aspirador de pó portátil sem peças metálicas e que possibilitou a coleta das amostras sem o contato manual direto, conforme apresenta a Figura 18. As amostras coletadas foram retiradas manualmente utilizando luvas, depositadas em sacos plásticos e refrigeradas para sua preservação e, posteriormente, utilizadas nas diversas análises físicas e químicas.



**Figura 18 – Fotografia de procedimento de coleta de amostras de sedimentos depositados em superfícies impermeáveis com uso de solo industrial no mês de junho do 2009.**

### **4.3 Análises de laboratório**

#### **4.3.1 Distribuição granulométrica**

Cada amostra coletada foi submetida ao peneiramento (peneiras de polietileno – sem partes metálicas), utilizando malhas ou aberturas de 45  $\mu\text{m}$ , 63  $\mu\text{m}$ , 90  $\mu\text{m}$ , 150  $\mu\text{m}$  e 209  $\mu\text{m}$ , conforme a metodologia empregada por Banerjee (2003) e Charlesworth *et al.* (2003) e que mostra a separação das frações granulométricas mais importantes para estudos de qualidade de sedimentos urbanos. Na Figura 19 pode-se observar parte da metodologia empregada no processo de peneiramento das amostras utilizando-se malhas e peneiras plásticas.



**Figura 19** – Fotografia tomada durante a fase de peneiramento de amostras coletadas de sedimentos urbanos, mediante a utilização de peneiras plásticas de diversos tamanhos de aberturas.

Já a análise granulométrica de amostras completas (sem o peneiramento) foi feita por um analisador de partículas laser Cilas® 1180 do Laboratório do Núcleo de Estudos de Correntes de Densidade da UFRGS. Este equipamento permite diferenciar partículas entre 0,04 – 2500  $\mu\text{m}$ . A metodologia empregada é descrita por Poletto *et al.* (2009).

#### **4.3.2 Análises de metais pesados**

As amostras foram submetidas a uma digestão ácida, conforme metodologia da U. S. Environment Protection Agency (EPA 3050). Essas análises foram realizadas em duplicata e utilizou-se dois materiais de referência da USGS (SGR-1b e SCO-1) para controle de qualidade. Posteriormente, as concentrações totais dos metais foram determinadas por Espectroscopia de Emissão Indutiva de Plasma Acoplado (ICP-OES) em um equipamento da marca Perkin Elmer, pelo Laboratório de Solos da UFRGS.

Todos os equipamentos e vidrarias utilizados nos procedimentos de coleta de amostras e processamento das amostras foram lavados com água destilada, ficaram de molho em solução de ácido nítrico 14% (v/v) por 24 horas e enxaguados novamente com água destilada.

#### **4.3.3 Análises de difratometria de raios-X**

Foram realizadas análises mineralógicas de três amostras de sedimentos, cada uma foi o resultado da composição de várias amostras coletadas em cada uma das áreas de estudo. Estas amostras foram depositadas em sacolas plásticas e refrigeradas para depois determinar os minerais predominantes que podem influenciar direta ou indiretamente a distribuição dos

metais pesados na fração granulométrica  $< 63 \mu\text{m}$ .

O equipamento utilizado para realizar a caracterização mineralógica é um difratômetro da marca SIEMENS, modelo D5000, ano 1992, com goniômetro  $\theta$ - $\theta$ . A radiação é  $\text{K}(\alpha)$  em tubo de Cobre nas condições de uso de 40 kV e 25 mA, onde foi utilizado uma porção de amostra para cada intervalo de varredura, sendo esta análise realizada no Instituto de Geociências da UFRGS.

Os minerais e/ou fases cristalinas são identificados através da medida das distâncias interplanares (valores de “d”) e das intensidades relativas dos picos nos difratogramas. Os minerais identificados na análise total apresentam-se comparados com pares do banco de dados do computador (JCPDS) e indicado ou referenciado sobre o pico mais importante e diagnóstico do mineral. As análises são interpretadas através do programa DIFFRACPLUS em que os picos são indexados no difratograma.

#### **4.4 Análises estatísticas e interpretação dos resultados**

Com os dados obtidos nas análises de laboratório, foram aplicadas diversas técnicas estatísticas e gráficas para facilitar a interpretação da informação. Entre elas encontram-se:

- Determinação da média, mediana, desvio padrão e valores máximos e mínimos das concentrações dos metais;
- Cálculo do coeficiente de assimetria de Fisher para determinar o grau de distribuição das concentrações e para estabelecer a significância estatística dos elementos escolhidos nas áreas estudadas;
- Aplicação do Teste não paramétrico Kruskal-Wallis seguido do teste de Bonferroni com o fim de analisar a significância do local de coleta das amostras com respeito as concentrações de metais encontradas, conforme o sugerido por Kuang *et al.* (2004), Norra *et al.* (2006) e Irvine *et al.* (2009);
- Ajuste matemático das concentrações de metais com a fração granulométrica dos sedimentos;

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software XLSTAT© v. 2009.



#### **4.5 Representação de resultados em ambiente SIG**

Os resultados processados foram introduzidos na base de dados do SIG Idrisi© Versão Andes e posteriormente vetorizados. Uma vez feito isso foi aplicado o módulo de Interpolação INTERPOL do software, o qual está baseado no método IDW (Inverse Distance Weight). Os resultados desta interpolação de concentrações na fração granulométrica de 63  $\mu\text{m}$  foram disponibilizados em mapas temáticos para uma posterior análise espacial das fontes de poluição na área de estudo (Zhang *et al.*, 1998; Terrado *et al.*, 2006; Zhou *et al.*, 2007).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Distribuição granulométrica dos sedimentos urbanos

As frações granulométricas das amostras coletadas por área são apresentadas na Tabela 8. Nela pode-se observar que o percentual de material fino foi alto nas três áreas de estudo, apresentando  $D_{50}$  (50% do diâmetro das partículas) muito próximo entre elas com valores menores a  $64 \mu\text{m}$ , o que segundo a classificação feita por Mudroch & Azcue (1995) existe a predominância da fração correspondente à areia muito fina. Nas amostras coletadas na área residencial/comercial e comercial, a fração correspondente ao silte grosso é similar ao percentual de areia muito fina, corroborando a idéia de que o sedimentos de origem urbano apresenta tamanho fino, como nos resultados obtidos por Poletto *et al.* (2009) em 20 cidades do Rio Grande do Sul.

**Tabela 8 – Resumo dos resultados obtidos a partir das análises granulométricas das amostras de sedimentos urbanos coletados durante o mês de junho de 2009**

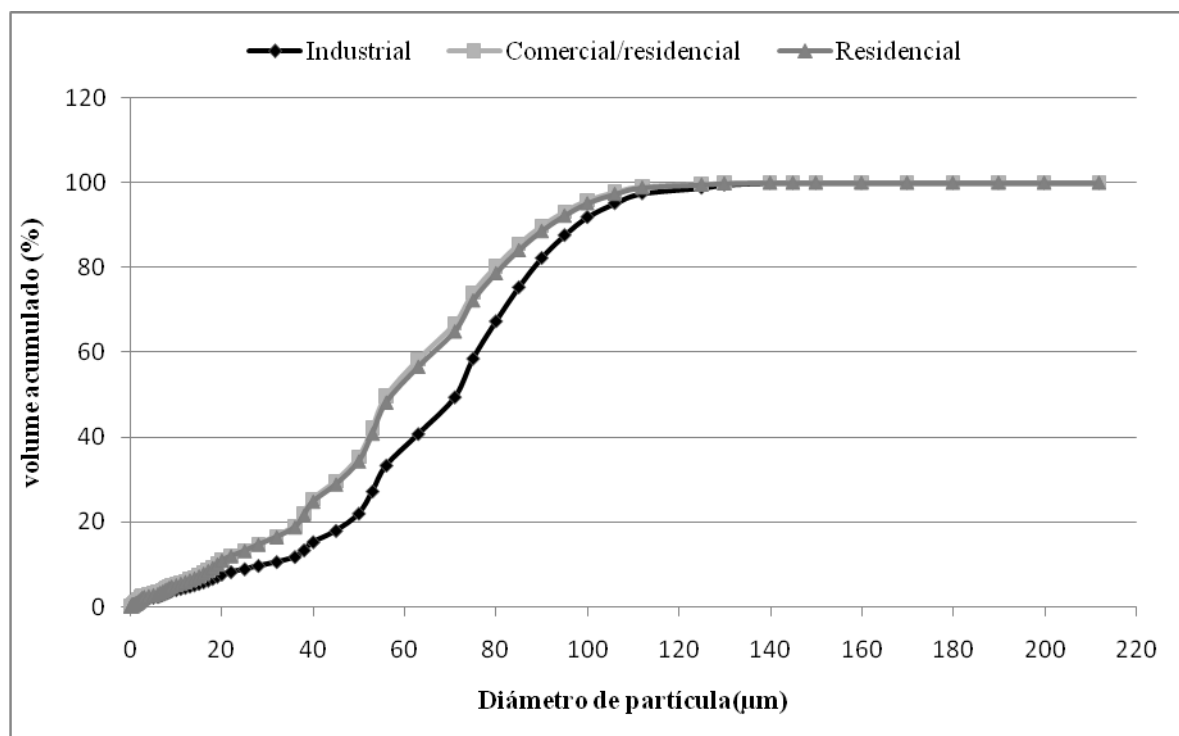
Parâmetro	Industrial	Residencial/comercial	Comercial
$D_{10}$ ( $\mu\text{m}$ )	18.82	15.41	12.49
$D_{50}$ ( $\mu\text{m}$ )	64.02	55.15	55.4
$D_{90}$ ( $\mu\text{m}$ )	94.45	85.18	86.67
D médio ( $\mu\text{m}$ )	59.1	51.91	51.52
% Argila	1.98	2.9	2.58
% Silte Muito Fino	1.26	1.54	1.6
% Silte Fino	2.52	3.52	3.63
% Silte Médio	4.79	8.69	8.63
% Silte Grosso	30.18	41.65	40.16
% Areia Muito Fina	58.11	41.38	42.95
% Areia Fina	1.16	0.32	0.45

Alguns estudos sobre sedimentos urbanos apresentam diversos resultados enquanto à distribuição granulométrica das partículas, Butler & Clark (1995) na cidade de Londres encontraram que o  $D_{50}$  era igual a  $400 \mu\text{m}$ , da mesma forma Deletic *et al.* (2000) na cidade de Dundee (Escócia) encontraram um  $D_{50}$  igual a  $8000 \mu\text{m}$ .

Sartor & Boyd (1972) apresentam estudos que indicam que o diâmetro médio das partículas encontradas em superfícies impermeáveis varia de 200 a  $500 \mu\text{m}$  e que a precipitação e o escoamento são capazes de transportar em suspensão apenas as partículas mais finas com  $D_{50}$  entre 80 e  $100 \mu\text{m}$ .

A fração  $< 63 \mu\text{m}$ , a qual segundo Charlesworth *et al.* (1999, 2003), Sutherland

(2003), Robertson *et al.* (2003), Poletto *et al.* (2009) e Irvine *et al.* (2009), se referem como fortemente associada com as maiores concentrações de metais pesados, representa aproximadamente 40% dos sedimentos coletados na área com uso de solo industrial e 60% para as duas outras áreas amostradas, segundo a Figura 20. Sutherland (2003) encontrou que a fração dominante era a  $< 63 \mu\text{m}$  com 38% sobre o total das frações analisadas, em estudos realizados na cidade de Havaí (EUA).



**Figura 20 – Distribuição granulométrica das amostras de sedimentos coletadas em áreas de uso do solo industrial, comercial e comercial/residencial.**

A variação entre os diversos autores na distribuição granulométrica dos sedimentos coletados em áreas impermeáveis se deve principalmente às características particulares de cada local monitorado, eficiência dos diferentes métodos empregados na coleta de amostras (aspirado em seco, varrição em seco, aspiração e varrição em seco, etc.) (Zafra *et al.*, 2007) e aos diferentes processos de intemperismo que se apresentam em regiões tropicais e subtropicais (Pereira *et al.*, 2007). Segundo Charlesworth *et al.* (2003), entre as características mais importantes dos locais de estudo, encontram-se o fluxo veicular e o tempo de residência dos sedimentos sobre a superfície (relacionado com a frequência de limpeza).

Neste estudo, as áreas comercial e residencial/comercial apresentaram condições similares no que se refere ao tráfego veicular, o qual é considerado muito maior que na área

industrial. Sobre a frequência de limpeza das superfícies nos pontos monitorados, de acordo com informações fornecidas em entrevista pessoal com funcionários do Departamento de Limpeza Urbana da Cidade de Porto Alegre, o centro da cidade é limpo durante duas ou três vezes por dia durante a semana toda, as vias principais (limites da área total de estudo e predominantes nas áreas comercial e residencial/comercial) são submetidas a varredura uma vez por dia (normalmente nas horas da madrugada) e as vias secundárias (a maioria presentes na área industrial) são limpas uma vez por mês ou quando algum usuário solicite o serviço.

Este comportamento pode estar influenciando na distribuição granulométrica das partículas na medida em que é mais fácil encontrar partículas mais grossas nos sedimentos da área industrial do que nas outras, o qual foi evidenciado nas coletas das amostras.

## 5.2 Concentrações de metais pesados em sedimentos urbanos

A estatística descritiva dos valores das concentrações dos metais analisados é apresentada na Tabela 9.

**Tabela 9 – Estatística descritiva das concentrações dos metais das amostras de sedimentos coletadas no mês de junho de 2009**

Diâmetro partícula (µm)	Metal	Mín. (µg/g)	Máx. (µg/g)	Mediana (µg/g)	Média (µg/g)	Desvio Padrão (µg/g)	CV (%)	Assimetria (Fisher)
209	Zn	182	549	343	331	82.87	0.24	0.43
	Cd	0.2	2	0.2	1	0.5	0.97	2.56
	Ni	22	96	44	49	17.65	0.35	0.92
	Pb	22	1500	91	178	332	1.82	3.75
150	Zn	213	637	409	400.85	96.5	0.23	0.2
	Cd	0.2	3.1	0.3	0.62	0.76	1.2	2.57
	Ni	34	109	55	58.6	19.37	0.32	0.87
	Pb	39	2300	93	226.45	500	2.15	4.16
63	Zn	258	754	538.5	531.9	133.85	0.25	0.29
	Cd	0.2	5	0.45	0.87	1.17	1.32	2.9
	Ni	42	116	64.5	67	20.03	0.29	1.02
	Pb	58	2100	121	245.2	454.15	1.81	3.98
45	Zn	285	1000	615.5	612.45	179.5	0.29	0.01
	Cd	0.2	6.4	0.6	1.13	1.53	1.33	2.75
	Ni	39	152	63.5	68,25	25.36	0.36	1.92
	Pb	76	2300	123.5	272.35	497.3	1.78	3.97

No caso do chumbo (Pb), o fato da mediana ser maior que a média dos dados, diz que a distribuição dos dados é assimétrica à direita, o qual é corroborado pelo coeficiente de Fisher ( $\alpha = 0,05$ ). Esta assimetria obedece aos picos de concentrações encontrados em alguns pontos de amostragem, o qual gera um desvio padrão dos dados considerável. Yongming *et al.* (2006) encontraram valores de chumbo entre 29 – 3060  $\mu\text{g.g}^{-1}$  e um coeficiente de Fisher de 5.34 em amostras de sedimentos urbanos coletados na província de Xi' na China Central, mostrando a mesma tendência dos valores achados neste estudo.

Nos valores mínimos da tabela anterior pode-se observar o aumento na concentração de chumbo a medida que diminui o tamanho da partícula, o qual é corroborado por Charlesworth & Lees (1999), Charlesworth *et al.* (2003), Kuang *et al.* (2004), Norra *et al.* (2006) Poletto *et al.* (2009) e Irvine *et al.* (2009). Valores máximos são comumente encontrados neste tipo de estudos e foram citados por Charlesworth *et al.* (2003) que encontraram concentrações de chumbo de 2582.5  $\mu\text{g.g}^{-1}$  para Nova Iorque e 2241  $\mu\text{g.g}^{-1}$  para Londres. Al-Rahji *et al.* (1996) perceberam que esses valores máximo aumentam o desvio padrão dos dados e alteram usualmente as correlações entre o diâmetro da partícula e as concentrações de metais pesados.

Para o cádmio (Cd), observa-se que os valores mínimos são iguais para todas as aberturas de malhas e que os valores máximos aumentam nas partículas mais finas. Os coeficientes de assimetria de Fisher ( $\alpha = 0.05$ ) mostram que as distribuições dos valores de cádmio para cada fração foram assimétricas à direita, por causa dos picos de concentração encontrados em cada fração. Os valores dos coeficientes são próximos entre eles, indicando que para todos os diâmetros de partículas as concentrações de cádmio apresentarem a mesma distribuição. Estes resultados coincidem com o encontrado por Charlesworth *et al.* (2003) na cidade de Coventry (Inglaterra), com valores máximos de cádmio de 8.9  $\mu\text{g.g}^{-1}$  na fração < 63  $\mu\text{m}$ , Irvine *et al.* (2009) reportaram valores máximos de cádmio de 2.2 e 2.0  $\mu\text{g.g}^{-1}$  em uma área industrial e residencial na cidade de Ontário (Canadá) respectivamente; Kremová *et al.* (2009) encontraram valores mínimos e máximos de 1 – 1.9  $\mu\text{g.g}^{-1}$  em áreas com diferentes usos do solo na cidade de Bratislava (Eslováquia). Neste estudo a maior concentração de Cd foi encontrada na fração de 45  $\mu\text{m}$ .

No caso do zinco (Zn), o comportamento similar aos metais anteriores no que respeita ao aumento da concentração em função do decréscimo do diâmetro da partícula. O coeficiente de variância apresenta valores próximos em cada uma das frações e encontram-se na faixa dos 23 – 29%. Quanto ao grau de distribuição dos valores definido pelo coeficiente de Fisher (95%), esta é simétrica na fração de 45  $\mu\text{m}$ , devido ao valor do coeficiente estar muito

próximo ao zero. Para os diâmetros restantes, o coeficiente é maior que zero tornando a distribuição dos dados simétrica à direita. Os coeficientes de Fisher neste estudo, são similares aos encontrados por Yetimoglu *et al.* (2008) na cidade de Istambul com valor de 0.18 e média de  $431.26 \mu\text{g.g}^{-1}$ . Al-Khashman (2004) reportou valores de zinco de amostras de sedimentos urbanos da cidade industrial de Karak com uma média de  $60.8 \mu\text{g.g}^{-1}$ ; Zafra *et al.* (2007) encontraram valores de  $605 \mu\text{g.g}^{-1}$  na fração  $< 63 \mu\text{m}$  em amostras coletadas na cidade de Torrelavega (Espanha).

Por último, para o níquel segue apresentando-se a tendência dos demais metais, tanto na distribuição dos valores como no aumento da concentração frente à diminuição do diâmetro da partícula. Os valores apresentam um coeficiente de variação similar ao encontrado por Poletto *et al.* (2009) em várias cidades do Rio Grande do Sul, cujo valor foi de 39%, dentro de uma range de  $17 - 100 \mu\text{g.g}^{-1}$  de níquel.

Na Figura 21 é apresentado um diagrama Box plot dos valores médios, máximos e mínimos dos metais presentes em todas as frações granulométricas analisadas em este estudo, todos apresentam picos de concentração que fizeram com que a dispersão dos valores fosse significativa. Cabe salientar que foi o chumbo quem apresentou o pico mais elevado como mostra o ponto que está fora do diagrama.

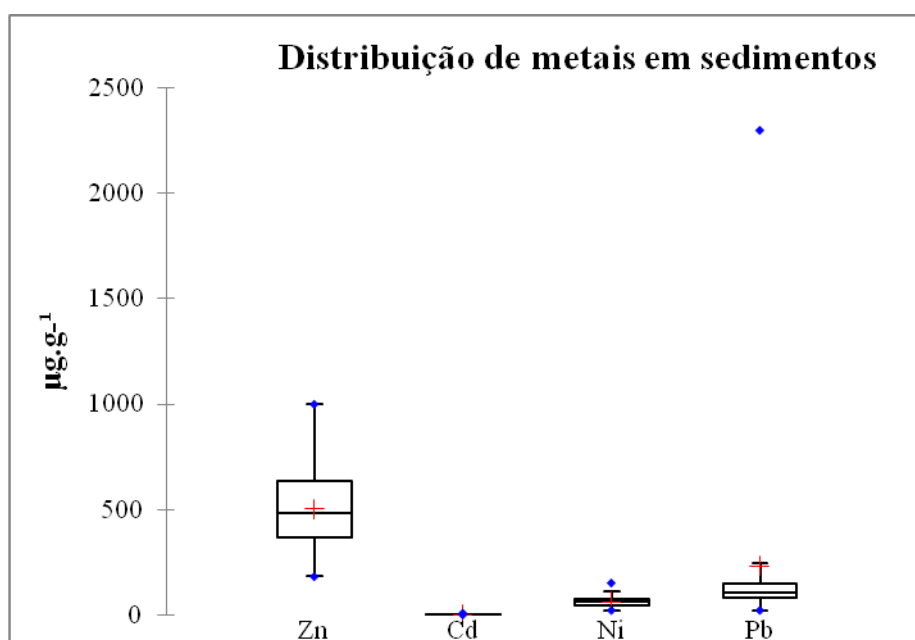


Figura 21 – Representação gráfica a través de um diagrama tipo *Box Plot* da distribuição de concentrações dos metais pesados analisados no estudo.

Os resultados da segunda análise de metais feita só para a fração < 63  $\mu\text{m}$  são apresentados na Tabela 10. Comparando as distribuições destes valores com os da primeira rodada de análises pode-se concluir que os coeficientes de variância exceto para o chumbo, cuja diferença se deve à ausência de valores picos. Aplicando o Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para estabelecer a existência de alguma diferença estatística significativa entre os valores das concentrações durante os monitoramentos feitos nos meses de junho e setembro, encontrou-se que para o chumbo e para o zinco as amostras não provem da mesma população indicando que existe uma diferença estatística significativa entre elas, no entanto para o cádmio e o níquel aconteceu o caso contrário.

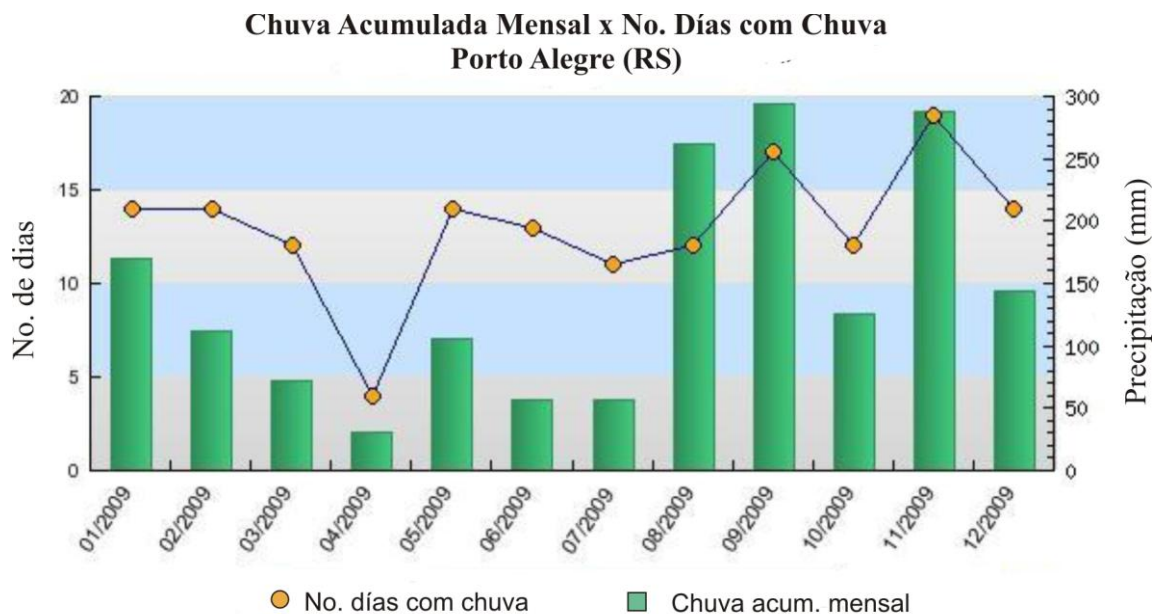
**Tabela 10 – Estatística descritiva dos resultados das análises químicas de metais pesados contidos na fração < 63  $\mu\text{m}$  em amostras de sedimentos coletadas durante o mês de setembro de 2009 nas áreas de estudo**

<b>Estatística</b>	<b>Zn</b>	<b>Cd</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>
Mínimo ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	204.0	0.2	45.0	35.0
Máximo ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	712.0	2.0	157.0	284.0
Mediana ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	504.0	0.3	67.0	90.0
Média ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	491.6	0.6	75.0	100.6
Desvio padrão ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )	139.2	0.6	28.4	52.2
Coefficiente de variação (%)	0.3	0.9	0.4	0.5

Em parte, isso pode estar associado à frequência dos períodos chuvosos, segundo Greenway *et al.* (2002), a quantidade e os tipos de poluentes carreados no escoamento pluvial irá variar de acordo com o uso do solo, a intensidade e a duração dos eventos de precipitação e do período entre esses eventos. A intensidade e duração dos eventos de precipitação auxiliam no arraste e no transporte de poluentes até os cursos de água. O período entre os eventos de precipitação também afeta a qualidade e a quantidade do escoamento pluvial devido à acumulação de contaminantes nas superfícies impermeáveis entre os eventos. Quando o período entre os eventos aumenta, acumulam-se mais poluentes do que a quantidade que pode ser arrastada.

A Figura 22 apresenta as médias mensais da precipitação que caiu na cidade de Porto Alegre durante o ano 2009, nela pode-se apreciar que durante o mês de junho ocorrem em torno de 50 mm de chuva durante 14 dias. Para o mês de setembro, a precipitação aumentou até 300 mm aproximadamente durante 17 dias de chuva. Isso significa que na primeira coleta de amostras existiu maior quantidade de sedimentos e poluentes acumulados nas superfícies respeito à segunda coleta realizada, refletindo-se nas maiores concentrações de metais

encontradas, sobretudo dentro da área comercial e residencial/comercial a qual está rodeada por edifícios e uma grande densidade de árvores minimizando a influência das correntes de ventos e permitindo assim uma maior acumulação de poeira nas mesmas.



**Figura 22 – Precipitação em Porto Alegre durante o ano de 2009.**  
Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (RS), 2010

### 5.3 Distribuição de metais pesados na área de estudo

Para se determinar qual é o incremento das concentrações dos metais devido a ações antrópicas, há a necessidade de se averiguar o valor de background local. Como a área de estudo é densamente urbanizada, não foi possível encontrar uma naturalmente preservada (sem qualquer interferência antrópica), por isso levou-se em consideração os dados obtidos nos estudos de Poletto & Merten (2005) e Poletto *et al.* (2008) que foram obtidos para a mesma bacia hidrográfica localizada na região metropolitana de Porto Alegre. Os valores de background são apresentados na Tabela 11.

**Tabela 11 – Valores de background local tomados como referência neste estudo**

Metal	Valor background ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )
Zn	47.45
Cd	0.07
Pb	31.30
Ni	4.89

Fonte: Poletto & Merten (2005); Poletto *et al.* (2008)



### 5.3.1 Chumbo

A distribuição das concentrações por uso do solo representada na Figura 23 mostra como a contribuição do chumbo é maior na área comercial, inclusive maior que na área industrial onde predominam postos de venda de gasolina e indústrias que utilizam o metal como matéria-prima. No entanto, a maioria dos pontos amostrados na área industrial apresenta um volume de tráfego em menor proporção do que nas outras duas áreas estudadas. Nessa área comerciais dois dos pontos amostrados apresentaram valores acima da média dos dados restantes e esses pontos coincidem justamente com uma rua de alto tráfego de ônibus municipais. Nesse ponto se evidenciou a presença de óleo veicular e de partículas de pneus sobre a superfície, indicando que esta fonte potencial seria a principal potencial de chumbo nessa área.

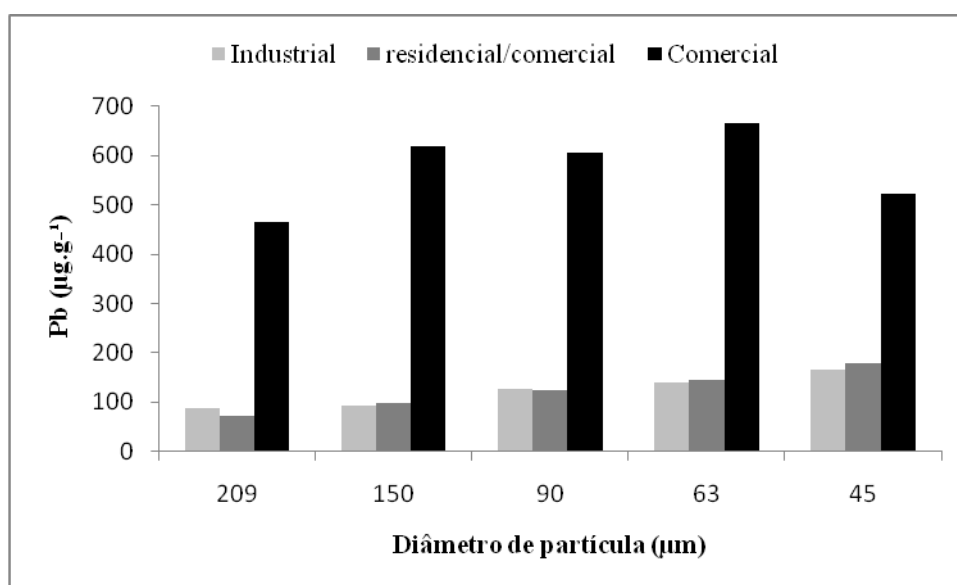


Figura 23 – Distribuição das concentrações de chumbo (Pb) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo.

O resultado do Teste de Kruskal-Wallis mostrou que os dados provem de uma mesma população, já o Teste de Bonferroni mostrou que não existe significância alguma entre as concentrações de chumbo com a respectiva área de coleta da amostra, ao nível de significância do 5%, similar aos resultados encontrados por Charlesworth *et al.* (2003) na cidade de Birmigham. O fato de que não esteja correlacionado o uso do solo com a concentração do chumbo pode indicar que existe um fator externo que influencie neste comportamento, o qual seja provavelmente a composição química das partículas de sedimentos, o que influencia na taxa de adsorção do chumbo, conforme os resultados

apresentados por Banerjee (2003) e Robertson *et al.* (2003) os quais definem que o chumbo está associado à fração residual > óxidos de Fe/Mn > matéria orgânica > fração trocável > carbonatos.

Segundo Charlesworth *et al.* (2003) e Kremová *et al.* (2009), ainda é difícil estabelecer a fonte principal de chumbo nos sedimentos urbanos, no entanto, alguns estudos sugerem que a presença deste metal junto com o zinco está associada a resíduos de pneus, a qual está diretamente associada com o volume de tráfego veicular. A Figura 24 apresenta a distribuição espacial de Pb na área de estudo. As concentrações de chumbo encontradas superam por muito o valor de *background* local, portanto, pode-se inferir que os sedimentos urbanos encontram-se enriquecidos com este metal.

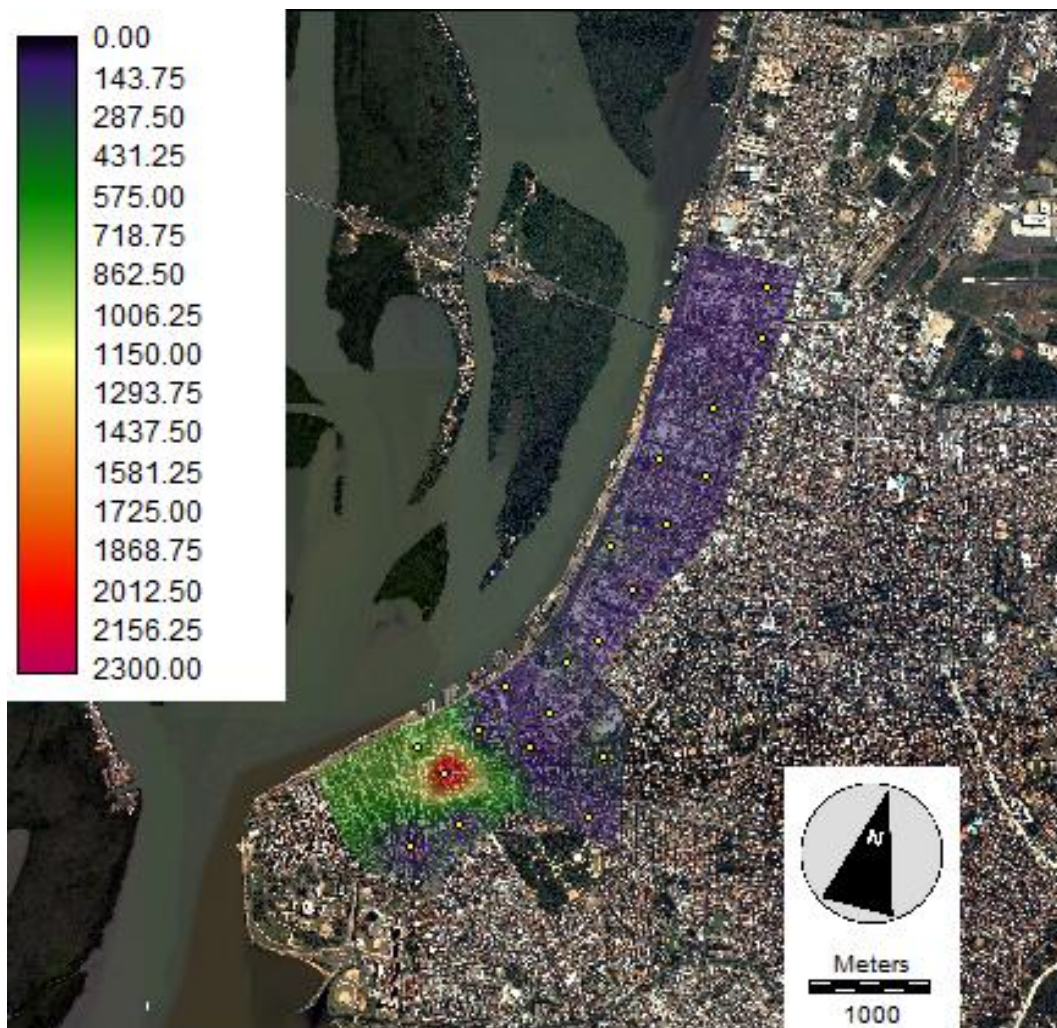


Figura 24 – Representação em ambiente SIG das concentrações de chumbo ( $\mu\text{g.g}^{-1}$  Pb) contida na fração granulométrica < 63  $\mu\text{m}$  de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo.

### 5.3.2 Cádmi

As concentrações mais elevadas são encontradas nas zonas residenciais e comerciais (valores acima de  $3 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) tal como se observa na Figura 2, resultado que esperava-se encontrar na zona industrial em função do uso do solo nesta área, onde predominam empresas dedicadas ao armazenamento e transformação de metais e à manutenção de veículos. Nesta última empregam-se substâncias como óleo de carros e pintura, as quais possuem elevados teores de cádmio.

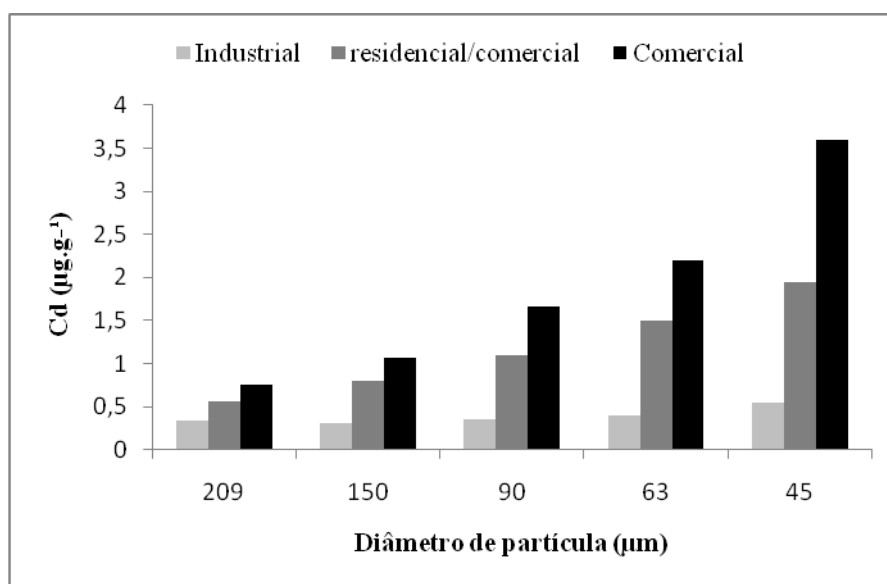


Figura 25 – Distribuição das concentrações de cádmio (Cd) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo.

O resultado do Teste de Kruskal-Wallis mostrou que os dados não provêm de uma mesma população e o Teste de Bonferroni mostrou que não existe significância alguma entre as concentrações de cádmio com a respectiva área de coleta da amostra, ao nível de significância do 5%, seguindo a tendência do caso anterior.

Neste estudo de caso, três aspectos podem explicar a presença de altas concentrações de cádmio nas áreas residencial e comercial/residencial. Primeiramente, o tráfego apresenta altos fluxos durante a semana toda, entanto que na área industrial este fluxo diminui em função do horário laboral das indústrias presentes. Para o caso de Porto Alegre, a zona residencial estudada (Bairro Bom Fim) e proximidades, apresentam um alto volume veicular no final da semana. O ponto que apresentou a maior concentração de cádmio encontra-se localizado na zona comercial por estar próximo ao centro da cidade, embora apresente uma vocação mais residencial.

Outro aspecto que provavelmente influenciou neste resultado, foi o tempo de residência do sedimento, mencionado por Charlesworth *et al.* (2003) e Banerjee (2003), já que na área de influência dos pontos de maior concentração de cádmio encontram-se ruas consideradas secundárias, cuja frequência de varrição limita-se a uma vez por mês ou quando alguma pessoa solicita o serviço à Empresa de Limpeza Urbana. Provavelmente por esta razão valores no centro da cidade não atingiram os valores mais altos, toda vez que a limpeza das ruas é levada a cabo pelo menos uma vez por dia.

Por último, pode considerar-se o fato que nas zonas com vocação residencial, os veículos permanecem estacionados normalmente por um tempo prolongado sobre as ruas, o qual aumenta o contato de resíduos de veículos como o óleo do motor com as partículas de sedimentos. As concentrações de cádmio encontradas no estudo coincidem com os valores citados por Charlesworth *et al.* (2003) na cidade de Coventry na Inglaterra e de outras cidades citadas pelos autores no mesmo trabalho como é o caso de Nova Iorque, Seul e Londres. De igual forma que o chumbo, pode-se considerar que os sedimentos urbanos em toda a área de estudo estão enriquecidos com cádmio, o qual se pode apreciar na Figura 26.

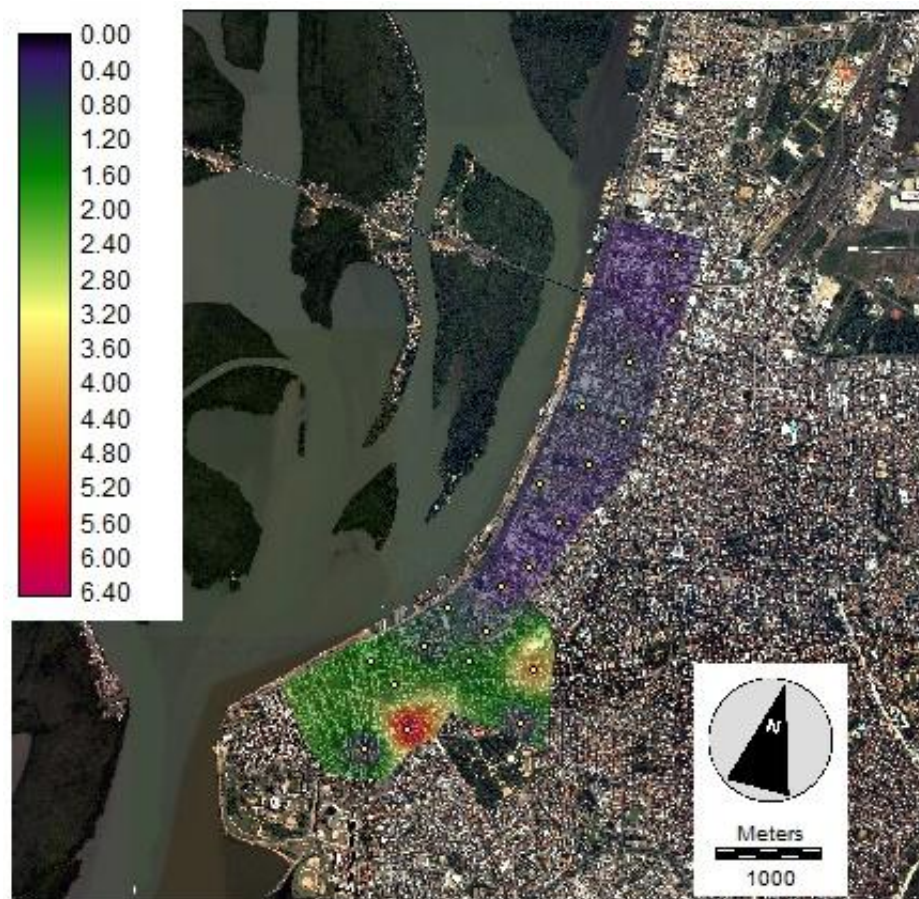


Figura 26 – Representação em ambiente SIG das concentrações de cádmio ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) contida na fração granulométrica  $< 63 \mu\text{m}$  de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo.

### 5.3.3 Níquel

Seguindo a tendência dos dois metais mencionados anteriormente, a área comercial foi quem mais contribuiu com a acumulação do níquel nas amostras de sedimentos em todas suas frações. Cabe salientar que a diferença dos anteriores, a contribuição da área industrial foi maior do que na comercial/residencial indicando a possibilidade da existência de outra fonte deste metal, além do tráfego veicular. A distribuição das concentrações dentro da área de estudo observa-se na Figura 27.

O resultado do Teste de Kruskal-Wallis mostra que os valores das concentrações não provêm da mesma população, porém, igual que nos anteriores, o Teste de Bonferroni não mostrou diferenças estatísticas significativas entre os valores, sugerindo que a vocação comercial das áreas de estudo não exerce influência alguma sobre as concentrações obtidas. Comparando as concentrações com o valor do background local adotado, pode-se concluir que os sedimentos encontram-se enriquecidos também com níquel.

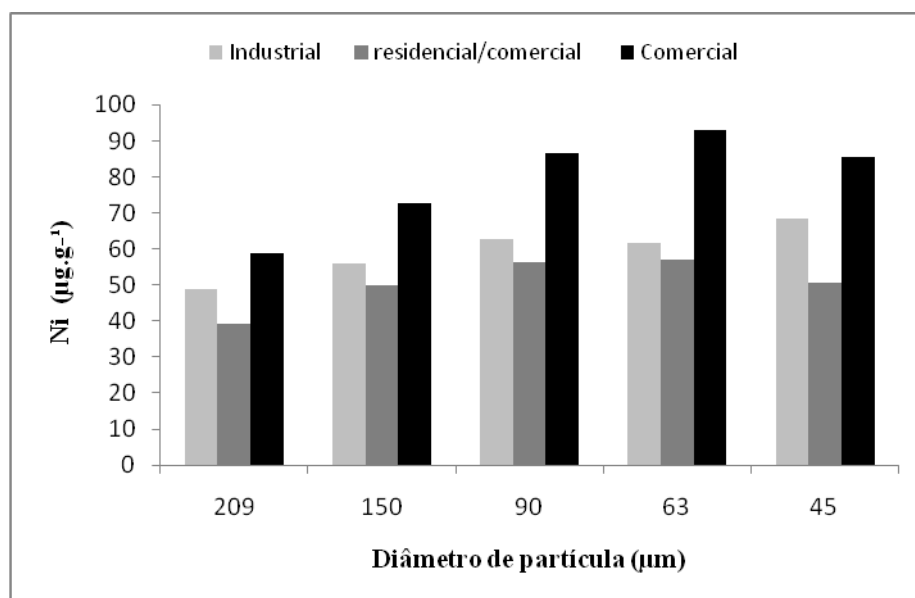


Figura 27 – Distribuição das concentrações de níquel (Ni) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo.

Outros estudos como os de McAlister *et al.* (2005) reportaram concentrações de níquel em sedimentos urbanos de aproximadamente  $75 \mu\text{g.g}^{-1}$ ,  $81 \mu\text{g.g}^{-1}$  e  $67 \mu\text{g.g}^{-1}$  dentro de áreas de vocação industrial, comercial/residencial e comercial com alto fluxo de tráfego, respectivamente, na cidade de Rio de Janeiro, mostrando que encontram-se distribuído equitativamente nas áreas. Banerjee (2003) reporta valores de  $1000 \mu\text{g.g}^{-1}$  encontrados sobre áreas de vocação industrial na qual predominam indústrias de galvanizado. Kuang *et al.*

(2004) encontraram valores médios de níquel em Beijing (China) de  $24.4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  e Poletto *et al.* (2009) reportaram valores entre  $17 - 100 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de Ni em várias cidades do Rio Grande do Sul. O mapa de concentrações de níquel na área de estudo pode-se apreciar na Figura 28.

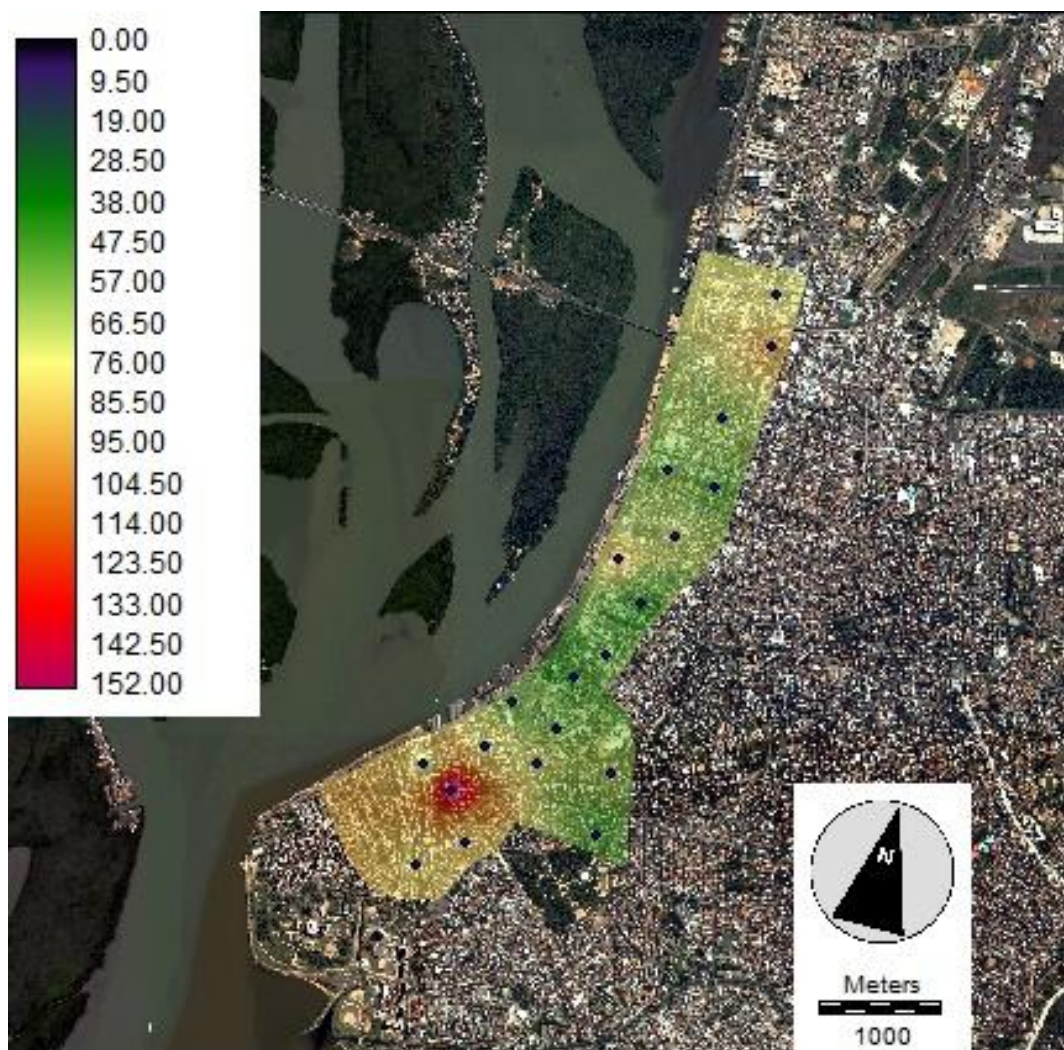


Figura 28 – Representação em ambiente SIG das concentrações de níquel ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) contida na fração granulométrica  $< 63 \mu\text{m}$  de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo.

A maioria das pesquisas indicam que é o tráfego veicular o maior contribuinte de níquel em áreas urbanas, as deposições atmosféricas como apontam Kremová *et al.* (2009) se constituem em uma fonte considerável deste metal, sobretudo, em locais próximos a pontos de alto fluxo de veículos. Neste estudo, os pontos de maior concentração estão próximos a avenidas de alta movimentação de ônibus, que no caso de Porto Alegre, a maioria funciona com combustível diesel, emitindo maior quantidade de material particulado à atmosfera. Então a combustão e emissão de combustíveis pode ser a explicação da presença deste metal, já que existem estudos como os de Adachi *et al.* (2004) onde indicam que não se detectaram

valores de níquel em resíduos de freios, tinta amarela (usada para demarcar faixas nas vias), pneus e resíduos de pneus. Por outra parte, segundo McAlister *et al.* (2005), o níquel está ligado principalmente à fase residual dos sedimentos e são considerados como imóveis.

### 5.3.4 Zinco

Como se pode observar na Figura 29, as concentrações de zinco aumentaram na medida em que a fração da partícula diminuía, tal como nos demais metais. Ao contrário dos outros casos, o Teste de Bonferroni mostrou diferenças estatísticas significativas entre as áreas comercial e residencial/comercial frente à área industrial. Na mesma figura se observa que as concentrações em todas as áreas apresentam valores próximos, sendo que nas áreas comercial e residencial/comercial os valores são muito mais próximos entre si.

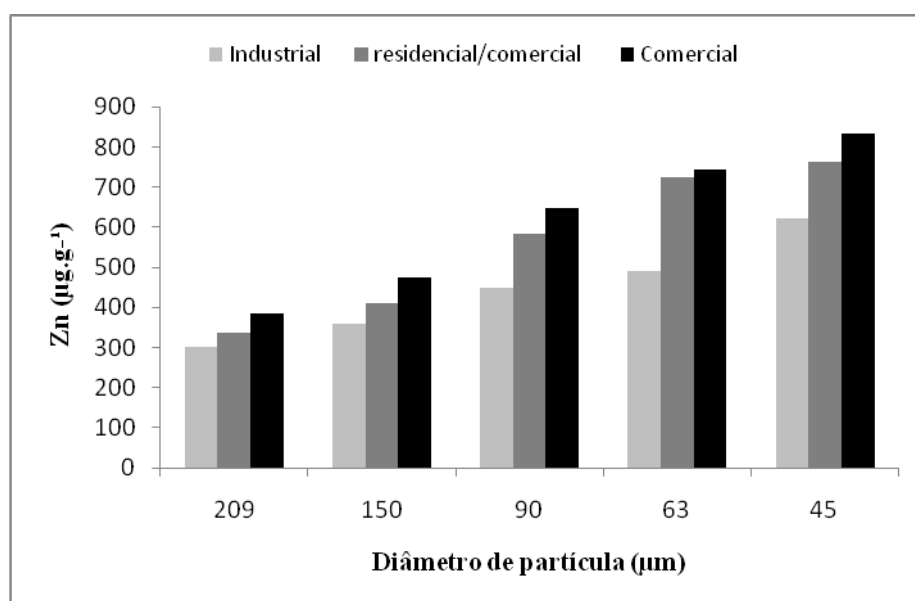


Figura 29 – Distribuição das concentrações de zinco (Zn) em função da fração granulométrica nas três áreas de estudo.

Comparando os resultados com o valor de referencia (background), pode-se concluir que os sedimentos urbanos nessas áreas encontram-se enriquecidos com zinco por muito. Resultados que são corroborados por estudos como Charlesworth *et al.* (2003) quem reportaram valores entre 50 – 3050 µg.g<sup>-1</sup> no centro da cidade de Birmingham; Banerjee (2003) encontrou valores entre 60 – 350 µg.g<sup>-1</sup> na cidade de Karak (Índia); Robertson *et al.* (2003) encontraram valores entre 402 – 1016 µg.g<sup>-1</sup> na cidade de Manchester, Kuang *et al.* (2004) reportaram valores entre 114 – 360 µg.g<sup>-1</sup> na cidade de Beijing (China). McAlister *et al.* (2005) encontraram valores de 2656 µg.g<sup>-1</sup>, 1361 µg.g<sup>-1</sup> e 1264 µg.g<sup>-1</sup> em uma área

industrial, residencial/comercial e comercial (com alto tráfego) na cidade de Rio de Janeiro;

O zinco está fortemente associado a áreas com intenso fluxo veicular (Kuang *et al.*, 2004; Irvine *et al.*, 2009) e pode apresentar altas concentrações no óleo do motor, fluidos da transmissão, resíduos de pneus e no asfalto, o qual pode explicar as altas concentrações de zinco em toda a área (Figura 30) e as máximas concentrações em locais onde é comum o estacionamento de todo tipo de veículos nas ruas durante tempos prolongados ainda em dias não comerciais como é o caso do Mercado Público da cidade, tal como foi explicado para o caso do cádmio.

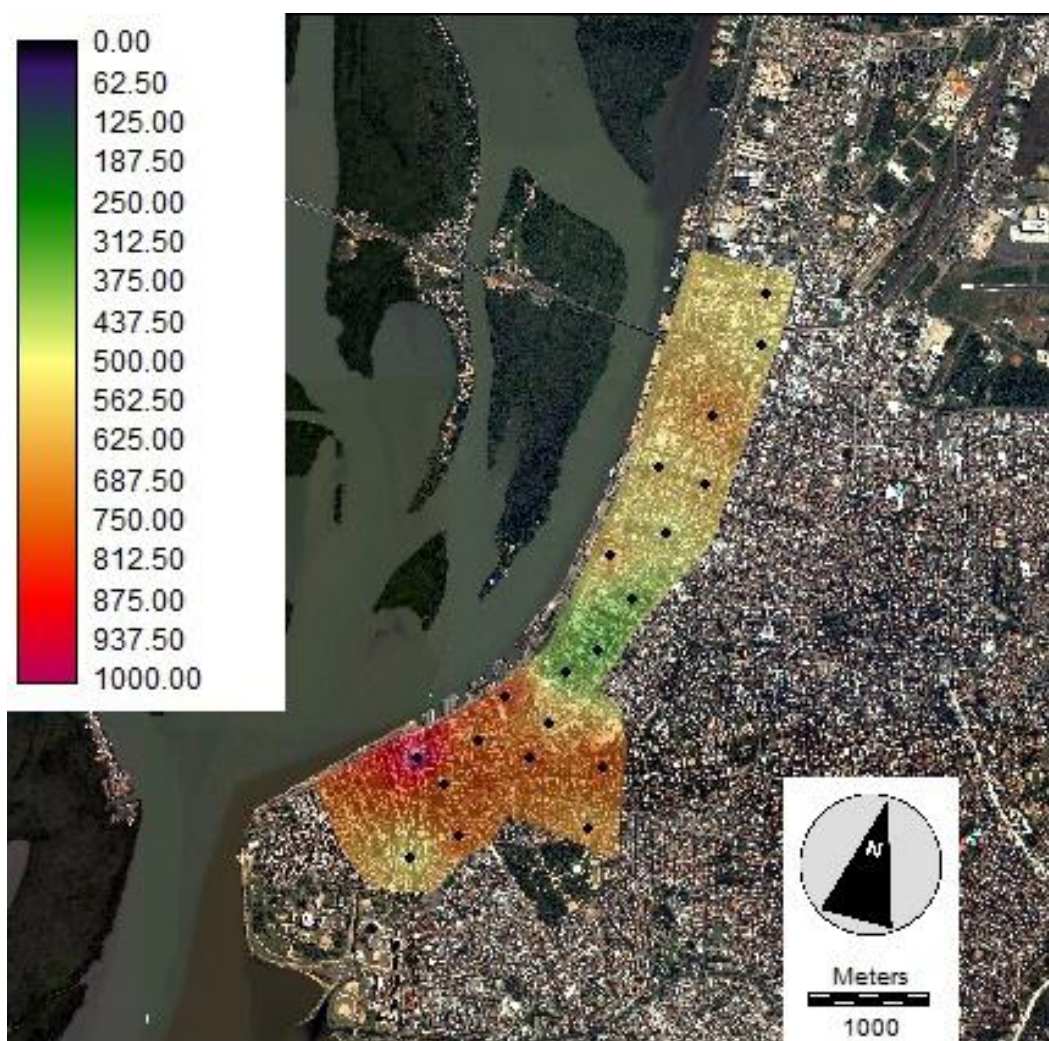


Figura 30 – Representação em ambiente SIG das concentrações de zinco ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) contida na fração granulométrica  $< 63 \mu\text{m}$  de amostras de sedimentos coletadas na área de estudo.

Cabe salientar que a área comercial da cidade de Porto Alegre apresenta alto volume de pessoas e que as altas concentrações de todos estes metais adsorvidas nas partículas mais finas podem chegar a ser perigoso para a saúde na medida em que a faixa mais fina é



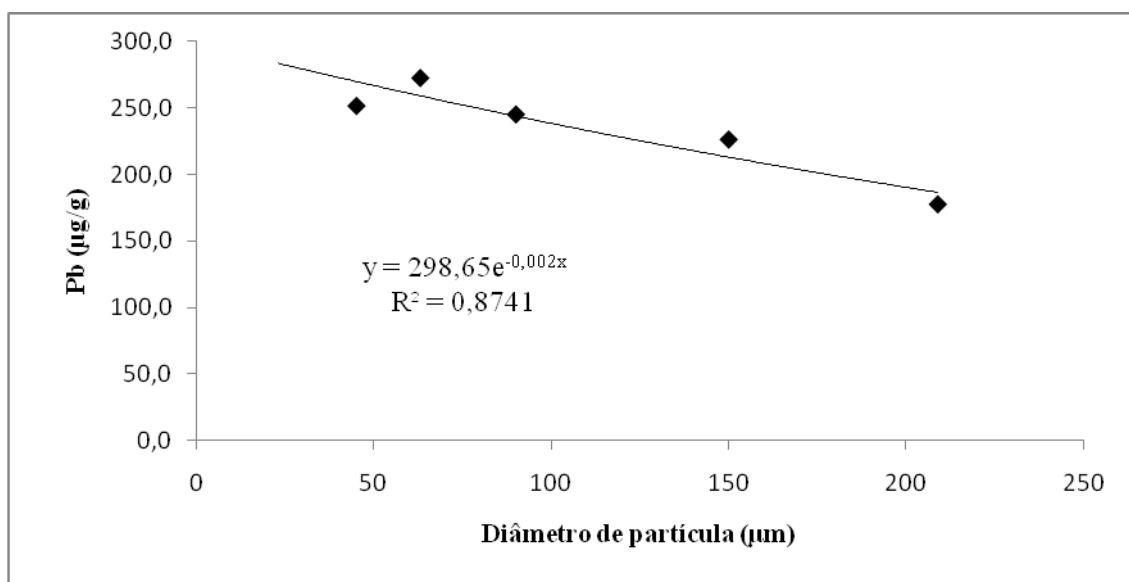
respirável. Da mesma forma, a proximidade dessas áreas com o Lago Guaíba (principal corpo d'água local) pode estar contribuindo em grande parte para o aumento de metais pesados nesse ecossistema, já que o Lago é o ponto final do sistema de drenagem urbana dessa bacia.

No Anexo 5, se encontram algumas fotografias dos locais amostrados na área de estudo.

#### 5.4 Análises de regressão

Realizaram-se análises de regressão para todas as concentrações em função do diâmetro da partícula. Diferentes modelos foram testados e a função exponencial foi a que melhor resultado deu para o Zn ( $R^2 = 0.98$ ), Pb ( $R^2 = 0.87$ ) e Ni ( $R^2 = 0.92$ ), entanto que para o Cd o melhor ajuste foi a função potencial ( $R^2 = 0.98$ ).

Os modelos ajustados podem-se observar na Figura 31, Figura 32, Figura 33 e na Figura 34. A tendência apresentada neste estudo coincide com o citado por Al-Rajhi *et al.* (1995), Charlesworth & Lees (1999), Banerjee (2003), Sutherland (2003) e Zafra *et al.* (2007).



**Figura 31 – Modelo matemático de ajuste exponencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de chumbo (Pb) nas amostras.**

Independente do modelo matemático de ajuste, é visível a existência de uma correlação entre o tamanho das partículas e a concentração dos metais pesados analisados. Em todos os casos, a concentração tende a ser inversamente proporcional ao diâmetro da partícula, o qual pode-se assumir que está relacionada em parte pelo aumento da superfície específica da partícula, corroborando com estudos realizados por Horowitz (1991).

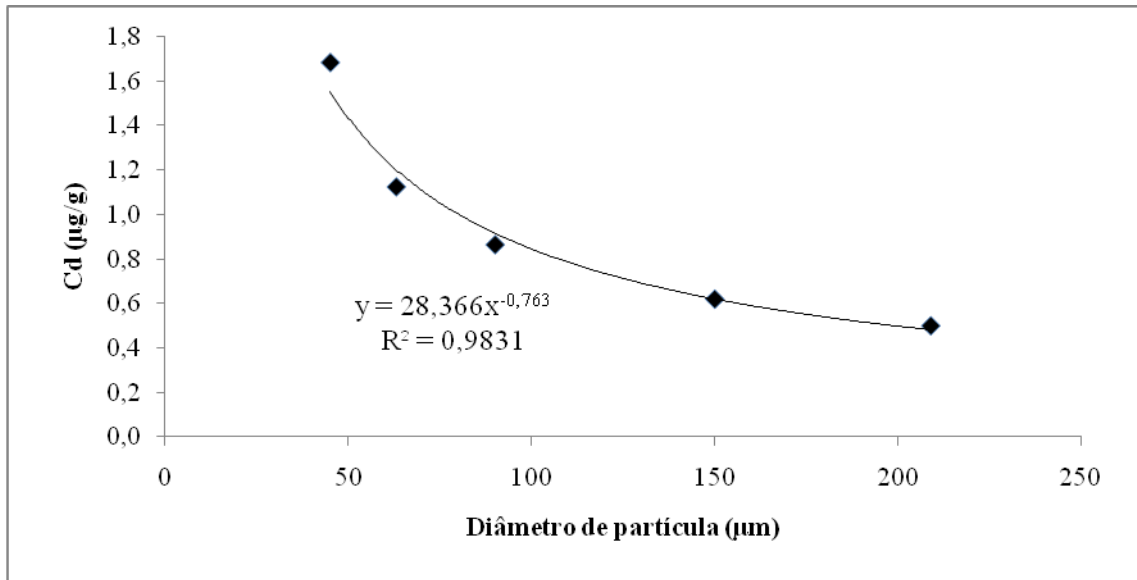


Figura 32 – Modelo matemático de ajuste potencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de cádmio (Cd) nas amostras.

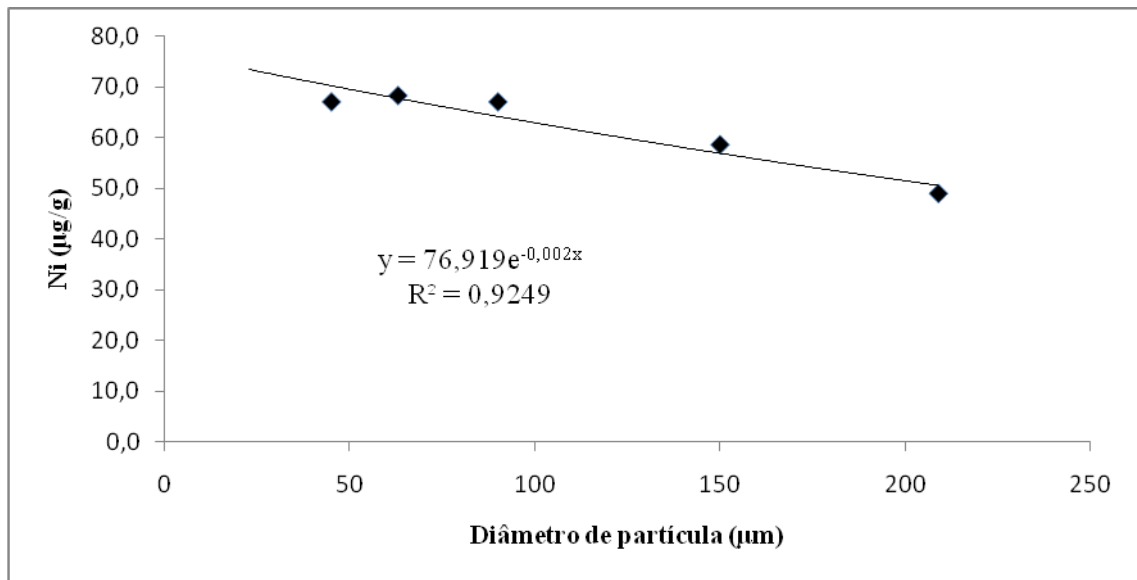
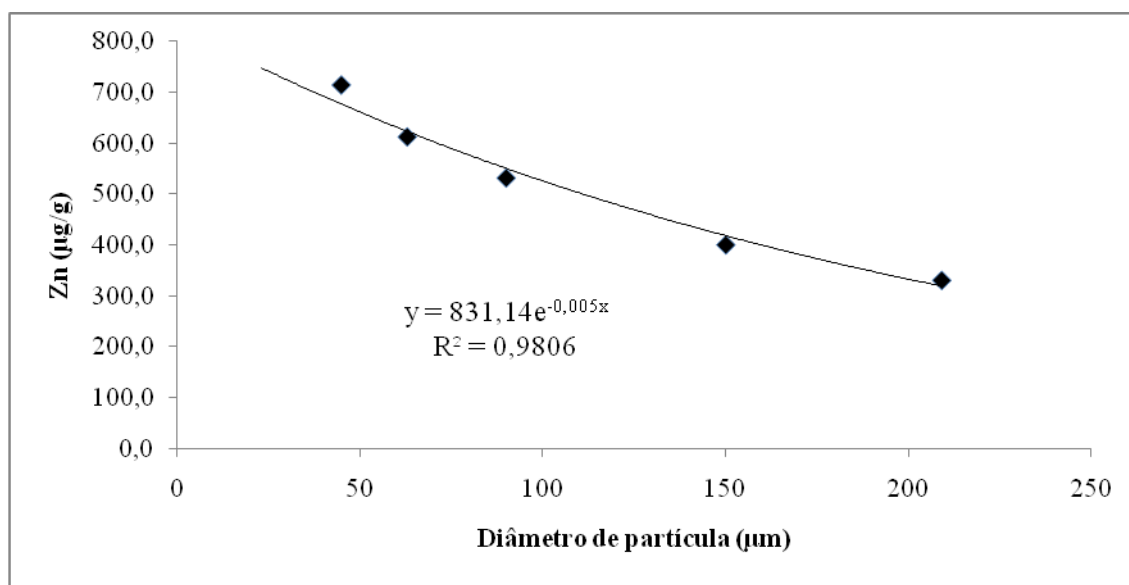


Figura 33 – Modelo matemático de ajuste exponencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de níquel (Ni) nas amostras.



**Figura 34** – Modelo matemático de ajuste exponencial entre o tamanho de partículas dos sedimentos urbanos e as concentrações médias de zinco (Zn) nas amostras.

### 5.5 Difratomia de raios X em amostras de sedimentos

As análises de difratometria de raios X sobre uma amostra representativa de cada área apresentaram o seguinte.

A amostra característica da área residencial/comercial mostrou picos referentes a minerais de quartzo ( $\text{SiO}_2$ ), feldspato K (presença do cátion  $\text{K}^+$ ) e plagioclásios (presença de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Ca}^{+2}$ ), argilominerais como a ilita  $[(\text{KH}_3\text{O})(\text{Al}, \text{Mg}, \text{Fe})_2(\text{Si}, \text{Al})_4\text{O}_{10}[(\text{OH})_2, (\text{H}_2\text{O})]]$  e a caulinita  $[\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4]$ , minerais carbonatados como a calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), dawsonita  $[\text{NaAlCO}_3(\text{OH})_2]$ , rodocrosita ( $\text{MnCO}_3$ ) e um óxido de ferro denominado maghetita ( $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ ).

A amostra representativa da área industrial apresentou picos de minerais de quartzo, feldspato plagioclásio, aluminita  $[\text{Al}_2\text{SO}_4(\text{OH})_4 \cdot 7(\text{H}_2\text{O})]$ , calcita, dolomita  $[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$  e o óxido de ferro magnetita ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ).

Na amostra correspondente à área comercial também predominaram os minerais de quartzo e feldspato do tipo K e plagioclásios, além da presença de minerais como a calcita, ilita e maghetita. Observa-se a similitude da composição mineralógica de esta amostra com a obtida da área residencial/comercial.

Estes resultados podem estar definindo o comportamento das partículas de sedimentos urbanos depositados nas superfícies impermeáveis da cidade de Porto Alegre, concordam com os obtidos por Poletto (2005) e estão de acordo com a formação rochosa local, já que, mineralogicamente, as rochas de origem dos granitos são compostas principalmente de feldspatos e quartzo.

## 6. CONCLUSÕES

- As concentrações de todos os metais pesados estudados nos sedimentos urbanos das três áreas superam em muito às concentrações adotadas como *background* local e, portanto, indicam um aumento das concentrações naturais devido às atividades antrópicas.
- Os valores mais altos dos metais estudados foram encontrados em áreas comerciais, situação que pode ser explicada em função do volume de tráfego veicular, o qual está relacionado com maiores deposições atmosféricas sobre a área e presença de resíduos provenientes dos veículos como óleos dos motores, combustão dos motores, partículas de pneus, freios e asfalto sobre as vias, com os resultados coincidindo com outros estudos em diferentes cidades do mundo;
- Neste estudo o uso do Sistema de Informação Geográfico como ferramenta para a interpolação de dados e representação de mapas temáticos resultou de grande utilidade nas análises da influência das fontes de poluentes sobre a distribuição das cargas de poluição difusa associadas aos sedimentos depositados nas áreas de estudo;
- Elementos como Pb, Cd, Zn e Ni são metais pesados que estão fortemente associados a partículas de sedimentos urbanos. Os valores máximos de concentração foram encontrados nas partículas mais finas das amostras de sedimentos coletadas, independentemente do local de origem da amostra;
- As amostras de sedimentos são compostas por grandes porcentagens de partículas finas ( $< 63 \mu\text{m}$ ) nas três áreas monitoradas;
- Os modelos matemáticos que melhor explicaram a correlação entre a concentração dos metais estudados e o tamanho da partícula baseou-se num ajuste exponencial das variáveis, excetuando o Cd que se ajustou a um modelo potencial.

## 7. RECOMENDAÇÕES

Através dos resultados obtidos na realização deste trabalho, vislumbrou-se algumas recomendações com a finalidade de ampliar e melhorar as pesquisas dentro da área dos sedimentos urbanos. Portanto, recomenda-se que:

- Realizar estudos que contemplem análises de variabilidade temporal e espacial das concentrações de metais em amostras de sedimentos que permitam vislumbrar novas alternativas úteis no gerenciamento dos sedimentos urbanos com o fim de diminuir riscos na saúde da população e dos ecossistemas presentes;
- Estudar a contribuição de cada uma das frações químicas das partículas de sedimentos urbanos na adsorção de metais pesados;
- Deve-se aumentar as pesquisas sobre como tornar os sistemas urbanos mais sustentáveis, reduzindo seu potencial poluidor e minimizando a entrada de partículas potencialmente poluentes nos corpos d'água que atravessam essas áreas urbanizadas.
- Explorar neste tipo de pesquisas os efeitos do tráfego veicular e frequência de varrição na acumulação e transporte de poluentes associados a partículas de sedimentos.

Da mesma forma, torna-se necessária a implementação de programas de pesquisa contínuos sobre a dinâmica dos poluentes associados aos sedimentos, procurando aumentar o conhecimento de algumas áreas sugeridas por diversos autores, como:

- Avaliação do impacto dos sedimentos urbanos e o desenvolvimento de possíveis formas para a sua minimização;
- Definição de padrões de qualidade máximos aceitáveis para essas fontes de sedimentos;
- Avaliação de riscos de contaminação dos corpos d'água receptores devido à carga associada aos sedimentos, tendo-se como sugestão a utilização de bioensaios.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADACHI, K.; TAINOSHO, Y. Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust. **Environment International**, n. 30, p. 1009– 1017, 2004.
- AL - RAJHI, M.A.; AL - SHAYEB , S.M.; SEAWARD, M.R.; EDWARDS, H.G. Particle size effect for metal pollution analysis of atmospherically deposited dust. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 1, p. 145 – 163, 1996.
- AL-KHASMAM, O. Heavy metal distribution in dust, street dust and soils from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan. **Atmospheric Environment**, n. 38, p. 6803 – 6812, 2004.
- AMARAL SOBRINHO, N.M.B.; COSTA, L.M.; DIAS, L.E. & BARROS, N.F. Aplicação de resíduo siderúrgico em um Latossolo: efeitos na correção do solo e na disponibilidade de nutrientes e metais pesados. **R. Bras. Ci. Solo**, 17:299-304, 1993.
- BANERJEE, A.D.K. Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. **Environmental Pollution**, n. 23, p. 95 – 105, 2003.
- BIRCH, G.; TAYLOR, S. Source of heavy metals in sediments of the Port Jackson estuary, Australia. **The Science of the Total Environment**, n. 227, p. 123 – 138, 1999.
- BORTOLUZZI, E.C.; PETRY, C. **Partículas minerais: da rocha ao sedimento**. In: POLETO, C. (Org.) Ambiente e Sedimentos. Porto Alegre: Ed. ABRH, p. 1 – 38, 2008.
- BORTOLUZZI, E.C.; POLETO, C. **Metodologias para estudos de sedimentos: ênfase na proporção e a natureza mineralógica das partículas**. In: POLETO, C; MERTEN, G. (Org) Qualidade dos Sedimentos. Porto Alegre: Ed. ABRH, p. 83 – 140, 2006.
- BUTLER, D.; CLARK, P. **Sediment management in urban drainage catchments**. Construction Research and Information Association, CIRIA Report 134. London, 1995.
- CALLENDER, E.; RICE, K. Rice The Urban Environmental Gradient: Anthropogenic Influences on the Spatial and Temporal Distributions of Lead and Zinc in Sediments. **Environ. Sci. Technol**, v. 34n .2, p. 232 – 238, 2000.
- CHARLESWORTH, S.M.; EVERETT, M.; McARTHUR, R.; ORDOÑEZ, A.; de MIGUEL, E. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. **Environment International**, n. 29, p. 563 -573, 2003.
- CHARLESWORTH, S.M.; LEES, J.A. Particulate-associated heavy metals in the urban environment: their transport from the source to deposit, Coventry, UK. **Chemosphere**, v. 39, n.5, p. 833 – 848, 1999.
- CONAMA. **Resolução n. 03/90**. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. 28/06/90. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em: 20 dez. 2009.
- COSTA, C. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 2005. 126 f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) – Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- DE LUCA, S.J.; VÁSQUEZ, S. **Qualidade do ar e das chuvas na região metropolitana de Porto Alegre**. In: ZURITA, M.; MOSCHEM, A. (Org.) A qualidade do are m Porto Alegre. Porto Alegre: Secretaría Municipal do Meio Ambiente, p. 54 – 64, 2000.

- DELETIC, A.; ASHLEY, R.; REST, D. Modelling input of fine granular sediment into drainage systems via gully pots. **Water Research**. V. 34, n. 15, p. 3836 – 3844, 2000.
- DELETIC, A.; MAKSIMOVIC, C.; IVETIC, M. Modelling of storm wash-off of suspended solids from impervious surfaces. **Journal of Hydraulic Research**, V. 35, n. 1, p. 99-118, 1997.
- DETRAN-RS (Departamento Estadual de Trânsito do Rio Grande do Sul). 2008. **Estatísticas da frota veicular**. Disponível em: <[http://www.detran.rs.gov.br/estatisticas/anuario2008/19\\_-\\_Frota\\_em\\_Circulacao\\_RS\\_10\\_ANOS\\_1998\\_a\\_2008.pdf](http://www.detran.rs.gov.br/estatisticas/anuario2008/19_-_Frota_em_Circulacao_RS_10_ANOS_1998_a_2008.pdf)>. Acesso em: Nov. de 2009.
- DOTTO, C.B. **Acumulação e balanço de sedimentos em superfícies asfálticas em área urbana de SANTA MARIA - RS**. Santa Maria: UFSM, 2006. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- DROPPO, I.G.; IRVINE, K.N.; CURRAN, K.J.; MAYO, S.; JASKOT, C.; TRAPP, B. **Understanding the distribution, structure and behavior of urban sediments and associated metals towards improving water**. In: OWENS, P.N; COLLIN, A.J. (Ed.) *Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchment*. Swindon (UK): CABI publishing, p. 272 – 286, 2006.
- DUZGOREN-AYDIN, N.S.; WONG, C.S.; AYDIN, A.; SONG, Z.; YOU, M.; LI, X.D. Heavy metal contamination and distribution in the urban environment of Guangzhou, SE China. **Environmental Geochemistry and Health**, n. 38, p. 375 – 391, 2006.
- FERGUSON, J.E.; RYAN D.E. The elemental composition of street dust from large and small urban areas related to city type, source and particle size. **Sci. Total Envir**, n. 34, p. 101 – 116, 1984.
- GELLIS, A.; SMITH, S.; STEWART, S. **Watershed sediment sources**. In: LANGLAND, M.; CRONIN, T. (Org.) *A Summary Report of Sediment Processes in Chesapeake Bay and Watershed: Water-Resources Investigations Report 03-4123*. New Cumberland – Pennsylvania: US Geological Survey Publications, p. 29 – 33, 2003. Disponível em: <[water.usgs.gov/nrp/proj.bib/Publications/list2003.html](http://water.usgs.gov/nrp/proj.bib/Publications/list2003.html)>. Acesso em: 28 mar. 2009
- GHANI, A.; ZAKARIA, N.; KASSIM, M.; NASIR, B.A. Sediment size characteristics of urban drains in Malaysian cities. **Urban Water**, n. 2, p. 335 – 341, 2000.
- GOODWIN, T.; YOUNG, A.; HOMES, M.; OLD, G.; HEWITT, N.; LEEKS, G.; PACKMAN, J.; SMITH, B. The temporal and spatial variability of sediments transport and yields within the Bradford Beck catchment, West Yorkshire. **The Science of the Total Environment**, V. 314 – 316, p. 475 – 494, 2003.
- GREENWAY, M.; LE MUTH, N.; E JENKINS, G. **Monitoring spatial and temporal changes in stormwater quality through a series of treatment trains**. A case study - Golden Pond, Brisbane, Australia. *Global Solutions for Urban Drainage*, 2002.
- HASENACK, Heinrich et al. (Coord.). **Diagnóstico Ambiental de Porto Alegre: Geologia, Solos, Drenagem, Vegetação/Ocupação e Paisagem**. Porto Alegre: Secretaria Municipal do Meio Ambiente, 2008. 84 p.
- HOROWITZ, A.J. *Primer on sediment-trace element chemistry*. Michigan: Lewis, 1991. 2ed. 136 p.
- HOROWITZ, A.J. Monitoring suspended sediments and associated chemical constituents in urban environments: lessons from the city of Atlanta, Georgia, USA Water Quality Monitoring Program. **Journal of Soils and Sediments**, n. 9, p. 342 – 363, 2009.
- HOROWITZ, A.J.; ELRICK, K.A.; SMITH, J.J. Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: Methodological considerations as applied to the NASQAN programme. **Hydrological Processes**, v. 15, p. 1107 – 1132, 2001.
- INMET-RS (Instituto Nacional de Meteorologia).2009. **Produtos especiais**. Disponível em: <[http://www.inmet.gov.br/html/prod\\_especiais.php](http://www.inmet.gov.br/html/prod_especiais.php)>. Acesso em: Jan. de 2010.

- IRVINE, K.; PERRELLI, M.F.; NGOEN-KLAN, R.; DROPO, I. Metal levels in street sediment from an industrial city: spatial trends, chemical fractionation, and management implications. **Journal of Soils and Sediments**, n. 9, p. 328 – 341, 2009.
- JARTUN M.; OTTESENA, R.; STEINNESB, E.; VOLDENA, T. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. **Science of the Total Environment**, n. 396, p. 147 – 163, 2008.
- KIM, W.; DOH, S.J.; PARK, Y.H.; YUN, S.T. Two-year magnetic monitoring in conjunction with geochemical and electron microscopic data of roadside dust in Seoul, Korea. **Atmospheric Environment**, n. 41, p. 7627 – 7641, 2007.
- KOPPEN, W. Das geographische system der climate, in: Handbuch der klimatologie, edited by: Koppen W, Geiger G.C. Gebr, Borntraeger, p 1 – 44.
- KREMOVÁ, K.; ROBERTSON, D.; CVECKOVÁ, V.; RAPANT, STANISLAV. Road deposit-sediment, soil and precipitation (RDS) in Bratislava, Slovakia: Compositional and spatial assessment of contamination. **Journal of Soils and Sediments**, n.9, p. 304 – 316, 2009.
- KUANG, C.; NEUMANN, T.; NORRA, S.; STUBEN, D. Land-used related chemical composition of street sediments in Beijing. **Environ Sci & Poll Res**, v. 11, n.2, p. 73 – 83, 2004
- LONGLEY, P. **Geographical information systems and science**. Chichester : Ed. John Wiley, 2005. 540 p.
- McALISTER, J.; SMITH, B.; BAPTISTA, J.; SIMPSON, J. Geochemical distribution and bioavailability of heavy metals and oxalate in street sediments from Rio de Janeiro, Brazil: a preliminary investigation. **Environmental Geochemistry and Health**, n. 27, p. 427 – 441, 2005.
- McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University, 1994. 406 p.
- McCALISTER, J.J.; SMITH, B.; NETO, J.A.B. The presence of calcium oxalate dehydrate (weddelite) in street sediments from Niterói, Brazil and its health implications. **Environmental Geochemistry and Health**, n. 22, p. 195 – 210, 2000.
- MENEGAT, R (Coord.). **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. Porto Alegre: Editorial UFRGS, 1998. 238 p.
- MUDROCH, A.; AZCUE, J.M. **Manual of aquatic sediment sampling**. Florida, EUA: CRC press, 1995. 219 p.
- NELSON, E.; BOOTH, D. Sediment sources in an urbanizing, mixed land-use watershed. **Journal of Hydrology**, n. 264, p. 51 – 68, 2002.
- NORRA, S.; LANKA-PANDITHA, M.; KRAMAR, U.; STUBEN, D. Mineralogical and geochemical patterns of urban surface soils, the example of Pforzheim, Germany. **Applied geochemistry**, n. 21, p. 2064 – 2081, 2006.
- OLIVEIRA, J.A. **Diagnóstico ambiental do solo e sedimento do parque estadual turístico do alto ribeira (PETAR)**. São Carlos: USP, 2003. 116 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – Química Analítica) – Universidade Federal de São Paulo, São Carlos.
- PEREIRA, J.A.; BAPTISTA-NETO, J.; SMITH, B.J.; McALLISTER, J.J. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments – Rio de Janeiro / Brazil. **Anais da Academia Brasileira das Ciências**, Rio de Janeiro, v. 79, n. 4, p. 739 -750, 2007.
- POGGIO, L.; VRSCAJ, B.; SHULIN, R.; HEPPELLE, E.; AJMONE, F. Metals pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy). **Environmental Pollution**, v.157, p. 680 – 689, 2009.
- POLETO, C. ; MERTEN, G. H. Estudos de Zn e Ni em sedimentos fluviais em suspensão e o risco potencial aos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n.3, p. 147-154, 2008.



- POLETO, C. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. Porto Alegre: UFRGS, 2007. 137 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- POLETO, C.; BORTOLUZZI, E.C.; CHARLESWORTH, S.; MERTEN, G.H. Urban Sediment Particle Size and Pollutants in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, n.9, p. 317 – 327, 2009.
- POLETO, C.; CASTILHO, Z.C. **Impacto por poluição difusa de sedimentos em bacias urbanas**. In: POLETO, C. (Org.) *Ambiente e Sedimentos*. Porto Alegre: Ed. ABRH, p. 193 – 227, 2008.
- POLETO, C.; MARTÍNEZ, L.L.G. Introdução aos Estudos de Sedimentos. In: POLETO, C. **Introdução ao Gerenciamento Ambiental**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2009.
- POLETO, C.; MERTEN, G. Urban watershed studies in southern Brazil. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v.1, n.2, p. 70–78, 2007.
- POLETO, C.; MERTEN, G.H. Otimização do Uso de Metodologia de Digestão Ácida Total de sedimentos para a identificação de fontes de sedimentos urbanos. In: **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 16p., 2005.
- PORTO ALEGRE. Prefeitura Municipal. Departamento de Esgotos Pluviais. **Plano diretor de drenagem urbana**. Porto Alegre: UFRGS/IPH, 2000-2001. 6 v. : II
- PORTO, R.; ZAHED, K.; TUCCI, C.; BIDONE, F. **Drenagem Urbana**. In: TUCCI, C.E.M. (Org.) *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, p.805 - 847, 2004.
- ROBERTSON, D.J.; TAYLOR, K.G.; HOON, S.R. Geochemical and mineral magnetic characterization of urban sediment particulates, Manchester, UK. **Applied Geochemistry**, n. 18, p. 269 – 282, 2003.
- RULE, K.L.; COMBER, S.D.W.; ROSS, D.; THORTON, A.; MAKROPOULOS, C.K.; RAUTIU, R. Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment **Chemosphere**, n. 63, p. 64 – 72, 2006.
- SARTOR, J.D.; BOYD, G.B. **Water pollution aspects of street surface contaminants**., U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, Report No. EPA-R2-72/081, 1972.
- SMAM (Secretaria Municipal do Meio Ambiente). 2009. **Índices da qualidade do ar**. Disponível em: <[http://www2.portoalegre.rs.gov.br/smam/default.php?reg=2&p\\_secao=130](http://www2.portoalegre.rs.gov.br/smam/default.php?reg=2&p_secao=130)>. Acesso em: Nov. de 2009.
- SORME, L.; LAGERKVIST, R. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm **The Science of the Total Environment**, n. 298, p. 131–145, 2002.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. 267 p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 234 p.
- STUMM, W.; MORGAN, J.J. **Aquatic Chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters**. 3a Ed. New York: Jhon Wiley & Son, 1996. 1022 p.
- SUTHERLAND, R. Lead in grain size fractions of road-deposited sediment. **Environmental Pollution**, n. 121, p. 229 – 237, 2003.
- TAYLOR, K. **Urban Environments**. In: TAYLOR, K.; PERRY, C. *Environmental Sedimentology*. Manchester: Blackwell, p. 191 – 222, 2007.
- TERRADO, M.; BARCELÓ, D.; TAULER, R. Identification and distribution of contamination sources in the Ebro river basin by chemometrics modeling. **Talanta**, 70:691-704, 2006.

- VALERIO, F.; PALA, M.; PICCARDO, M.T.; LAZZAROTTO, A.; BALDUCI, D.; BRESCIANINI, C. Exposure to airborne cadmium in some Italian urban areas. **The Science of the Total Environment**, n. 172, p. 57 – 63, 1995.
- YETIMOGLU, S.; ERCAN, O. Multivariate Analysis of Metal Contamination in Street Dusts of Istanbul D-100 Highway. **Journal Brasileiro da Sociedade Química**, v. 19, n. 7, p. 1399 – 1404, 2008.
- YONGMING, H.; PEIXUAN, D.; JUNJI, C.; POSMENTIER, E. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dust of Xi'an, Central China. **Science of the Total Environment**, n. 355, p. 176 – 186, 2006.
- ZAFRA, C.; TEMPRANO, J.; TEJERO, J.I. Contaminación por escorrentía superficial urbana: metales pesados acumulados sobre la superficie de una vía. **Ing. Investig. (SciELO)**, V. 27, n. 1, p. 4 – 10, 2007.
- ZENG – YEI, H.; ZUENG – SANG, C.; CHEN – CHI, T.; CHUN – CHIH, T.. SHUANG – FU.; CHYAN – LAN, L.; HAW – TARN, L. Digestion methods for total heavy metals in sediment and soils. **Water, Air and Soil Pollution**, n. 141, p. 189 – 205, 2002.
- ZHANG, C.; O'CONNOR, P. Comparison between heavy metal concentrations in sediments analysed by two methods: Analyses on detection limits and data quality. **Applied Geochemistry**, n. 20, p. 1737 - 1745. 2005.
- ZHANG, C.; SELINUS, O. Statistics and GIS in environmental geochemistry - some problems and Solutions. **Journal of Geochemical Exploration**, 64:339-354, 1998.
- ZHOU, F.; GUO, H.; HAO, Z. Spatial distribution of heavy metals in Hong Kong's marine sediments and their human impacts: A GIS-based chemometric approach. **Marine Pollution Bulletin**, 54:1372-1384, 2007.

# ANEXOS

Neste item apresentam-se as informações associadas aos laudos dos laboratórios das análises químicas dos sedimentos urbanos, os resultados das análises granulométricas e os gráficos das análises de difratometria de raios-X e fotografias características da área de estudo.

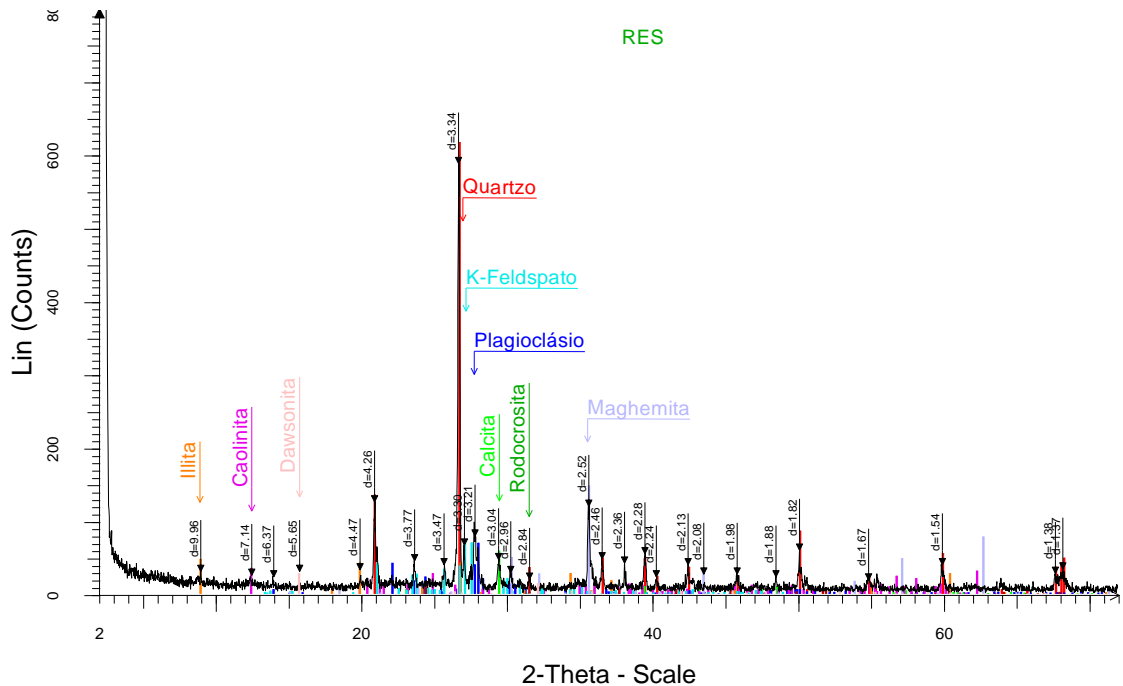
**Anexo 1 - Laudo das análises químicas de digestão ácida total (Amostras coletadas em junho/2009).**

Pontos	Concentração ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ )																			
	209 $\mu\text{m}$				150 $\mu\text{m}$				90 $\mu\text{m}$				63 $\mu\text{m}$				45 $\mu\text{m}$			
	Zn	Cd	Ni	Pb	Zn	Cd	Ni	Pb	Zn	Cd	Ni	Pb	Zn	Cd	Ni	Pb	Zn	Cd	Ni	Pb
1	247	0.2	54	106	336	0.2	65	55	431	0.2	73	58	537	0.2	73	84				
2	348	0.2	96	56	391	0.2	109	79	431	0.2	104	74	510	0.2	95	76	547	0.2	90	89
3	399	0.2	43	96	492	0.3	52	103	633	0.4	59	137	677	0.6	60	160	745	0.7	59	178
4	340	0.5	34	90	389	0.6	40	98	504	0.6	56	137	544	0.6	55	132	684	0.9	66	178
5	315	0.5	34	75	410	0.4	40	90	589	0.6	49	137	580	0.6	48	132				
6	383	0.2	66	95	408	0.3	65	98	461	0.2	70	105	479	0.4	69	116	626	0.6	78	131
7	358	0.3	61	140	447	0.2	71	160	504	0.3	76	172	612	0.6	85	246	624	0.5	75	264
8	200	0.4	30	58	252	0.2	34	60	309	0.3	42	89	358	0.3	39	98	500	0.4	43	147
9	182	0.7	41	42	213	0.4	45	62	258	0.4	51	80	285	0.2	49	92				
10	237	0.2	31	118	257	0.3	37	134	367	0.3	47	271	328	0.3	42	258				
11	364	0.2	38	92	364	0.3	47	85	465	0.5	45	90	619	0.6	51	131	749	1	51	150
12	416	1.4	44	133	527	2.2	55	193	686	3.1	67	268	776	4.1	62	301	859	4.6	64	342
13	264	0.2	22	65	389	0.4	34	96	683	0.4	49	137	638	0.5	44	127	684	0.7	31	137
14	346	0.6	54	47	429	0.8	61	79	562	1	63	64	780	1.5	73	86	762	1.5	57	86
15	300	0.4	38	22	342	0.3	53	39	515	0.5	57	59	805	0.8	55	83				
16	294	0.2	52	36	419	0.4	67	69	594	0.8	76	92	744	0.8	76	113				
17	336	0.4	43	574	421	0.3	55	552	725	0.6	66	614	1000	1.5	73	697				
18	370	0.8	65	1500	421	1.3	81	2300	580	1.5	116	2100	729	1.9	152	2300	947	1.7	111	1300
19	549	2.2	72	164	637	3.1	84	107	754	5	95	140	768	6.4	86	120	868	8.6	80	135
20	377	0.2	62	53	473	0.2	77	70	587	0.4	79	80	480	0.4	78	95	688	0.5	66	133

**Anexo 2 - Análises químicas de digestão ácida total de sedimentos (Amostras coletadas em setembro/2009).**

Amostra	Zn	Cd	Ni	Pb
	----- µg/g -----			
01	317	< 0,2	157	35
02	370	< 0,2	76	56
03	449	< 0,2	50	118
04	440	0,2	60	158
05	468	0,2	54	88
06	626	0,2	52	129
07	261	< 0,2	66	69
08	204	0,2	56	60
09	480	0,8	53	83
10	328	0,2	45	90
11	497	0,9	65	130
12	521	2	92	284
13	588	2	69	75
14	591	0,6	86	90
15	511	0,8	54	74
16	660	1	68	95
17	712	0,5	83	98
18	570	1	111	90
19	640	0,4	76	123
20	599	< 0,2	126	66

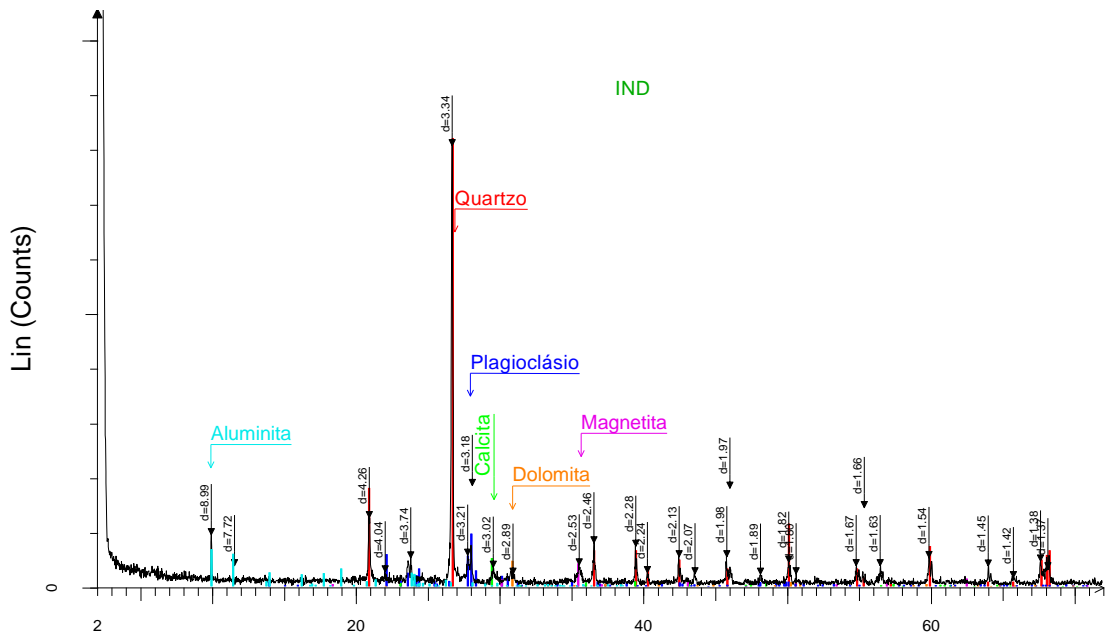
**Anexo 3 - Difratogramas resultantes das análises mineralógicas realizadas em três amostras de sedimentos urbanos (Residencial/comercial, industrial, comercial) na fração < 63 µm.**



Leidi Garcia - File: RES.RAW - Type: 2Th/Th locked - Start: 2.00 ° - End: 72.00 ° - Step: 0.01 ° - Temp.: 25 °C (Room) - Time Started: 2 s - 2-Theta: 2.00 ° - Theta: 1.00 ° - Ph

Operations: Import

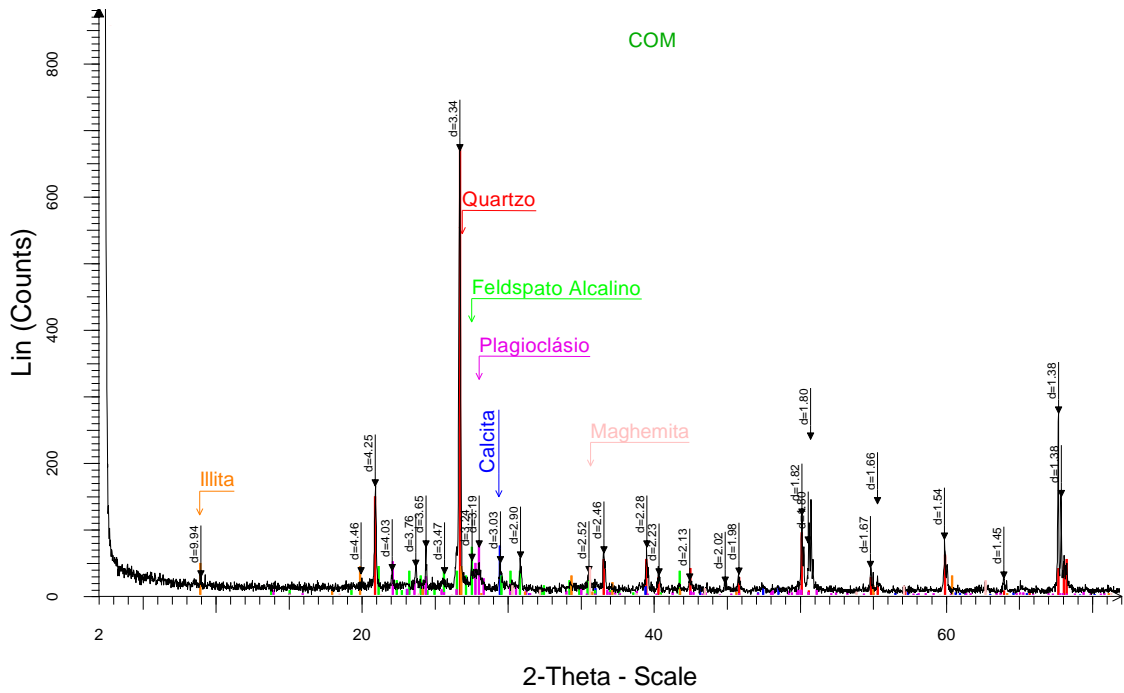
00-033-1161 (D) - Quartz, syn - SiO <sub>2</sub> - Y: 16.25 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Hexagonal - I/c PDF 3.6	01-086-0173 (C) - Rhodochrosite - synthetic - Mn(CO <sub>3</sub> ) - Y: 0.96 % - d x by: 1. - WL: 1.540 - Cubic - I/c PDF 2.8
00-020-0554 (D) - Albite, ordered - NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub> - Y: 1.83 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Triclinic - I/c PDF 2.8	00-004-0755 (D) - Maghemite, syn - Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> - Y: 3.90 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Cubic - I/c PDF 2.8
00-005-0586 (*) - Calcite, syn - CaCO <sub>3</sub> - Y: 1.55 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Rhombo.R.a - I/c PDF 2.8	00-045-1359 (*) - Dawsonite, syn - NaAlCO <sub>3</sub> (OH) <sub>2</sub> - Y: 0.75 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Rhombo.R.a - I/c PDF 2.8
00-014-0164 (I) - Kaolinite-1A - Al <sub>2</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (OH) <sub>4</sub> - Y: 0.93 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Triclinic - I/c PDF 2.8	
00-009-0343 (D) - Illite, triclinic - K <sub>0.5</sub> (Al,Fe,Mg) <sub>3</sub> (Si <sub>4</sub> Al) <sub>4</sub> O <sub>10</sub> (OH) <sub>2</sub> - Y: 1.25 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Rhombo.R.a - I/c PDF 2.8	
00-022-0675 (D) - Microcline, intermediate - KAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub> - Y: 1.93 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Triclinic - I/c PDF 2.8	



Leidi Garcia - File: IND.RAW - Type: 2Th/Th locked - Start: 2.00 ° - End: 72.00 ° - Step: 0.02 ° - Step time: 1. s - Temp.: 25 °C (Room) - Time Started: 2 s - 2-Theta: 2.00 ° - Theta: 1.00 ° - Ph

Operations: Import

00-033-1161 (D) - Quartz, syn - SiO <sub>2</sub> - Y: 22.05 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Hexagonal - I/c PDF 3.6	
00-020-0554 (D) - Albite, ordered - NaAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub> - Y: 2.59 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Triclinic - I/c PDF 2.8	
00-005-0586 (*) - Calcite, syn - CaCO <sub>3</sub> - Y: 1.39 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Rhombo.R.axes - I/c PDF 2.8	
01-075-1610 (C) - Magnetite, syn - Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> - Y: 1.13 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Cubic - I/c PDF 4.9	
01-074-1687 (C) - Dolomite - CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> - Y: 1.25 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Rhombo.R.axes - I/c PDF 2.8	
00-030-0044 (C) - Aluminite - Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> )(OH) <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O - Y: 1.83 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Monoclinic - I/c PDF 0.9	



COM - File: COM.RAW - Type: 2Th/Th locked - Start: 2.00 ° - End: 72.00 ° - Step: 0.02 ° - Step time: 1. s - Temp.: 25 °C (Room) - Time Started: 2 s - 2-Theta: 2.00 ° - Theta: 1.00 ° - Phi: 0.0

Operations: Import

- 00-033-1161 (D) - Quartz, syn - SiO2 - Y: 17.67 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Hexagonal - I/c PDF 3.6 -
- 00-005-0586 (\*) - Calcite, syn - CaCO3 - Y: 1.94 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Rhombo.R.axes - I/c PDF 2. -
- 00-010-0479 (D) - Microcline, inter - KAISi3O8 - Y: 1.90 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Triclinic -
- 00-020-0554 (D) - Albite, ordered - NaAlSi3O8 - Y: 2.16 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Triclinic -
- 00-009-0343 (D) - Illite, triclinic - K0.5(Al,Fa,Mg)3(Si,Al)4O10(OH)2 - Y: 1.26 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Orthorhombic -
- 00-004-0755 (D) - Maghemite, syn - Fe2O3 - Y: 1.08 % - d x by: 1. - WL: 1.5409 - Cubic -

**Anexo 4 - Resultados da granulometria laser em três amostras de sedimentos.**

<b>Industrial</b>			<b>Comercial/residencial</b>			<b>Residencial</b>		
Pen.(micras)	Hist(%)	Acum.(%)	Pen.(micras)	Hist(%)	Acum.(%)	Pen.(micras)	Hist(%)	Acum.(%)
0.04	0.040476	0.04	0.04	0	0	0.04	0.05739	0.057
0.07	0.036066	0.077	0.07	0.008777	0.009	0.07	0.053105	0.11
0.1	0.03047	0.107	0.1	0.018362	0.027	0.1	0.046289	0.157
0.2	0.064956	0.172	0.2	0.027165	0.054	0.2	0.091704	0.248
0.3	0.155078	0.327	0.3	0.040381	0.095	0.3	0.209704	0.458
0.4	0.105237	0.432	0.4	0.054068	0.149	0.4	0.146346	0.605
0.5	0	0.432	0.5	0.066037	0.215	0.5	0	0.605
0.6	0	0.432	0.6	0.076333	0.291	0.6	0	0.605
0.7	0	0.432	0.7	0.079661	0.371	0.7	0	0.605
0.8	0.01744	0.45	0.8	0.085831	0.457	0.8	0.006182	0.611
0.9	0.032954	0.483	0.9	0.097307	0.554	0.9	0.035044	0.646
1	0.044207	0.527	1	0.10878	0.663	1	0.039176	0.685
1.1	0.040724	0.568	1.1	0.120251	0.783	1.1	0.051968	0.737
1.2	0.062451	0.63	1.2	0.13172	0.915	1.2	0.066412	0.803
1.3	0.05819	0.688	1.3	0.153415	1.0680	1.3	0.082507	0.886
1.4	0.073325	0.762	1.4	0.154655	1.2230	1.4	0.100254	0.986
1.6	0.098829	0.86	1.6	0.171662	1.3940	1.6	0.117461	1.1040
1.8	0.118634	0.979	1.8	0.194614	1.5890	1.8	0.161201	1.2650
2	0.132621	1.112	2	0.20202	1.7910	2	0.180207	1.4450
2.2	0.162895	1.275	2.2	0.214734	2.0060	2.2	0.216533	1.6610
2.4	0.16951	1.444	2.4	0.225806	2.2320	2.4	0.227697	1.8890
2.6	0.17457	1.619	2.6	0.235237	2.4670	2.6	0.237208	2.1260
3	0.18444	1.803	3	0.223111	2.6900	3	0.230749	2.3570
4	0.175396	1.978	4	0.210581	2.9010	4	0.218084	2.5750
5	0.180899	2.159	5	0.216455	3.1170	5	0.218268	2.7930
6	0.195856	2.355	6	0.237978	3.3550	6	0.2445	3.0380
6.5	0.213363	2.569	6.5	0.255692	3.6110	6.5	0.268148	3.3060
7	0.219974	2.789	7	0.265122	3.8760	7	0.278482	3.5850
7.5	0.225032	3.014	7.5	0.284778	4.1610	7.5	0.299129	3.8840
8	0.228535	3.242	8	0.279064	4.4400	8	0.294192	4.1780
8.5	0.230484	3.473	8.5	0.310583	4.7500	8.5	0.313185	4.4910
9	0.244461	3.717	9	0.300773	5.0510	9	0.317735	4.8090
10	0.250506	3.968	10	0.31857	5.3700	10	0.329074	5.1380
11	0.260633	4.228	11	0.334985	5.7050	11	0.355113	5.4930
12	0.267647	4.496	12	0.366934	6.0710	12	0.370008	5.8630
13	0.271553	4.767	13	0.388652	6.4600	13	0.412535	6.2760
14	0.303774	5.071	14	0.44187	6.9020	14	0.445572	6.7210
15	0.326296	5.397	15	0.498362	7.4000	15	0.514502	7.2360
16	0.360845	5.758	16	0.558127	7.9580	16	0.575594	7.8110
17	0.396945	6.155	17	0.63467	8.5930	17	0.639987	8.4510
18	0.434598	6.590	18	0.716126	9.3090	18	0.736567	9.1880
19	0.488161	7.078	19	0.802493	10.1120	19	0.824484	10.0120
20	0.529694	7.608	20	0.893772	11.0060	20	0.90126	10.9140



22	0.586423	8.194	22	1.030722	12.0360	22	1.03070	11.9440
25	0.68013	8.874	25	1.242387	13.2790	25	1.23342	13.1780
28	0.767178	9.641	28	1.502529	14.7810	28	1.47141	14.6490
32	0.906899	10.548	32	1.863759	16.6450	32	1.79282	16.4420
36	1.1929270	11.741	36	2.404877	19.0500	36	2.29887	18.7410
38	1.5793430	13.321	38	2.967710	22.0170	38	2.82462	21.5650
40	1.9220340	15.243	40	3.399527	25.4170	40	3.25097	24.8160
45	2.6692560	17.912	45	4.232861	29.6500	45	4.05105	28.8670
50	4.0596790	21.972	50	5.648797	35.2990	50	5.42973	34.2970
53	5.2356860	27.207	53	6.785935	42.0850	53	6.54527	40.8420
56	6.0907000	33.298	56	7.568029	49.6530	56	7.33157	48.1740
63	7.4343720	40.732	63	8.646435	58.2990	63	8.43151	56.6050
71	8.6689650	49.401	71	8.457353	66.7560	71	8.36938	64.9750
75	9.1071620	58.508	75	7.244282	74.0010	75	7.28991	72.2650
80	8.8166360	67.325	80	6.291615	80.2920	80	6.40828	78.6730
85	8.0285370	75.354	85	5.239407	85.5320	85	5.43308	84.1060
90	6.8992440	82.253	90	4.282432	89.8140	90	4.52050	88.6270
95	5.3841250	87.637	95	3.376527	93.1910	95	3.61857	92.2450
100	4.2678240	91.905	100	2.649397	95.8400	100	2.89691	95.1420
106	3.2639770	95.169	106	1.966938	97.8070	106	2.21009	97.3520
112	2.3404080	97.509	112	1.308422	99.1150	112	1.49930	98.8520
125	1.3289680	98.838	125	0.566568	99.6820	125	0.69911	99.5510
130	0.732326	99.571	130	0.229603	99.9120	130	0.31572	99.8660
140	0.429474	100.000	140	0.088374	100	140	0.13367	100.0000
145	0	100.000	145	0	100	145	0.00000	100.0000
150	0	100.000	150	0	100	150	0.00000	100.0000
160	0	100.000	160	0	100	160	0.00000	100.0000
170	0	100.000	170	0	100	170	0.00000	100.0000
180	0	100.000	180	0	100	180	0.00000	100.0000
190	0	100.000	190	0	100	190	0.00000	100.0000
200	0	100.000	200	0	100	200	0.00000	100.0000
212	0	100.000	212	0	100	212	0.00000	100.0000

**Anexo 5 - Fotografia de locais na área industrial, comercial/residencial e comercial respectivamente.**

