UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS E ESTUDOS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

FELIPPE FERNANDES

**HISTÓRICO DA URBANIZAÇÃO E ENRIQUECIMENTO POR
METAIS EM NÚCLEOS DE SEDIMENTOS:
GEOQUÍMICA E GEOCRONOLOGIA POR ^{210}Pb**

São Carlos
Estado de São Paulo
Maio de 2018

FELIPPE FERNANDES

**HISTÓRICO DA URBANIZAÇÃO E ENRIQUECIMENTO POR METAIS
EM NÚCLEOS DE SEDIMENTOS:
GEOQUÍMICA E GEOCRONOLOGIA POR ^{210}Pb**

Defesa da Tese de Doutorado apresentada à
Escola de Engenharia de São Carlos,
Universidade de São Paulo, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor em
Ciências da Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Ciências da
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Cristiano Poletto

São Carlos
Estado de São Paulo
Maio de 2018

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

F363h Fernandes, Felipe
 Histórico da urbanização e enriquecimento por metais em núcleos de sedimentos: Geoquímica e Geocronologia por ^{210}Pb / Felipe Fernandes; orientador Cristiano Poletto. São Carlos, 2018.

 Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2018.

 1. Sedimento. 2. Assoreamento. 3. Elemento-traço. 4. Geocronologia. 5. Barragem Mãe d'Água. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **FELIPPE FERNANDES**.

Título da Tese: "Histórico da urbanização e enriquecimento por metais em núcleos de sedimentos: geoquímica e geocronologia por ^{210}Pb ".

Data da defesa: 15/06/2018.

Comissão Julgadora:**Resultado:**

Prof. Dr. **Cristiano Poletto**
Orientador
(Universidade Federal do Rio Grande do Sul/UFRGS)

Aprovado

Profa. Dra. **Cristhiane Michiko Passos Okawa**
(Universidade Estadual de Maringá/UEM)

Aprovado

Profa. Dra. **Patrícia Diniz Martins**
(Universidade Federal do Triângulo Mineiro/UFTM)

Aprovado

Prof. Dr. **Julio Cesar de Souza Inacio Gonçalves**
(Universidade Federal do Triângulo Mineiro/UFTM)

APROVADO

Prof. Dr. **Fernando Periotto**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luís Fernando Costa Alberto**

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a Deus, aos meus Pais, Osvaldo e Cláudia, a minha noiva Manoela que sempre estiveram ao meu lado e formam a base da minha vida. Aos amigos que estiveram sempre ao meu lado nesses anos. Aos meus avós que já se foram, mas deixaram uma base forte e constante a mim.

AGRADECIMENTOS

- ✓ A Deus, pela oportunidade de trabalhar e crescer frente às dificuldades e desafios da vida.
- ✓ Um agradecimento especial ao meu orientador, Prof. Dr. Cristiano Poletto, pela orientação, confiança e profissionalismo e que ao longo de anos do Doutorado, demonstrou ser um grande amigo, tendo me apoiado e motivado a dar continuidade a carreira acadêmica. Uma grande pessoa e motivo de admiração pelo seu profissionalismo.
- ✓ Agradeço aos meus pais, Osvaldo e Cláudia, que me deram todo suporte necessário e incentivo durante toda a minha trajetória nos estudos, aos conselhos, acolhimento em períodos de dificuldades e pelo amor que é base para as conquistas e essência da vida.
- ✓ À Manoela Jorge Campos, minha noiva, pela ajuda em momentos difíceis, dando todo seu apoio, carinho, motivação, amor e confiança em toda a trajetória e sempre presente em minha vida. Espero passar a minha vida ao teu lado!
- ✓ À minha nova família, Camilo, Rosemary, Amilton, Rosana, Gabriela e Aparecida, que sempre me acolheram muito bem e demonstram sempre um enorme carinho. A todos, muito obrigado!
- ✓ Aos amigos, os poucos e bons, que fazem da vida mais alegre. Especialmente ao Eduardo, Elissandro e Renato, pela amizade e parceria nos estudos, sempre prestativos participativos em minha trajetória. E aos colegas da pós-graduação USP, especialmente ao Núcleo de Hidrometria Obrigado!
- ✓ A todos os professores da Pós-Graduação pela disposição nas aulas, mesmo fora das aulas sempre muito dispostos, e atenção tenho a certeza que se tornarem meus amigos, não mediram esforços para me aconselhar e ajudar em minha formação.
- ✓ Aos componentes da banca, que com seu conhecimento consolidado muito contribuíram para a construção deste trabalho. Em particular ao professor Dr. Frederico Fábio Mauad, pelo apoio logístico e institucional, sempre que foi preciso.
- ✓ Aos Laboratórios: Radiometria Ambiental (IPEN-USP), na figura da Sandra, ao Laboratório de Sedimentologia do CECO/IGEO/UFRGS, na figura do técnico Gilberto Rodrigues, pelo auxílio na realização das coletas dos testemunhos e apoio no processamento das amostras.
- ✓ Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos e pelo financiamento da pesquisa ao FINEP - Projeto MAPLU2, em especial ao Prof. Dr. André L. L. da Silveira (IPH/UFRGS).

*“Tudo tem seu apogeu e seu declínio.
É natural que seja assim, todavia, quando
tudo parece convergir para o que supomos o
nada, eis que a vida ressurge, triunfante e
bela! Novas folhas, novas flores, na infinita
benção do recomeço!”*

Chico Xavier

RESUMO

FERNANDES, F. **Histórico da urbanização e enriquecimento por metais em núcleos de sedimentos: Geoquímica e Geocronologia por ^{210}Pb** . 2018. 146 f. Tese – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

A barragem Mãe d'água foi construída em 1962, com o intuito de atender à demanda da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, mais precisamente o Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH, porém, devido à falta de planejamento urbano, durante os últimos anos, vem acarretando uma diversificada série de passivos ambientais, como contaminantes orgânicos e/ou inorgânicos. Neste seguimento, o presente trabalho buscou avaliar as concentrações totais dos metais e a composição isotópica por chumbo 210 nas diferentes frações de sedimentos produzidos na bacia hidrográfica que compõe a barragem Mãe d'Água e, assim, caracterizar a distribuição da concentração dos metais ao longo da coluna sedimentar e inferir quanto ao processo de urbanização da bacia hidrográfica caracterizando a evolução. Com referência nestas concentrações dos metais encontradas nos sedimentos, construir uma perspectiva do processo evolutivo da degradação ambiental na qual a bacia vem sendo submetida através de estudos de geocronologia (^{210}Pb). As coletas das amostras foram realizadas em junho de 2014, sendo amostrados testemunhos sedimentares distribuídos no lago da referida barragem e o levantamento batimétrico. Para a extração dos testemunhos foi utilizado um amostrador de núcleo “*Piston core*”. Com os resultados obtidos, foram representadas as concentrações dos metais Zn e Ni os quais apresentaram tendências de enriquecimento, a geocronologia datou as camadas assoreadas sendo o maior intervalo de 42 anos de deposição sedimentar, o volume do assoreamento ocupando aproximadamente 44 % do volume útil do reservatório e a taxa de urbanização com tendências de crescimento e para o ano de 2014 com 88,42 % da bacia urbanizada, configurando portanto uma distribuição espacial e estabelecendo correlações entre os estudos da sedimentação ao longo das últimas cinco décadas. As concentrações dos metais presentes nas amostras foram, também, comparadas com os valores de *background* do local para melhor visualizar o processo de enriquecimento dos sedimentos por ações antropogênicas. Foi possível concluir que com a ampliação das áreas urbanizadas, acarretou no aumento das concentrações dos metais e no volume de sedimentos depositados no reservatório, onde a urbanização sem planejamento desta bacia é o principal fator poluidor.

Palavras chave: Sedimento. Assoreamento. Elemento-traço. Geocronologia. Barragem Mãe d'Água.

ABSTRACT

FERNANDES, F. **History of urbanization and enrichment of metals in sediment cores: Geochemistry and Geochronology by ^{210}Pb** . 2018 146 f. Dissertation - Graduate Program in Environmental Engineering Sciences) - School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2018.

The Municipality of Viamão is located in the metropolitan area of Porto Alegre, in the state of Rio Grande Sul. The Mãe d'água dam was built in 1962, with the purpose of meeting the demand of the Federal University of Rio Grande do Sul - UFRGS. Precisely because of the lack of urban planning during the last forty years, has led to a diversified series of environmental liabilities, such as organic and / or inorganic contaminants. The present work aimed to evaluate the total concentrations of metals and the isotopic composition per lead 210 in the different fractions of sediments produced in the watershed that make up the Mãe d'Água dam and thus characterize the distribution of the concentration of metals along of the sedimentary column and infer about the process of urbanization of the watershed characterizing evolution. With reference to these concentrations of the metals found in the sediments, to construct a perspective of the evolutionary process of the environmental degradation in which the basin is being submitted through studies of geochronology (^{210}Pb). Samples were collected in June 2014, and sediment deposited in the lake of the dam and bathymetric survey were sampled. A "Piston core" core sampler was used to extract the samples. With the results obtained, the concentrations of the metals Zn and Ni were presented, which presented enrichment tendencies, geochronology dating to the silted layers, silting volume occupying approximately 44% of the useful volume of the reservoir and the rate of urbanization with growth tendencies and for the year 2014 with 88% of the urbanized basin, thus constituting a spatial distribution and establishing correlations between sedimentation studies over the last four decades. The concentrations of the metals present in the samples were also compared with the background values of the site to better visualize the process of sediment enrichment by anthropogenic actions, where it was possible to verify that the expansion of the urbanized area increased the concentrations of the analyzed metals (Zn and Ni). It was possible to conclude that with the expansion of the urbanized areas, the increase of the concentrations of the metals and the volume of sediments deposited in the reservoir, where unplanned urbanization of this basin is the main polluting factor, resulted.

Keywords: Sediment. Heavy Metals. Trace element. Geochronology. Mãe d'Água dam.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	xvi
LISTA DE TABELAS.....	xix
LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES.....	xxi
1.INTRODUÇÃO.....	25
2.OBJETIVOS.....	27
2.1.Objetivo geral.....	27
2.2.Objetivos específicos.....	27
3.HIPÓTESE.....	28
4.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
4.1.Histórico dos impactos da urbanização e degradação dos ecossistemas lacustres.....	29
4.2.Hidrossedimentologia.....	30
4.3.Sedimentos.....	31
4.4.Sedimentos lacustres.....	32
4.4.1.Sedimentogenese	33
4.4.2.Transporte dos sedimentos	35
4.5.Distribuição dos sedimentos nos recursos hídricos	39
4.6.Assoreamento dos reservatórios	41
4.7.Granulometria.....	45
4.8.Qualidade dos sedimentos urbanos frente aos processos de urbanização	46
4.9.Contaminação e enriquecimento dos sedimentos por metais	49
4.10.Digestão da Amostra ou Abertura da amostra.....	49
4.11.Análise Espectrometria de Emissão com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP OES) ..	50
4.12.Relação dos sedimentos associados aos níveis de poluição (Background)	51
4.13.Aspectos gerais sobre o Chumbo presente em sedimentos	52
4.14.Chumbo como traçador geocronológico.....	53

4.14.1.Isótopos do Chumbo	54
4.14.2.Deposição de ^{210}Pb nos sedimentos	55
4.15.Datação Geocronológica com ^{210}Pb	57
4.15.1.Método C.R.S. (<i>Constant Rate of Supply</i>)	57
4.15.2.Quantificação do ^{210}Pb em sedimentos	58
4.16.Determinação da taxa de sedimentação pelo método do ^{210}Pb	59
4.17.Caracterização do avanço da urbanização por métodos Geotécnicos (SIG).....	61
5.CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	64
5.1.Interferências antropogênicas na Represa Mãe d'Água.....	64
5.2.Caracterização da Área	66
6.MATERIAL E MÉTODOS.....	69
6.1.Amostragem dos perfis sedimentares	69
6.1.1.Processamento das amostras	72
6.2.Amostragem batimétrica dentro do reservatório Mãe d'Água.....	76
6.3.Cálculo do volume de reservação e assoreamento no reservatório.....	79
6.4.Análise cronológica por ^{210}Pb	83
6.4.1.Abertura e digestão das amostras de sedimentos	83
6.4.2.Determinação da idade do sedimento empregando o método C.R.S. (<i>Constant Rate of Supply</i>).....	84
6.5.Determinação da taxa de urbanização da bacia hidrográfica Mãe d'Água.....	85
6.6.Análise Granulométrica	86
6.7.Determinação dos metais em sedimentos	87
6.8.Controle de qualidade referente as amostras dos metais (Zn e Ni).....	88
6.9.Valores de background para metais observados	89
7.RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	90
7.1.Concentração granulométrica amostrada em Core's no reservatório Mãe d'água	90
7.1.1.Concentrações total de zinco nos testemunhos de sedimentos	92

7.1.2. Concentrações totais de níquel nos testemunhos de sedimentos.....	95
7.2. Geocronologia por ^{210}Pb	98
7.3. Taxa de Urbanização na bacia hidrográfica do reservatório Mãe d'Água	101
7.4. Correlações dos metais zinco e níquel com as taxas de urbanização da bacia hidrográfica Mãe d'Água.....	104
7.5. Volume de sedimentos assoreados no reservatório Mãe d'Água	109
8. CONCLUSÕES.....	124
9. BIBLIOGRAFIA.....	126

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diferenciação de hidrogramas de uma bacia urbanizada para uma bacia não urbanizada.....	30
Figura 2 – Origem dos sedimentos ou sedimentogênese.....	34
Figura 3 – Diferentes modos de transporte de sedimento:	37
Figura 4 – Modos de transporte de partículas nos corpos hídricos.....	38
Figura 5 – Distribuições verticais dos sedimentos que podem ser encontradas em cursos d' água.....	40
Figura 6 – Seção transversal em um corpo hídrico e o comportamento das velocidades, concentração dos sedimentos e descarga sólida.....	41
Figura 7 – Esquema sobre a formação de depósitos de sedimentos nos reservatórios em delta e seus principais problemas.....	44
Figura 8 – Escalas granulométricas adotadas pelas ASTM, AASHTO, MIT e ABNT.....	46
Figura 9 – Origem e destinação dos sedimentos em ambientes urbanos.....	47
Figura 10 – Esquema do decaimento radioativo do ^{238}U	55
Figura 11 – Ciclo hidrogeoquímico do ^{210}Pb	56
Figura 12 – Modelo representativo da aplicabilidade da tecnologia SIG.....	63
Figura 13 – Aspectos das águas no vertedor da barragem Mãe d'água.....	65
Figura 14 – Localização e representação do represamento em estudo na Região Metropolitana de Porto Alegre- RS.....	66
Figura 15 – Carta imagem da bacia hidrográfica e área de estudo, base na imagem Quickbird do ano de 2003.....	67
Figura 16 – Distribuição espacial dos pontos amostrados no lago (Vista Geral dos pontos amostrados).....	70
Figura 17 – Ilustração da amostragem de sedimentos de fundo pela técnica “Core Sampling” ..	71
Figura 18– Extração dos testemunhos no lago da barragem Mãe d'água.....	71
Figura 19 – Testemunhos coletados e prontos para seguir ao laboratório.....	72

Figura 20 – Abertura do tubo de 75mm de diâmetro que preserva as amostras coletadas (Testemunho 4).....	73
Figura 21 – Testemunho 4, aberto após a coleta na mesa de abertura esterilizada.....	74
Figura 22 – Testemunhos 2, 3, 5 e 6 fatiados a cada 2 centímetros.....	75
Figura 23 – Armazenamento das sub-amostras em recipientes estéreis de PVC.....	76
Figura 24 – Utilização do Ecobatímetro monofeixe e GPS para amostragem.....	77
Figura 25 – Traçado ou percurso o realizado pela embarcação para amostragem ecobatimétrica sobre o reservatório.....	78
Figura 26 – Modelo Representativo; Cota e área para cálculo do volume em Reservatórios.....	82
Figura 27 – Distribuição dos teores de zinco em profundidade nos diferentes testemunhos de sedimentos do barramento Mãe d’Água.....	94
Figura 28 – Distribuição dos teores de níquel (em mg.kg^{-1}) em profundidade nos diferentes testemunhos de sedimentos do barramento Mãe d’Água.....	97
Figura 29 – Geocronologia dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d’Água.....	99
Figura 30 – Imagem Google Earth 2014 para da interpretação do uso do solo no ano de 2014.....	102
Figura 31– Histórico da urbanização Bacia da represa Mãe d’água entre os anos de 1972 a 2014.....	103
Figura 32 – Taxa de Urbanização vs. Concentrações de zinco dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d’Água.....	107
Figura 33 – Taxa de Urbanização vs. Concentrações de níquel dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d’Água.....	108
Figura 34 – Corte longitudinal da sessão referente a deposição de sedimentos no reservatório Mãe d’Água.....	110
Figura 35 – Relação Cota vs. Área do reservatório Mãe d’Água pelo método área média.....	112
Figura 36 – Relação Cota vs. Volume do reservatório Mãe d’Água pelo método área média..	113
Figura 37 – Relação Cota vs. Área do reservatório Mãe d’Água pelo método aproximação cônica.....	115

Figura 38 – Relação Cota vs. Volume do reservatório Mãe d'Água pelo método aproximação cônica.....	115
Figura 39 – Relação Cota vs. Volume de sedimentos dispostos no reservatório Mãe d'Água pelo método aproximação cônica.....	118
Figura 40 – Modelo digital do terreno (3D) representando reservatório Mãe d'Água no ano de 1962.....	120
Figura 41 – Modelo digital do terreno (3D) representando reservatório Mãe d'Água no ano de 2014.....	121
Figura 42 – Isóbatas ou curvas de nível oriundas da amostragem batimétrica no reservatório Mãe d'Água.....	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Informações dos testemunhos coletados.....	69
Tabela 2 – Controle de qualidade para as concentrações de Zn e Ni.....	88
Tabela 3 – Valores de base dos metais-traço analisados.....	89
Tabela 4 – Classificação granulométrica (%) em diferentes profundidades (cm) dos testemunhos am.....	91
Tabela 5 – Concentração de Zn (mg.kg-1) nos sedimentos acumulados no Lago Mãe d'Água.....	93
Tabela 6 – Concentração de Ni (mg.kg-1) nos sedimentos acumulados no Lago Mãe d'Água.....	96
Tabela 7 – Correlações entre os dados da Taxa de Urbanização e Zinco dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d' água.....	105
Tabela 8 – Correlações entre os dados da Taxa de Urbanização e Níquel dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d' água.....	106
Tabela 9 – Cota vs. Área vs. Volume; Método: Área Média.....	112
Tabela 10 – Cota vs. Área vs. Volume; Método: Aproximação Cônica.....	114
Tabela 11 – Cota vs. Área vs. Volume Sedimentos; Método: Aproximação Cônica.....	117

LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AASHTO	<i>American Association for State Highway and Transportation Officials</i>
ASTM	<i>American Society for Testing Materials</i>
CHREA	Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais
DNOS	Departamento Nacional de Obras de Saneamento
cm	Centímetros
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
FeS	Sulfeto de ferro
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
HCl	Ácido clorídrico
HNO ₃	Ácido nítrico
IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas
m	Metros
µm	Micrômetro
METROPLAN	Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional
MIT	<i>Massachusetts Institute of Technology</i>
MRP	Materiais de referência padrão
PPG-SEA	Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental
ppm	Partes por milhão
RMPA	Região Metropolitana de Porto Alegre
T1	Testemunho 1
T2	Testemunho 2
T3	Testemunho 3
T4	Testemunho 4
T5	Testemunho 5
T6	Testemunho 6
T7	Testemunho 7
T8	Testemunho 8
USEPA	<i>Environment Protection Agency</i>
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
USGS	<i>United States Geological Survey</i>

USP	Universidade de São Paulo
^{210}Pb	Isótopo radioativo natural Chumbo
^{206}Pb	Isótopo radioativo natural Chumbo
^{207}Pb	Isótopo radioativo natural Chumbo
^{208}Pb	Isótopo radioativo natural Chumbo
^{204}Pb	Isótopo radioativo natural Chumbo
^{238}U	Isótopo radioativo natural Urânio
^{222}Rn	Isótopo radioativo natural Radônio
^{226}Ra	Isótopo radioativo natural Rádio
^{137}Cs	Isótopo radioativo antropogênico Césio
^{238}Pu	Isótopo radioativo antropogênico Plutônio
^{239}Pu	Isótopo radioativo antropogênico Plutônio
^{240}Pu	Isótopo radioativo antropogênico Plutônio
^7Be	Isótopo radioativo antropogênico Berílio
^{232}Th	Isótopo radioativo natural Tório
^{210}Bi	Isótopo radioativo natural Bismuto
Ni	Níquel
Cu	Cobre
Mo	Molibdênio
Sn	Estanho
Cd	Cádmio
Hg	Mercúrio
Pb	Chumbo
Fe	Ferro
Ag	Prata
Ba	Bário
Sr	Estrôncio
As	Arsênio
Br	Bromo
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cs	Césio
Hf	Háfnio

Rb	Rubídio
Sb	Antimônio
Se	Selênio
Ta	Tântalo
Th	Tório
U	Urânio
Zn	Zinco
Sc	Escândio
La	Lantânio
Ce	Cério
Nd	Neodímio
Sm	Samário
Eu	Európio
Tb	Térbio
Yb	Itérbio
Lu	Lutécio

1. INTRODUÇÃO

O crescimento urbano às margens de corpos d'água tem ocasionado a degradação da qualidade das águas, acarretando em prejuízos expressivos aos ecossistemas aquáticos e à saúde pública. Aliado a este crescimento rápido e desordenado, o uso inadequado do solo é, atualmente, uma das principais causas da degradação dos recursos naturais, gerando prejuízos não apenas pelas alterações hidrológicas, mas também pela carga de poluentes carreados junto aos sedimentos, tendo por destino final a sedimentação em corpos d'água lânticos.

Em ambiente urbano, os metais estão entre os poluentes encontrados com maior frequência, ocorrendo de forma natural e/ou antropogênica. Esses elementos, apesar de muitas vezes serem associados à toxicidade, devem ser tratados de forma diferenciada, uma vez que alguns são essenciais tanto às plantas quanto aos animais, desde que não estejam em altas concentrações.

Os elementos metálicos ou então denominados “metais tóxicos” estão presentes no ambiente natural em concentrações geralmente baixas, mas podem ser intensificadas por atividades antropogênicas e têm colaborado significativamente para a elevação da concentração no meio ambiente (SINGH *et al.*, 2005; SKJELKVALE *et al.*, 2001).

Segundo Baird (2002), os elementos traço possuem sua densidade alta quando comparados com outros materiais, caracterizam-se muitas vezes por causar riscos à saúde humana e se agregam as partículas de sedimentos ou solo em sua deposição final. Portanto, a determinação da granulometria em sedimentos aquáticos tem significativa importância sobre os estudos biogeoquímicos, uma vez que os nutrientes e contaminantes, sendo eles íons metálicos ou compostos orgânicos, encontram-se predominantemente nas superfícies das partículas da fase sólida, ou seja, todo o material em suspensão, decantação ou mesmo já sedimentado e acumulado (MOZETO, 2006).

Os sedimentos acumulados em estuários e lagos contêm, ainda, um registro histórico valioso sobre mudanças ocasionadas em decorrência de processos antropogênicos. A geocronologia de sedimentos, atua como um implemento na determinação da história recente de poluição por metais – a taxa de afluência de contaminantes, através de análises de radionuclídeos presentes em testemunhos amostrados de um corpo d'água, vem sendo aplicados com maior frequência, devido a seus métodos de análise terem sido aprimorados, levando a um grau de significância elevado no que tange os estudos de impactos ambientais (LIMA, 2000).

A presença de radioatividade nos sedimentos é decorrente tanto do decaimento dos elementos radioativos presentes originalmente nos sedimentos, como também daqueles removidos da atmosfera por precipitação com a chuva e que se depositam através de processos de sedimentação (MOZETO, 2006).

O ^{210}Pb é um elemento intermediário que ocorre naturalmente como um dos radioisótopos da série natural da cadeia de decaimento radioativo do ^{238}U . Na sequência de decaimento, o ^{210}Pb é gerado após a formação do gás radônio (^{222}Rn) e está presente na atmosfera em decorrência do ^{222}Rn que escapa dos solos. Em ecossistemas aquáticos, o ^{210}Pb é principalmente proveniente da precipitação atmosférica, como também pelo decaimento do ^{226}Ra presente nas águas. Segundo Goldeberg (1963), o ^{210}Pb depositado nas superfícies de lagos e oceanos, é adsorvido pela matéria sólida em suspensão, adicionando-o aos sedimentos pelo fluxo de sedimentação, ou, em parte, arrastados, juntamente com solo. Portanto, pode ser considerado como o radionuclídeo ideal para datar sedimentos de idade recente.

A técnica de datação com o ^{210}Pb tem sido difundida entre trabalhos que visam o gerenciamento dos recursos hídricos. Obtém-se resultados satisfatórios e de grande relevância no estabelecimento de um histórico ambiental, referentes à geocronologia de sedimentos com idades de até cerca dos 150 anos, ganhando maior relevância, ainda, quando aplicada em regiões de intensas atividades antropogênicas, uma vez que os sedimentos de estuários e lagos guardam um registro valioso com informações históricas sobre alterações ambientais em razão da atividade industrial (ALEXANDER *et al.*, 1993).

Recentemente, uma grande maioria dos trabalhos que visam avaliar o volume de sedimentação ou assoreamento tem optado por utilizar o método do ^{210}Pb , principalmente em ambientes lênticos, como lagos e represas (ALMEIDA, 2003; BONOTTO e LIMA, 2006; LIMA, 2000).

Mensurar os reflexos desta urbanização sobre o processo evolutivo do enriquecimento por contaminantes dentre as faixas granulométricas dos sedimentos lacustres amostrados, é de suma importância no campo da hidrossedimentologia. A técnica tem-se mostrado vantajosa, justificada pelo relativo baixo custo para simular os sistemas reais. Partindo do princípio que a poluição gerada em bacias hidrográficas em meio urbano se agregam aos sedimentos depositados, dentre os métodos disponíveis para o estudo do transporte de sedimentos, a proposta foi elaborar um mapeamento evolutivo da concentração dos metais nas últimas décadas através do uso da geocronologia por ^{210}Pb para permitir visualizar o período de deposição dos sedimentos e identificar a influência da evolução da urbanização da área de estudo.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Realizar uma série histórica por meio de datação utilizando o traçador geocronológico ^{210}Pb , atrelando às concentrações totais dos metais Zn e Ni presentes na represa do barramento Mãe d'água e proporcionando a comparação com os valores de *background*, volume de sedimentos assoreados e a correlação com taxa de urbanização ao longo das últimas cinco décadas.

2.2. Objetivos específicos

- Realizar a técnica de geocronologia utilizando o elemento ^{210}Pb através de cores de sedimentos amostrados da represa Mãe D'água e estabelecer a cronologia das camadas sedimentares ao longo das últimas cinco décadas;
- Determinar os perfis do reservatório Mãe D'água no ano de 1962, reconstruindo-o com um modelo computacional através das técnicas por amostragem de dados de fotogrametria, imagens de satélite, levantamentos bibliográficos e dados batimétricos;
- Realizar a caracterização dos processos de assoreamento no reservatório Mãe D'Água e dimensionar os volumes de sedimentos assoreados no interior do reservatório diante do cenário atual, ano de 2014 (ano da amostragem);
- Comparar as concentrações dos metais Zn e Ni obtidos nas amostras de sedimentos retiradas dos testemunhos coletado na represa estudada e comparar com os valores de referência locais (*background*) para obtenção da estimativa do enriquecimento antrópico dos sedimentos ao longo do processo de urbanização da bacia hidrográfica;
- Correlacionar a distribuição de Zn e Ni à taxa de urbanização da bacia hidrográfica.

3. HIPÓTESE

A urbanização de bacias hidrográficas sem planejamento, no que tange aos âmbitos urbano, social e ambiental, pode ocasionar um passivo à qualidade do ambiente, reincidindo diretamente nas concentrações de metais nos sedimentos presentes e acumulados nos corpos hídricos lânticos. A utilização da geocronologia por meio do ^{210}Pb pode fornecer informações úteis para a compreensão da poluição por metais em áreas urbanizadas através de históricos entre essa evolução da urbanização, o assoreamento de reservatórios e o acúmulo de metais em sedimentos que ficaram depositados nas camadas desse ambiente aquático.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Histórico dos impactos da urbanização e degradação dos ecossistemas lacustres

Sabe-se que o crescimento urbano às margens de ecossistemas aquáticos causa a degradação da qualidade das águas levando à eutrofização artificial (Tundisi, 2008). Segundo Esteves (1998), esse processo pode causar expressivos prejuízos à sociedade humana, por exemplo, problemas de saúde pública e de redução do potencial de irrigação, de produtividade pesqueira, de balneabilidade e de inúmeras outras possibilidades de uso pelos agentes sociais.

As consequências sobre os recursos hídricos têm gerado prejuízos não apenas pelas alterações hidrológicas, mas também pela carga de poluentes lixiviado ou carregados, gerando assim passivos ambientais que afetam a qualidade de vida da população e o equilíbrio ambiental das áreas de drenagem das bacias hidrográficas (NASCIMENTO *et al.*, 2005).

O lançamento de efluentes característico de esgoto somado com a ausência de tratamento e a adição de poluentes de origem química, das mais diversas fontes, levam a geração de passivos ambientais decorrentes da urbanização (POLETO e LAURENTI, 2008).

Poleto (2007) trata com importância as alterações ao ambiente provocadas pela urbanização e destaca a supressão e/ou substituição da vegetação nativa por áreas impermeabilizadas. O fato de impermeabilizar novas áreas implica no aumento do volume escoado superficialmente, em consequência da redução do volume interceptado pela vegetação e das alterações no ciclo hidrológico. Por influência do maior volume escoado nas áreas impermeáveis, o corpo d'água receptor desta vazão estará sujeito aos processos erosivos e enchentes.

Segundo Tucci e Genz (1995), o volume que escoava lentamente pela superfície do solo e ficava retido através da vegetação, com a urbanização, passa a escoar na bacia com uma maior velocidade em um menor tempo resultando em um pico de efeito negativo, sendo ele o aumento da vazão máxima. Os autores ilustram com o gráfico, (Figura 1), o aumento da vazão máxima, “valor de pico”, sendo diferente para cada tipo de área/urbanização.

O arraste de sedimentos é de expressivo conhecimento, pois o assoreamento dos reservatórios resultantes da lixiviação e arraste de sedimentos pode levar ao colapso e trazer problemas como enchentes, que em sua decorrência pode resultar em problemas sanitários, ou seja, envolver a saúde pública e de ordem social e econômica das mais diversas magnitudes.

Figura 1 – Diferenciação de hidrogramas de uma bacia urbanizada para uma bacia não urbanizada

Fonte: Adaptado de Tucci e Genz (1995)

4.2. Hidrossedimentologia

O estudo dos sedimentos, Sedimentologia, traz um amplo conhecimento de relevância mundial dentro do contexto dos estudos de processos como erosão, lixiviação, escoamento superficial do sedimento até o seu encontro com corpo hídrico.

De acordo com Bordas, Lanna e Semmelmann (1988), como ciclo hidrológico, existe outro ciclo, aberto e totalmente dependente ao ciclo da água, que envolve o deslocamento, o transporte e o depósito de partículas sólidas presentes na superfície da bacia. Com essas características e por analogia, é definido por ciclo hidrossedimentológico, ressaltando que os sedimentos não retornam ao meio que os provêm.

Atividades como a irrigação, agricultura, urbanização e industrialização, trazem para os corpos d'água maiores concentrações de sedimento. A origem dos sedimentos que chegam à região dos ecossistemas lacustres é variada, englobando desde a lixiviação da bacia de drenagem, à atmosfera, erosão dentro do corpo hídrico e sedimentos oriundos de atividade biológica. Assim, a natureza das faces sedimentares é controlada pela quantidade e qualidade dos sedimentos disponíveis, pela interação dos processos hidrodinâmicos e pela geomorfologia do fundo (MIRANDA; CASTRO e KJERFVE, 2002).

Carvalho (2008) faz referência ao uso e ocupação inadequados do solo dentro das bacias hidrográficas e ações como o intemperismo decorrentes do ambiente, que estão ligados aos sedimentos e a associação de impactos desde a sua formação à deposição final.

Ao se realizar uma gestão integrada dos recursos hídricos, os riscos de degradação dos solos, dos leitos dos rios e dos ecossistemas fluviais e estuários, ou de contaminação dos sedimentos por produtos químicos, levaram a reconsiderar essa postura e a dar maior atenção aos problemas que podem decorrer das alterações do ciclo hidrossedimentológico natural. Além da erosão e da degradação do solo na agricultura, os prejuízos se estendem as mais derivadas formas como: assoreamento de reservatórios, tratamento de água, remoção de sedimentos de áreas atingidas pelas inundações (BORDAS, LANNA e SEMMELMANN, 1988)

4.3. Sedimentos

Segundo WMO (2003), o estado de desenvolvimento de uma sociedade sempre esteve correlacionado com a sua necessidade de utilizar os seus recursos naturais mais próximos e disponíveis. Portanto, com o crescimento da população instaladas em bacias hidrográficas, ocorre crescente exploração dos recursos o que tem levado à sua degradação, principalmente quanto ao uso e exploração da água e do solo. A erosão do solo e a consequente sedimentação apresentam-se como um dos maiores problemas ambientais atualmente.

Segundo Carvalho (2008), sedimento é a partícula derivada da rocha ou materiais biológicos, que pode ser transportada por um fluido. São provenientes, a partir de partículas derivadas da fragmentação das rochas, por processos físicos e/ou químicos, e que é transportada

pela água ou pelo vento do lugar de origem aos rios e aos locais de deposição, sendo o material sólido em suspensão na água ou depositado no leito de um ecossistema aquático.

No ecossistema aquático, o sedimento é o compartimento onde se depositam todos os compostos minerais, estruturas de animais e vegetais que não foram totalmente decompostos. Dessa maneira, ao longo da evolução de um sistema aquático formam-se camadas sobre o leito dos corpos hídricos com os sedimentos ali depositados, contendo compostos químicos e estruturas biológicas que representam as diferentes fases deste processo. Além desses, os agrotóxicos e os metais também se depositam nos sedimentos, podendo ser utilizados como indicadores da contaminação ambiental. A sua distribuição vertical é um importante indicador da evolução da poluição em ambientes aquáticos. Os sedimentos consistem de material particulado, oriundos de processos como a erosão e intemperismo trazidos ao corpo d'água pelo fluxo da drenagem da bacia, diretamente pela chuva ou por deposição seca (ESTEVES, 1998).

4.4.Sedimentos lacustres

Os sedimentos originados nos processos de intemperismo e erosão são normalmente transportados pelos rios, tendo como destino final os oceanos. Em ambientes que se localizam no interior dos continentes, como os lagos, reservatórios de barramentos e planícies de inundação responsáveis pelo estoque de parte desses sedimentos carreados pelo fluxo hídrico. Geralmente os reservatórios têm por finalidade o abastecimento de água e o fornecimento de energia para as populações, porém acabam se tornando barreiras artificiais para a deposição dos sedimentos (SALOMONS e BRILIS, 2004).

Os sedimentos podem ser considerados como o resultado da integração de todos os processos que ocorrem em um ecossistema aquático. Sua composição química e biológica representa a evolução histórica do ecossistema aquático e sistemas terrestres adjacentes, além de sua importância na avaliação da intensidade e formas de impactos sofridos por esses ambientes.

As camadas dos sedimentos lacustres formadas em períodos da evolução do ecossistema refletem a composição química e biológica em diferentes fases do processo, sendo possível, a partir dos perfis de sedimentos, interpretar o desenvolvimento histórico e alterações,

tanto no ambiente como nas comunidades. Devido as suas propriedades, os sedimentos de ecossistemas lacustres funcionam como um banco de dados, tendo significativa importância em estudos de avaliação ambiental. Para tanto, as amostras devem ser coletadas sob a forma de perfis verticais (*CORE*) e a amostragem deve colher perfis não perturbados, ou seja, com suas camadas sedimentares preservadas (ESTEVES, 1998).

Tais ecossistemas propiciam condições ideais para a determinação da cronologia da coluna sedimentar através de técnicas como a do ^{210}Pb , pois são ambientes de deposição com pouca perturbação, onde predominam sedimentos com granulação fina.

4.4.1. Sedimentogenese

A sedimentogenese é fundamentada nos processos que determinam a origem dos sedimentos como a erosão, transporte e deposição, pois sem a atuação desses não haveria o transporte dos sedimentos até os ambientes de deposição e formação das camadas sedimentares. Além disso, o intemperismo é necessário. De acordo com a forma que ocorre o transporte pode-se classificar os sedimentos como detríticos ou clásticos, quando sofrem o transporte mecânico por estarem na forma de grãos ou como químicos quando presentes em solução na forma de solutos que precipitam na etapa de deposição (SUGUIO, 2003). A Figura 2 apresenta a origem dos sedimentos ou fundamentação da sedimentogenese.

O intemperismo é o conjunto de processos de ordem física, química e biológica que deriva uma partícula das rochas aflorantes na superfície da Terra. O intemperismo físico pode ser caracterizado pela alteração mecânica das rochas e minerais, sendo resultado de um *stress* gerado por forças endógenas ou exógenas, que promovem a ruptura e um desagregamento dos minerais. Alterações deste tipo em que são mantidas a identidade e a composição original da rocha são classificadas como intemperismo físico. Nessas condições, os principais agentes que promovem este tipo de decomposição são as variações de temperatura (ciclos de congelamento e descongelamento) e pressão (compressão e descompressão) (TOLEDO; OLIVEIRA e MELFI, 2000).

Figura 2 – Origem dos sedimentos ou sedimentogênese

Fonte: Adaptado de Isaías (2010)

Quando ocorre a decomposição da rocha com alteração química e mineralógica dos seus elementos, denomina-se o processo de intemperismo químico, resultando em minerais mais estáveis, sob novas condições ambientais. Os principais minerais presentes no manto de alteração são o quartzo, as micas parcialmente transformadas, os argilominerais e os óxido-hidróxidos de ferro e alumínio. Juntamente ao manto de alteração é produzida uma solução de lixiviação rica em elementos solúveis presentes na superfície terrestre, como sódio, cálcio, potássio, magnésio e em menor grau o silício. Outros elementos solúveis podem estar presentes em menores quantidades (TOLEDO; OLIVEIRA e MELFI, 2000).

O intemperismo biológico ocorre principalmente devido aos esforços mecânicos produzidos pelos vegetais através de suas raízes e de um ecossistema com microrganismos atuantes. (MORRIS e FAN, 2010; VANONI, 1977; VAN RIJN, 1984).

Os sedimentos são encontrados em camadas na forma de partículas finamente divididas no fundo de rios, lagos, reservatórios, baías, estuários e oceanos. Esses consistem de maneira geral, em vários minerais com granulação fina, média e grossa, incluindo argilas, silte

e areia misturados com matéria orgânica, sendo que sua composição (mineral e orgânica) dependerá da geologia e biota local, enquanto o tamanho das partículas ou granulometria varia principalmente com as condições de sua origem (MANAHAN, 2000).

Dentre os minerais que constituem os sedimentos destacam-se os argilominerais, por sua capacidade de incorporar elementos presentes no ambiente de deposição na rede cristalina, além da capacidade de transformação no meio sedimentar dependendo das características desses. Os argilominerais apresentam uma composição diversificada, sendo formadas por argilominerais, que são constituídos por silicatos, hidratos de alumínio com variados cátions (K^+ , Mg^{2+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Na^+ , Ca^{2+} , NH_4^+ , H^+) ou ânions (SO_4^{2-} , Cl^-), hidróxidos (Fe, Al, Mn) e partículas coloidais orgânicas e inorgânicas (POPP, 1998).

Os sedimentos desempenham o papel importante no esquema de poluição de sistemas de rios por metais. Eles refletem a quantidade corrente do sistema aquático e podem ser usados para detectar a presença de contaminantes que não permanecem solúveis após o seu lançamento em águas superficiais. Mais do que isso, os sedimentos agem como carregadores e possíveis fontes de poluição, pois os metais não são permanentemente fixados por eles e podem ser redistribuídos na água, em decorrência de mudança nas condições ambientais, tais como: potencial hidrogeniônico; potencial redox ou presença de quelantes orgânicos. As propriedades de acúmulo e de redistribuição de espécies nos sedimentos os qualificam como de extrema importância em estudos de impacto ambiental, pois registram, em caráter mais permanente, os efeitos de contaminação (FÖRSTNER *et al.*, 1984; MOZETO, 1996).

4.4.2. Transporte dos sedimentos

Os processos hidrossedimentológicos estão intimamente vinculados ao ciclo hidrológico e compreendem as etapas de deslocamento, transporte e deposição de partículas sólidas presentes na superfície da bacia hidrográfica (SILVA; CAMARGO e CERETTA, 2004).

No ciclo hidrossedimentológico (Figura 3), os materiais resultantes do processo de erosão acabam sendo transportados principalmente pela ação das águas de escoamento superficial, sendo tal transporte influenciado pelas condições topográficas do local e pela

granulometria dos materiais carreados. O transporte desse material se dá por fluxo de massa, podendo ocorrer na forma de rolamento e arraste da partícula, ou então por suspensão (VESTENA, 2008).

Fundamentalmente, os sedimentos podem ser transportados pelo fundo ou em suspensão na coluna d'água. É comum dividir os modos de transporte de sedimento em três partes: carga de fundo, carga suspensa e carga lavada (FREDSOE e DEIGAARD, 1992).

A carga lavada constitui-se de partículas muito finas que são transportadas pela água e que normalmente não são retratadas no fundo. Entretanto, o entendimento da composição do material de fundo não permite nenhuma predição da taxa de transporte da carga carreada. Desta forma, quando o termo “descarga total de sedimento” é utilizado, a carga lavada é desprezada. Do total da carga de sedimento é feita uma distinção entre as duas categorias, a carga de fundo e a carga suspensa. Nenhuma definição precisa destes termos foi exatamente colocada, mas a ideia básica da separação do total da carga de sedimento em duas partes é que dois mecanismos diferentes são efetivamente atuantes durante o transporte (FREDSOE e DEIGAARD, 1992).

A carga de fundo é definida como a parte da carga total que possui mais ou menos um contato contínuo com o fundo. Isto inclui primariamente os grãos que rolam, deslizam, ou pulam ao longo do fundo. Assim, a carga de fundo deve ser determinada quase que exclusivamente pela tensão de cisalhamento efetiva (tensão de corte de fundo) atuando diretamente na superfície do sedimento. A carga suspensa é definida como a parte da carga total que está se movendo sem contato contínuo com o fundo em resposta da agitação da turbulência do fluido (LICK e ZIEGLER, 1992; CARVALHO, 2008).

A Figura 3 apresenta os diferentes modos de transporte de sedimento.

Figura 3 – Diferentes modos de transporte de sedimento:

A – Carga de fundo em baixa tensão de cisalhamento; B – Escoamento em folha; C – Sedimento suspenso

Fonte: Adaptada de Fredsoe e Deigaard (1992)

Para Carvalho (2008), o processo de deposição ocorre quando a energia do escoamento se reduz até a condição de não poder continuar a deslocar a partícula. O depósito dos sedimentos geralmente ocorre em locais relativamente mais baixos, em depressões naturais do terreno ou mesmo em encostas de declividade mais suave. Além disso, o material pode adentrar a rede de drenagem, sendo transportado pelos cursos d'água até o oceano ou ficar retido em reservatórios, nas margens de cheia, em planícies de inundação, deltas e estuários. De acordo com Foster (1982), há a possibilidade, dos sedimentos transportados poderem ainda serem depositados em determinados locais apenas temporariamente, e após um evento subsequente ressuspêndê-los e movimentá-los novamente através do sistema de transporte.

Segundo Carvalho (2008), os sedimentos que chegam ao curso d'água apresentam diversas formas, tamanhos e pesos, sendo submetidos a um processo de transporte diferenciado, de acordo com as condições do local e do escoamento. De acordo com o autor, o transporte nos canais pode ocorrer de três maneiras:

- i. *Carga sólida de arrasto – são as partículas de sedimento que rolam ou escorregam longitudinalmente no curso d'água. As partículas estão em contato com o leito praticamente todo o tempo.*
- ii. *Carga sólida saltante – são as partículas que pulam ao longo do curso d'água por efeito da correnteza ou devido ao impacto de outras partículas.*

- iii. *Carga sólida em suspensão – são as partículas que estão suportadas pelas componentes verticais das velocidades do fluxo turbulento, enquanto estão sendo transportadas pelas componentes horizontais dessas velocidades, sendo pequenas suficientemente para permanecerem em suspensão.*

A Figura 4 ilustra os processos de transporte dos sedimentos em canais, apresentando as três condições e formas de ocorrência do transporte em um corpo hídrico sendo a carga sólida de arrasto, a carga sólida saltante e a carga sólida em suspensão.

Figura 4 – Modos de transporte de partículas nos corpos hídricos

Fonte: Adaptado de Plummer, Mcgeary e Carlson (2005)

Ward e Trimble (1995) afirmam que a carga em suspensão pode representar mais de 90% do material total transportado. As partículas de granulometria maior, como as areias e cascalhos, são roladas, deslizadas ou saltam ao longo do leito dos rios. A porcentagem das partículas em suspensão, também é descrita e considerada por Carvalho (2008), e é predominantemente maior que a do fundo no alto curso (Apresenta valores com porcentagem equivalente a 90% a 95%).

A proporção entre os materiais dissolvidos e materiais particulados varia entre os diferentes cursos d'água. Segundo Christofolletti (1981), para os rios brasileiros, a carga particulada geralmente é bem maior que a carga dissolvida. Além disso, o autor discorre que a composição química das águas fluviais varia de acordo com a litologia, a vegetação e a utilização do solo da bacia hidrográfica.

O somatório das parcelas de sedimentos carregadas em suspensão e de fundo ou leito corresponde à carga total de sedimentos transportada pelo curso d'água. A carga total de sedimentos é, em última análise, composta por materiais fornecidos por processos químicos, processos pluviais e movimentos de arraste de massa nas vertentes.

Segundo Silva, Schulz e Camargo (2003), é importante ressaltar que a maior parte dessas considerações é válida principalmente para bacias com pouco índice de degradação, pois se houver exploração em demasia do solo e dos recursos hídricos de uma bacia, seu regime fluvial, bem como o regime hidrossedimentológico, podem apresentar-se completamente distorcidos em relação a seu regime natural.

4.5. Distribuição dos sedimentos nos recursos hídricos

Segundo Carvalho (2008), para distribuição dos sedimentos no curso d'água, devemos considerar que existe a distribuição dos sedimentos na vertical, numa dada seção transversal, ao longo de um curso d'água e em relação ao tempo.

Ao se pensar na distribuição vertical de sedimentos em um reservatório, é importante destacar que as partículas em suspensão estão sujeitas a ação da velocidade da corrente na direção horizontal predominantemente e do seu peso. Desse modo, a concentração de sedimento é menor na superfície e maior próxima ao leito, para uma granulometria variada. Como é possível observar na Figura 5, as partículas maiores como a areia apresentam uma variação crescente da superfície para o leito, enquanto as partículas menores como silte e argila tendem a apresentar uma distribuição mais uniforme (SUBCOMMITTEE ON SEDIMENTATION, 1963).

Figura 5 - Distribuições verticais dos sedimentos que podem ser encontradas em cursos d' água

Fonte: Subcommittee on sedimentation (1963) citado por Carvalho (2008)

Segundo Carvalho (2008), ao se tratar da distribuição de sedimentos em uma determinada seção transversal de um curso d'água corrente, pode-se dizer que esta é influenciada pela sua vazão, pela disponibilidade dos sedimentos carreados e pela granulometria. A Figura 6 ilustra o comportamento das velocidades, as concentrações de sedimentos e a descarga sólida em uma seção transversal.

Dentre o material particulado carregado em suspensão, os sedimentos mais finos, que compreendem as frações das classes silte e argila, possuem um padrão da velocidade de deposição distinto com relação a outros grãos maiores, sendo influenciado por fatores intrínsecos como a salinidade, a própria concentração de sedimentos e a matéria orgânica na coluna d' água, além da própria composição mineralógica (SOLOMONS e FORSTNER, 1984; KRONE, 1962; LICK e ZIEGLER, 1992).

Figura 6 – Seção transversal em um corpo hídrico e o comportamento das velocidades, concentração dos sedimentos e descarga sólida

Fonte: Subcommittee on Sedimentation (1963) e citado por Carvalho (2008)

4.6. Assoreamento dos reservatórios

As interferências de caráter antropogênico no ambiente, ao construir uma barragem, decorre de alterações nas condições naturais do rio reduzindo a velocidade do fluxo de água, o que favorece a deposição dos sedimentos transportados e leva a modificações no equilíbrio sedimentológico tanto a montante como a jusante do reservatório formado (GLYMPH, 1973; CARVALHO *et al.*, 2000).

Os objetivos e funcionalidades de um reservatório apresentam os mais diversos fins, como: geração de energia, irrigação, abastecimento urbano e industrial, controle de enchentes e recreação, pesquisas acadêmicas, entre outros. Cabe ressaltar que a construção de uma barragem, pode gerar uma série de modificações físicas, ambientais e sociais na bacia hidrográfica pertencente, sendo notório a modificação no regime de vazão do rio contribuinte, pois, segundo Carvalho *et al.* (2000) ocorre a alteração sobre o transporte/escoamento dos sedimentos pelos cursos d'água.

Quando há uma mudança no regime de escoamento, como a construção de uma barragem e formação do reservatório, essa mudança se traduz por grandes depósitos de sedimentos no reservatório. Isso corresponde a uma “agradção” do leito, quer dizer assoreamento do trecho à montante da barragem. Da mesma forma há uma mudança drástica a jusante da barragem: por falta da descarga sólida e mudança de regime, as águas começam a degradar o leito e as margens. Essa mudança pode ocorrer por duas formas: as concentrações granulométricas dos sedimentos do leito aumentam pelo transporte dos sedimentos finos, até um novo equilíbrio, ou a declividade do leito aumenta (BRUK, 1985).

Carvalho (2008) destaca para a melhor compreensão dos termos, que: o assoreamento dos reservatórios é o estado final que a partícula de sedimento terá, sendo o resultante dos processos de formação/origem, como por exemplo a erosão e o transporte de sedimentos.

Os autores Asthana e Nigam (1980); Vanoni (1977) explicam que o processo de assoreamento dos reservatórios possui fatores predominantes e podem vir a influenciar na maneira que irá ocorrer a colmatção de um determinado reservatório. Tais fatores são variáveis de acordo com as condições da bacia hidrográfica e podem tornar mais rápido ou mais lento. São eles: clima, pluviosidade, hidrologia, formação geológica, topografia, cobertura vegetal, tipo e uso do solo e composição química das águas e dos sedimentos, geometria do lago, sinuosidade do curso d'água afluente, vazão afluente, velocidade dentro do lago, entre outros fatores de característica próprias da região em questão.

Ao instalar/construir um reservatório em um determinado recurso hídrico, este terá suas seções transversais aumentadas, enquanto as velocidades de corrente decrescem, criando as condições ideais para o depósito de sedimentos. Segundo Carvalho (2008) e Mahmood (1987), as partículas mais grossas como por exemplo areias e cascalho são as primeiras a se

depositar ao fundo enquanto o sedimento com a granulometria mais fina (Silte e Argila) tendem a adentrar ao reservatório.

A construção de uma barragem representa um impedimento à passagem da maior parte das partículas para jusante do reservatório, podendo gerar um escoamento das mesmas através de estruturas como os vertedores ou condutos como o descarregador de fundo. À medida que o assoreamento cresce, a capacidade do reservatório diminui, enquanto a influência do remanso aumenta para a montante, as velocidades no lago aumentam e uma maior quantidade de sedimentos passa a se escoar para jusante (CARVALHO, 2008; MORRIS e FAN, 2010).

Sedimentos que se depositam pela influência do reservatório podem se estender para montante e para jusante, não se distribuindo uniformemente mesmo dentro do lago (Figura 7). A deposição de montante se denomina depósito do remanso (*backwater deposit*), em referência ao fenômeno hidráulico, sendo re-montante à medida que aumenta e, geralmente, sedimentos de granulometria maior, como areia. As deposições de dentro do reservatório são chamadas de delta (*del-ta*), depósito de margem (*overbank*) e depósito do leito (*bottom-set deposit*); o delta e depósitos na entrada do reservatório se formam com sedimentos grossos e os depósitos no interior do reservatório com sedimentos finos (CARVALHO, 2008; MAHMOOD, 1987; ICOLD, 1989; VANONI, 1977).

Considerando os diversos tipos de reservatórios esses depósitos têm diferentes comportamentos na sua formação. A Figura 7 apresenta a localização destes tipos depósitos e os principais problemas ocasionados.

Esses tipos de depósitos, apresentados na Figura 7, podem propiciar diferentes impactos ou consequências, mas fica notório que os depósitos começam assoreando o volume útil e posteriormente segue para o volume morto. Quando falamos nas consequências dos depósitos, devemos observar através de realização de perfis topobatimétricos, na qual será feita a classificação e a ocorrência na área de estudo para mensurar seus efeitos impactantes e optar por decisões corretas.

Figura 7- Esquema sobre a formação de depósitos de sedimentos nos reservatórios em delta e seus principais problemas

Fonte: Carvalho (2008)

Carvalho, (2008) e Coidado (2001) apontam as principais causas e consequências para os tipos de depósitos em lagos de barragens. Para os depósitos de remanso podem criar problemas de enchentes a montante, já os depósitos do interior do lago provocam a redução da capacidade do reservatório, sendo que a variação do nível d'água condicionará a formação do delta ou de depósitos de outras naturezas. A maior parte dos depósitos de delta reduz gradualmente a capacidade do reservatório, enquanto os depósitos de leito reduzem o volume morto. Parte do Delta também fica contida no volume morto. Os sedimentos que alcançam a barragem e passam pelas estruturas, como vertedores e condutos podem provocar abrasões nas estruturas, comportas, tubulações, turbinas e outras peças.

World Commission on Dams – WCD (2000) ressalta os impactos causados a jusante dos barramentos, uma vez que os corpos hídricos com menos sedimentos interferem nos processos geomorfológicos e nos ecossistemas destes locais.

O acúmulo de sedimentos no reservatório, caracteriza o seu assoreamento e com o passar do tempo os reservatórios perdem uma porcentagem da sua capacidade e função, sendo a de armazenamento de água para os mais diversificados fins.

4.7. Granulometria

Análise granulométrica dos solos ou simplesmente granulometria é o processo laboratorial que visa determinar em faixas, pré-estabelecidas, o tamanho dos grãos e a percentagem em peso que cada fração possui em relação à massa total da amostra em análise. De uma forma geral, a parte sólida dos solos é composta por um grande número de partículas que possuem diferentes dimensões.

A distribuição granulométrica (Figura 8) é representada através de uma curva que possibilita assim a determinação de suas características físicas. As frações granulométricas são divididas de acordo com as dimensões das partículas compreendidas entre determinado limite convencional. Nesse sentido, na Figura 8 estão apresentadas as classificações adotadas pela ASTM (*American Society for Testing Materials*), AASHTO (*American Association for State Highway and Transportation Officials*), ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) e MIT (*Massachusetts Institute of Technology*) (TAVARES, PINHEIROS e SOARES, 2006). Nesta pesquisa foi adotada a classificação segundo a ABNT.

De acordo com a definição da ABNT para a análise granulométrica, os aspectos e efeito do tamanho das partículas sobre a acumulação de algumas espécies metálicas deve ser observado na fração $\geq 63\mu\text{m}$ (silte e argila).

Os sedimentos contaminados frequentemente mostram um enriquecimento similar de metais nas frações mais finas, (silte e argila), contudo, existem situações nas quais os metais contaminantes atingem as frações mais grossas do solo. Os resultados obtidos por Garlipp (2006) mostram a importância de se analisar a fração fina para a obtenção da concentração dos

metais traço, uma vez que, aliada a abundância de matéria orgânica favorece a sorção de metais-traço às partículas de sedimento.

Figura 8- Escalas granulométricas adotadas pelas ASTM, AASHTO, MIT e ABNT

Fonte: Adaptado de Tavares, Pinheiros e Soares (2006)

4.8. Qualidade dos sedimentos urbanos frente aos processos de urbanização

As modificações antropogênicas em áreas urbanas podem implicar em diversos passivos ambientais no aspecto hidrológico, onde a qualidade da água seja ela superficial ou subterrânea estará sujeita a degradação. Poletto e Castilhos (2008) trazem como as principais implicações a perda de qualidade dos recursos hídricos o lançamento de efluentes (domiciliares, industriais ou provenientes das atividades agrícolas), sendo considerada sua deposição no corpo hídrico na forma líquida e sólida ou ainda que possam infiltrar através do solo. A impermeabilização do solo contribui para o carreamento dos poluentes através do escoamento superficial. Substâncias nocivas à saúde do ambiente podem estar agregadas ao sedimento escoado e conter elementos como metais, hidrocarbonetos e organoclorados, consequentemente podem levar a contaminação do corpo d'água receptor (METRE; MAHLER, 2003). A Figura

9 apresenta algumas das fontes de produção de sedimentos e contaminação a qual estão expostos no carregamento até os corpos d'água.

Figura 9 – Origem e destinação dos sedimentos em ambientes urbanos

Fonte: Taylor (2007) e Poletto e Laurenti (2007)

Segundo Elder (1988), os metais podem ser encontrados em uma diversidade de formas e compartimentos biogeoquímicos, sendo íons hidratados ou livres, coloides, precipitados, adsorvidos a fase sólida e na forma de complexos de coordenação com diferentes ligantes orgânicos e inorgânicos. Segundo Pardos *et al.* (2004), os sedimentos contaminados são os maiores contribuintes para a degradação dos ecossistemas lacustre, é de fundamental importância que se conheça o seu comportamento e toxicidade, para atuar na preservação dos recursos hídricos.

Para Muller *et al.* (1977), os contaminantes em ecossistemas aquáticos podem ser investigados analisando parâmetros como a água, partículas de sedimentos em suspensão ou então os sedimentos. Lemes (2001) diz que por se tratarem de compostos orgânicos e inorgânicos, os sedimentos de um corpo d'água estão propensos a céleres trocas em sua composição com a coluna de água, caracterizam uma importante ferramenta no meio de avaliar os níveis de poluição presente no ecossistema.

Os metais, estão presente no ambiente natural e podem ser intensificadas por atividades antropogênicas e colaborar significativamente para a elevação da concentração no ambiente (SINGH *et al.*, 2005; SKJELKVALE *et al.*, 2001). Segundo Baird (2002), os elementos traço possuem sua densidade alta quando comparados com outros materiais, se caracterizam muitas vezes por causar riscos à saúde humana e se agregam às partículas de sedimentos ou solo em sua deposição final. Os condicionantes da bacia hidrográfica e corpos d'água são determinantes para a flexibilidade e a disponibilidade destes elementos traços na água (SKJELKVALE *et al.*, 2001).

É possível observar que, quando um metal-traço entra em um corpo d'água, ele está sujeito a inúmeros processos físicos, químicos e biológicos controlados pela hidrodinâmica local, que pode resultar na mudança da sua partição geoquímica, estabelecendo-se um equilíbrio entre as fases dissolvida e particulada. Assim, este material particulado pode servir como fonte de metais dissolvidos para coluna d'água, ou como removedor de metais dissolvidos por adsorção no material particulado em suspensão.

No material particulado a adsorção dos metais geralmente é seguida pela floculação, sedimentação e deposição do sedimento. Os sedimentos são reservatórios dinâmicos dentro de um ecossistema, e também podem estar sujeitos a uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos, responsáveis pela reciclagem desses elementos metálicos na coluna d'água (CABELO-GARCÍA; PREGO, 2003).

Segundo Cabelo-García e Prego (2003), os metais podem se adsorver na superfície dos colóides, tanto os orgânicos como nos inorgânicos, por meio das forças eletrostáticas, estando, portanto, envolvidos na adsorção não específica. Na fase dissolvida, os colóides dependendo do equilíbrio com a fase particulada, podem receber contribuições importantes de metais oriundos das regiões entre a coluna de água e sedimentos. Na fração dissolvida, o metal pode circular e pode sofrer complexação por ligantes orgânicos, como a matéria orgânica dissolvida ou complexação por ligantes inorgânicos, como carbonatos, hidroxila, sulfetos, entre outros.

4.9. Contaminação e enriquecimento dos sedimentos por metais

Os metais ocorrem naturalmente nos solos. Sua composição depende, principalmente, do material de origem em seu processo de formação, composição e proporção dos componentes de sua fase sólida (FADIGAS *et al.*, 2002).

As regiões industriais e urbanas estão se deparando com contaminação de solos por metais e vem trazendo agravantes, como os passivos ambientais (HANESH e SCHOLGER, 2002). No entanto, a preocupação com o ambiente natural não se fez presente durante muitos anos, tendo como resultado problemas ambientais de grandes dimensões (GÓIS, FARIAS e ARAUJO, 2008).

Nas últimas décadas acentuou-se a preocupação quanto à contaminação e poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas devido à grande expansão urbana e industrial (MEURER, RHEINHEIMER e BISSANI, 2010).

Os metais estão presentes naturalmente em solos e nos recursos hídricos, sendo superficial ou subterrâneo, o aumento em sua concentração pode ser ocasionado tanto por processos naturais quanto por atividades antrópicas (GUILHERME *et al.*, 2005).

Segundo Alloway (1990) diversos estudos de metais em ecossistemas indicaram que grandes áreas próximas a complexos urbanos, metalúrgicas e rodovias apresentam altas concentrações desses elementos. Metais acumulados nos solos esgotam-se lentamente por processos de absorção pelas plantas, lixiviação ou erosão (KABATA-PENDIAS e PENSAS, 2001).

4.10. Digestão da Amostra ou Abertura da amostra

A primeira etapa de uma análise química consiste em submeter a amostra a um tratamento adequado, visando a sua preparação para progredir nas etapas que formam uma análise química (ARRUDA e SANTELLI, 1997).

A quantidade total de metais presentes no sedimento altera-se bastante em função do material de origem, características e o sistema de manejo a que ele foi submetido, do tipo de metal, de outros elementos presentes, entre outros fatores. A determinação dos teores totais de elementos em sedimentos é uma importante ferramenta para monitorar a poluição ambiental.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (US-EPA) possui métodos muito utilizados para a digestão de amostras de solos, sedimentos e resíduos, sendo o procedimento de digestão, seguindo o método da EPA 3050, se dá pelo ataque por ácido nítrico e água oxigenada, liberando os metais ligados à matéria orgânica, óxidos e outras frações minerais, com exceção da silicatada. Segundo Abreu, Andrade e Falcão (2006), sua principal desvantagem é o tempo muito longo para completar a digestão, podendo provocar riscos de perdas e contaminações.

Outro método bastante eficiente é o conhecido como Água Régia, mistura fortemente oxidante e tem a capacidade de dissolver até mesmo metais nobres, porém não dissolve totalmente silicatos. Oliveira, Tavares e Mahler (2008) estudando a eficiência dos métodos de análise do teor total de metais (Água Régia, EPA – 3051 e 3052), concluíram ser a “Água Régia” a mais apropriada. No entanto, cabe ressaltar que o método EPA 3050 é um método oficial, reconhecido e amplamente utilizado nos Estados Unidos e por muitos órgãos ambientais do mundo. No Brasil, vários Estados utilizam esse método para poder comparar os teores determinados metais.

4.11. Análise Espectrometria de Emissão com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP OES)

Análise através da técnica de Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP OES) surgiu na década de 70 e foi inicialmente desenvolvida como alternativa à Espectrometria de Absorção Atômica (EAA) e outras técnicas como Espectrometria de Emissão Atômica por arco e centelha. O ICP OES, comparado à EAA, por exemplo, tem somente cerca de metade de sua história comercial e um décimo ou menos de número de unidades em operação no mundo. Apesar disso, os aperfeiçoamentos do instrumento e novas aplicações para o plasma estão ocorrendo em velocidade mais elevada (PETRY, 2005).

Esta técnica é tradicionalmente utilizada para a análise de solos e sedimentos. A técnica de ICP OES tem sido aplicada frequentemente, pois oferece uma grande série de vantagens, como por exemplo, a análise multi-elementar simultânea, uma alta sensibilidade e precisão nos resultados, sempre com rapidez na execução da técnica. Esta técnica permite ainda, determinar desde as baixas concentração de metais e não-metais até as maiores concentrações.

Segundo Harper e Oliveira (2006) e Medeiros (2009), o plasma é uma fonte que produz alta temperatura, onde minimiza efeitos de matriz e produz uma sensibilidade adequada para maioria dos metais e não-metais, em diferentes faixas de concentração. Essa técnica de análise, é aplicável e permissível para a determinação de sólidos, líquidos e gases e tem a capacidade de produzir resultados rápidos e úteis para controle de processos, tais como, a contaminação de sedimentos, solo, entre outros.

4.12. Relação dos sedimentos associados aos níveis de poluição (Background)

Os sedimentos são uma referência à condição de saúde de um sistema aquático, pois estes atuam como um depósito para acumulação dos contaminantes. O estudo das colunas sedimentares, “CORES”, seguindo o princípio da superposição das camadas geológicas, pelo qual as camadas sedimentares são depositadas em uma sequência de tempo, com o estrato mais antigo no fundo e o mais novo no topo, podendo fornecer o registro histórico das substâncias oriundas de atividades antrópicas, que se desenvolveram na bacia hidrográfica ao longo dos últimos anos (MÜLLER, GRIMMER e BÖHNKE, 1977).

Para validar os estudos é necessária a identificação dos níveis de base desses elementos na área. Essas amostras, denominadas *background*, possibilitam inferir sobre o enriquecimento de sedimentos por poluentes a partir da determinação de seus níveis naturais, e podem ser obtidas em amostras da base de testemunhos sedimentares lacustres, ou em áreas vegetadas preservadas na área em que se realizará o estudo. A concentração natural dos elementos no solo, também chamada de fundo geoquímico local, é derivada principalmente do material de origem da área, associado aos processos que atuaram na sua formação geoquímica (MALLMANN, 2009).

Segundo Poletto (2007), para a avaliação dos níveis de metais encontrados nas áreas de estudo é muito importante a utilização de valores de *background* locais. Estes podem ser obtidos através de amostras compostas coletadas em áreas vegetadas sem alterações antrópicas ou do fundo de lagos, ou seja, áreas que não foram afetadas por descargas de contaminantes (OMEE, 1993).

As concentrações totais de metais contidas nesses sedimentos coletados nas áreas de *background*, possibilitam informações importantes sobre os níveis originais dos metais presentes no sedimento antes das ações antropogênicas (BUYKX *et al.*, 2000). A utilização de concentrações dos *backgrounds* pode ser útil tanto para comparações entre os resultados de estudos em áreas degradadas, quanto para a tomada de decisões quanto a remediação de áreas contaminadas ou potencialmente contaminadas.

Nesse contexto, no estudo das colunas sedimentares torna possível a identificação da variação cronológica das atividades antrópicas desenvolvidas em uma bacia, bem como mensurar seus impactos sobre o ecossistema aquático.

4.13. Aspectos gerais sobre o Chumbo presente em sedimentos

O chumbo é o elemento químico de número atômico 82, pertencente à família do carbono, na tabela periódica. Seu peso específico varia de 11,2 a 11,4 g/cm³, dependendo se o metal é moldado ou laminado. O metal funde a 327°C e entra em ebulição a 1620°C, aproximadamente. É um elemento tóxico, assim como muitos dos metais.

O metal Chumbo possui característica como: metal cinzento, dúctil e maleável, sendo encontrado na água sob a forma solúvel, suspenso e em baixas concentrações devido à solubilidade; é um metal tóxico, que tende a se acumular nos tecidos do homem e de outros animais. O chumbo aparece na natureza principalmente como sulfeto de chumbo, carbonato de chumbo, sulfato de chumbo e clorofosfato de chumbo.

A presença, acima dos padrões ambientais, pode causar efeitos nocivos tais como: anemia, disfunção neurológica, enfraquecimento renal, irritabilidade; paralisia dos nervos; pressão sanguínea elevada, edema de papila, convulsão e coma; nefrite saturnina; cancerígeno,

mutagênico e teratogênico; intoxicações consideradas como não graves; problemas na descendência, desde a provocação de abortos, partos prematuros e crianças com problemas que incluem desde alterações no sistema nervoso até morte prematura.

A contaminação dos sedimentos por chumbo pode advir de forma natural ou geológica, como também através de atividades exercidas pelo homem (mineração, indústria e transporte). Sendo assim, o teor de chumbo nos solos varia de região a região: em regiões próximas às vias de tráfego intenso e de indústrias, os teores de chumbo são bem mais elevados que aqueles encontrados em áreas isoladas (LARINI, 1993).

Segundo Lourenço e Landim (2005), o chumbo é um dos metais de utilização industrial mais variada, presente, sobretudo em baterias. Como todo metal pesado, degrada-se muito lentamente no ambiente, persistindo durante décadas no solo e no fundo de rios, lagoas e represas, propiciando que os fatores promoventes da disponibilidade atuem sobre o metal.

Os principais fatores que afetam a disponibilidade de chumbo nos solos são a mineralogia, matéria orgânica, substâncias solúveis em água, presença de ligantes, conjunto de fases sólidas contendo o chumbo e que possam controlar sua solubilidade, pH da solução e composição mecânica do solo. Metais como Cr, Ni, Cu, Zn, Mo, e Sn, Ag, Cd, Hg e Pb possuem ciclos biogeoquímicos significativamente perturbados, sendo esses elementos de grande importância na regulamentação ambiental (SPOSITO, 2008).

4.14. Chumbo como traçador geocronológico

Os principais radionuclídeos, naturais ou antropogênicos, transportados pela atmosfera para os ambientes aquáticos e utilizados como traçadores em processos geocronológicos são ^{210}Pb , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu e ^7Be . Esses radiotraçadores são aplicados na datação referente a uma escala de tempo de poucos anos a algumas décadas (ARGOLLO, 2001; BONOTTO e LIMA, 2006).

O ^{210}Pb tem sido utilizado com frequência como traçador na datação de sedimentos em ambientes aquáticos referente a intervalos da ordem de 100 a 150 anos (BONOTTO e

LIMA, 2006; JETER, 2000; LIMA, 2006) e no estudo do comportamento dinâmico de metais poluentes (BASKARAN e NAIDU, 1995).

4.14.1. Isótopos do Chumbo

O chumbo possui três isótopos naturais estáveis pertencentes às séries (ou famílias) radioativas naturais que são: ^{206}Pb , ^{207}Pb e ^{208}Pb . Esses isótopos são os elementos finais das séries radioativas naturais do ^{238}U (série do urânio, Figura 10), ^{235}U (série do actínio) e ^{232}Th (série do tório), com a abundância na natureza dada por 24.1%, 22.1% e 52.4%, respectivamente. O ^{204}Pb é único isótopo radioativo natural que, devido à sua longa meia-vida, pode ser considerado estável, tendo abundância natural de 1,4% (MELLOR, 1958). O chumbo apresenta alguns isótopos radioativos presentes em todas as séries radioativas naturais. São eles: ^{210}Pb , ^{211}Pb , ^{212}Pb e ^{214}Pb , podendo ser observados através da Figura 10 onde apresenta a série de decaimento do urânio.

Dentre os isótopos radioativos, o ^{210}Pb apresenta a maior meia-vida, 22,26 anos, sendo esta uma das principais propriedades que se combinam para torná-lo um importante traçador geocronológico, permitindo a datação de sedimentos com idades recentes, (100-150 anos), sendo um radionuclídeo de ocorrência natural, com meia-vida relativamente longa, é facilmente encontrado no solo e nas rochas e contribui com a mais alta dose de radiação para o Homem.

Figura 10- Esquema do decaimento radioativo do ^{238}U

Fonte: Oliveira (2010)

4.14.2. Deposição de ^{210}Pb nos sedimentos

O ^{210}Pb está presente na atmosfera em decorrência do gás ^{222}Rn que escapa dos solos. Na atmosfera, o ^{222}Rn sofre transmutação através de uma sucessão de decaimentos de meia vida curta, até à formação do ^{210}Pb (Figura 11). Nos ambientes aquáticos, o suprimento se dá por precipitação atmosférica, assim como pelo decaimento do ^{226}Ra presente nas águas.

Figura 11 – Ciclo hidrogeoquímico do ^{210}Pb

Fonte: adaptada de Mozeto (2006)

Os átomos de ^{210}Pb presentes na atmosfera são removidos por precipitação úmida ou deposição seca e injetados na superfície das águas (neve, chuva, material particulado). Essa precipitação é considerada constante sobre cada unidade de área, para uma mesma região, sendo dependente de uma série de fatores que se relacionam com as características do solo, ventilação e índice pluviométrico (CAZOTTI *et al.*, 2006). No decorrer desse processo, o ^{210}Pb depositado nas superfícies aquáticas é adsorvido pela matéria sólida em suspensão, sendo adicionado aos sedimentos pelo fluxo de partículas de sedimentação.

O ^{210}Pb presente nos sedimentos proveniente da precipitação atmosférica é denominado ^{210}Pb “não produzido”, enquanto que o ^{210}Pb originado no ambiente aquático pelo decaimento do ^{226}Ra e incorporado aos sedimentos é denominado ^{210}Pb “produzido”. O ^{210}Pb total presente nos sedimentos é a soma dessas duas frações.

4.15. Datação Geocronológica com ^{210}Pb

Os modelos utilizados em datação geocronológica utilizando o ^{210}Pb procuram minimizar os problemas intrínsecos causados, principalmente, pela migração do sedimento, variações da taxa de sedimentação e compactação da coluna sedimentar. Ao longo da coluna sedimentar a concentração de ^{210}Pb não produzido diminui conforme a profundidade devido ao seu decaimento radioativo para ^{210}Bi , sendo que as camadas de sedimentos são formadas com regularidade cronológica que permite a sua datação (FIGUEIRA, 2007).

O método proposto por Goldeberg (1963) permite a determinação da idade de materiais geológicos, como os sedimentos, formados no máximo há 100 anos, visto o tempo de meia-vida do ^{210}Pb . Considerando isso, o ^{210}Pb tem sido usado para estudar a taxa de deposição de neve em vários ambientes, datar água doce recente e sedimentos lacustres ou marinhos. É importante considerar que os sedimentos lacustres possuem uma coluna sedimentar mais preservada em relação aos sedimentos marinhos que são mais perturbados normalmente pela ação das ondas e ventos.

Basicamente, o modelo a seguir tem sido utilizado para o cálculo da idade, em função da profundidade.

4.15.1. Método C.R.S. (*Constant Rate of Supply*)

Esse modelo (APPLEBY e OLDFIELD, (1978); GOLDBERG, (1963); ROBBINS, (1978); IVANOVICH e HARMON, (1992); NOLLER, (2000)) é aplicado quando a taxa de sedimentação não é constante ao longo do tempo, mas o fluxo de ^{210}Pb “não produzido” na interface sedimento/água permanece constante.

A formulação matemática utiliza uma integração dos valores das atividades levando em consideração a profundidade de uma determinada fatia do sedimento e a profundidade onde a atividade se torna desprezível (ALLEN *et al.*, 1993; MCDONALD e URBAN, 2007; TURNER e DELORME, 1996). Dessa forma, tem-se conforme Equação 1:

$$B_z = B_\infty \cdot e^{-\lambda t}$$

Equação 1

Onde B_z é a atividade integrada de ^{210}Pb “não produzido” desde a base da coluna sedimentar até uma profundidade z e B_∞ representa a atividade integrada em toda a coluna de sedimentos.

A idade do sedimento a uma profundidade z é, então, dada pela Equação 2:

$$t = (1/\lambda) \cdot \ln[B_\infty / B_z] \quad \text{Equação 2}$$

4.15.2. Quantificação do ^{210}Pb em sedimentos

A quantificação do ^{210}Pb presente nos sedimentos pode ser feita através de dois métodos: espectrometria gama e métodos radioquímicos (JIA, 2000; 2001). Nesta pesquisa foi utilizada o método radioquímico.

A espectrometria gama (SAKANOUE, YAMAMETO e KOMURA, 1987; STEPHEN e SCHERY, 1980) é feita através da contagem direta dos raios gama de baixa energia (46,5 keV) do ^{210}Pb com o auxílio de um sistema de espectrometria gama. Esse método apresenta simplicidade e rapidez na aquisição dos dados, não é destrutivo, não requer o uso de traçadores radioativos e possibilita a análise de diferentes radionuclídeos simultaneamente (DUARTE e BONOTTO, 2000; JIA, 2000; 2001).

Por outro lado, as baixas concentrações de ^{210}Pb , geralmente encontradas na maioria das amostras biológicas e ambientais (tipicamente 1 a 100 Bq kg⁻¹), a baixa energia da radiação emitida, a elevada radiação de *background* e a auto-absorção dos raios gama na amostra, representam obstáculos significantes para a utilização da espectrometria gama, uma vez que impossibilitam suficiente precisão nas medidas (JIA, 2000; 2001; STEPHEN e SCHERY, 1980).

Os métodos radioquímicos (DESIDERI, 1995; HOLTZMAN, 1987; JIA, 2000; 2001; JOSHI; ZINGDE, ZINGDE e DESAI, 1984; STEPHEN e SCHERY, 1980) apresentam alta sensibilidade, podendo ser empregados em pequenas quantidades de material amostrado. Entretanto, demandam um tempo bem maior, pois requerem um processo de separação química dos elementos e/ou a espera para o crescimento da atividade dos nuclídeos (JIA, 2000; 2001).

Estes métodos podem ser aplicados de três maneiras: (1) separação do ^{210}Po , produto de decaimento do ^{210}Pb , e contagem de sua atividade alfa (HOLTZMAN, 1987; STEPHEN e SCHERY, 1980); (2) separação do ^{210}Bi , do ^{210}Pb , e contagem de sua atividade beta (DESIDERI *et al.*, 1995) e (3) separação do ^{210}Pb e contagem da atividade beta do crescimento do ^{210}Bi (JIA, 2000; 2001; JOSHI, ZINGDE e DESAI, 1984).

4.16. Determinação da taxa de sedimentação pelo método do ^{210}Pb

O uso de isótopos radioativos, para a determinação de taxas de sedimentação e idade de sedimentos, é uma eficiente ferramenta em estudos geoquímicos, hidrológicos e limnológicos, pois estabelece escalas cronológicas para diferentes acontecimentos, permitindo seguir o traçado de processos naturais e artificiais e uma avaliação do impacto antrópico sob o ambiente.

Os sedimentos são de fundamental importância para se obter uma visão histórica da evolução que os sistemas naturais têm sofrido no tempo, pois uma grande quantidade de informação dos fenômenos que podem ter acontecido fica gravada nas diferentes camadas que o formam. É nas camadas mais superiores desse sedimento que se encontram as informações sobre a influência do grande aumento da atividade humana e industrial deste último século (ROBBINS, 1989; GATTI, 1997; MOREIRA *et al.*, 2003).

O conhecimento da taxa de acumulação dos radionuclídeos em ambientes lacustres e marinhos durante os últimos cem anos é de fundamental importância no entendimento de processos geoquímicos sedimentários e aquáticos. Em geral a interpretação de perfis químicos de sedimentos superficiais é limitada pela ausência do conhecimento das taxas de sedimentação (ROBBINS, 1978; APPLEBY e OLDFIELD, 1978; CAMPAGNOLI, MOREIRA e MAZZILLI 1998; ÁLVAREZ-IGLESIAS *et al.*, 2007).

Além disso, taxas de sedimentação baseados em métodos paleológicos, carbono-14 ou estratigráficos somente fornecem médias históricas envolvendo muitos metros de sedimentos. Tais medidas não são somente deficientes em precisão e detalhes, mas não podem refletir corretamente as taxas nos primeiros 20 centímetros ou mais do sedimento onde ocorrem

significantes trocas sedimento-água no tempo presente (ROBBINS e EGGINGTON, 1975; ROBBINS, 1978, 1989).

Dentre os vários métodos de datação existentes os mais utilizados são os baseados no desequilíbrio das séries radioativas naturais, urânio, actínio e tório, devido à longa meia vida dos nuclídeos que constituem estas séries, sendo possível obter-se intervalo de idade de 10^5 anos até a idade da terra (GOLDBERG, 1963; APPLEBY e OLDFIELD, 1978; NOLLER, 2000).

Entretanto para estudos de camadas de sedimento mais recentes, onde se encontra toda a informação da influência do grande aumento da atividade humana e industrial decorrente deste último século, utiliza-se um método de datação baseado na medida da concentração do nuclídeo ^{210}Pb (meia vida 22,3 anos), membro da série radioativa natural do ^{238}U , por fornecer intervalos de idade de 100 a 150 anos (GARCÍA-TENÓRIO, 1986; FAURE, 1986; GATTI, 1997; APPLEBY e OLDFIELD, 1978; SAN MIGUEL, 2001; NOLLER, 2000; DAMATTO, 2003, 2007, 2009).

A principal fonte de ^{210}Pb na atmosfera é, portanto, proveniente da emissão do radônio das massas continentais (ROBBINS, 1978). Quando o ^{210}Pb de origem atmosférica precipita, decai com sua própria meia vida, pois se encontra isolado da série radioativa. Adicionalmente nos sistemas onde se acumula o ^{210}Pb precipitado como sedimentos, gelo, também existe uma fração do mesmo radionuclídeo de origem do decaimento do ^{226}Ra presente no material que está em equilíbrio secular com o ^{226}Ra decaindo com igual meia vida. Esta fração é conhecida como ^{210}Pb não produzido enquanto que a fração que precipita como ^{210}Pb produzido.

Portanto a partir da concentração de ^{210}Pb produzido existente em um perfil de sedimentos pode-se conhecer a taxa de sedimentação e datar, mediante a aplicação de modelos matemáticos, as diferentes camadas do mesmo à medida que sua atividade decresce com a profundidade. A quantidade de ^{210}Pb produzido é determinada a partir da expressão:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{total}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{não produzido}} + ^{210}\text{Pb}_{\text{produzido}}$$

Determinando-se o $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ e $^{210}\text{Pb}_{\text{n\~ao produzido}}$ existente em cada uma das camadas do sedimento obtém-se o $^{210}\text{Pb}_{\text{produzido}}$. Após estas determinações, aplica-se um modelo matemático que mais se ajuste às características do local de estudo para se proceder aos cálculos da taxa de sedimentação.

A taxa de sedimentação de massa ($\text{g cm}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) quando o sedimento foi depositado na profundidade z é apresentada pela Equação 3 (LIMA, 2000; MCDONALD e URBAN, 2007; SANCHEZ-CABEZA *et al.*, 2000):

$$r = \lambda \frac{Bz}{Cs} \quad \text{Equação 3}$$

Onde Cs (unidade de atividade/g) é a atividade de ^{210}Pb “não produzido” presente na camada de profundidade z , sendo, portanto, Bz em unidades de atividade por cm^2 e λ é a constante de decaimento radioativo do ^{210}Pb ($0,0311 \text{ ano}^{-1}$).

4.17. Caracterização do avanço da urbanização por métodos Geotécnicos (SIG)

Com o aumento de estudos no âmbito da geocronologia, o uso de geotecnologias surge como ferramenta multidisciplinar aplicável principalmente no que tange a dinâmica espacial, temporal e gerenciamento ambiental, fornecendo o apoio necessário às pesquisas que pretendem correlacionar a expansão urbana, o acúmulo de sedimentos junto as fontes ativas de contaminação antropogênica que podem ser lixiviadas até os recursos hídricos presentes na bacia hidrográfica.

O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, define o sensoriamento remoto como a coleta de dados sobre um objeto ou fenômeno sem que ocorra contato físico entre o mesmo e o coletor. Estes dados advêm da interação com a radiação eletromagnética, refletida ou emitida pelo objeto em estudo. São os sistemas sensores, instrumentos principais do sensoriamento remoto, responsáveis pela captação desta radiação e conversão para uma forma que possibilite análises e interpretações (MOREIRA, 2001).

Neste sentido, Segundo Câmara (2001), o Sistema de Informações Geográficas (SIG), é aplicado para sistemas que realizam o tratamento computacional de dados geográficos, imagens de satélite e/ou fotogrametrias que possam atuar na recuperação de informações não apenas com base em suas características alfanuméricas, mas também através de sua localização espacial, oferecendo aos pesquisadores obterem uma visão inédita do ambiente de trabalho, em que todas as informações disponíveis sobre um determinado assunto estão ao seu alcance, inter-relacionadas com base no que lhes é fundamentalmente comum, a localização geográfica.

Para Thum *et al.* (2006), as aplicações da técnica do SIG permitem ao pesquisador reconhecer as principais características do ambiente em épocas diferentes através da variabilidade temporal que as imagens de satélite podem datar, fornecendo recursos para a gestão e controle dos passivos ambientais, viabilizando a preservação através do seus mais diversificados usos e aplicações ao ambiente. O SIG será, nessa medida, uma ferramenta que permita dar respostas imediatas, através de análises permanentes e estabelecer evoluções do local de interesse.

Câmara (2001) orienta ainda que as diversas definições existentes mostram a multiplicidade de usos e visões possíveis dessa tecnologia e apontam para uma perspectiva interdisciplinar de sua utilização. Ainda é possível indicar as principais características de SIGs a partir desses conceitos:

- Inserir e integrar, numa única base de dados, informações espaciais provenientes de dados cartográficos, dados censitários e cadastro urbano e rural, imagens de satélite, redes e modelos numéricos de terreno;
- Oferecer mecanismos para combinar as várias informações, através de algoritmos de manipulação e análise, bem como para consultar, recuperar, visualizar e imprimir o conteúdo da base de dados georreferenciados.

A Figura 12, mostra de modo esquemático, as características principais do Sistema de Informações Geográficas - SIG, identificando os principais dados de entrada e saída, através das análises dos dados.

Figura 12 – Modelo representativo da aplicabilidade da tecnologia SIG

Fonte: adaptada de <http://www.fatorgis.com.br>

A tecnologia SIG tem sido usada por vários setores que tratam da questão ambiental como importante ferramenta para o planejamento ambiental, pois a avaliação integrada de um grande número de variáveis se torna possível e simplificada com o uso deste sistema; permite a rápida geração de informações intermediárias e finais, além da inclusão de variáveis anteriormente não pensadas, visto que possibilita novas interações a qualquer momento.

Para o melhoramento da gestão urbana no que tange o planejamento das atividades antropogênicas dentro da bacia hidrográfica de interesse se faz necessária a utilização de tecnologias computacionais que possibilitem a sistematização de grande quantidade de informações de natureza distinta. Diante dessa complexidade de dados e informações, os Sistema de Informações Geográficas (SIG) são instrumentos potenciais e eficazes na elaboração de diagnósticos e cenários sobre o ambiente construído, que permitem, a partir de análises espaciais, embasar propostas de intervenções eficazes para o gerenciamento dos passivos ambientais. Dentre as vantagens de se adotarem abordagens automatizadas para tais processos, destacam-se a confiabilidade e a reprodutibilidade dos resultados, que podem então ser organizados e facilmente acessados sob a forma de bases de dados digitais (SAUNDERS, 1999).

5. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

5.1. Interferências antropogênicas na Represa Mãe d'Água

Segundo Fujimoto (2001), a represa Mãe d'Água foi inaugurada em 1962 pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento e toda água drenada pela bacia tem como exutório a represa. O intuito da construção da barragem, visava suprir as necessidades do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) e as granjas experimentais da Faculdade de Agronomia, ambos com sede na Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

No presente momento a área de estudo encontra-se predominantemente caracterizada por uma ocupação residencial, dominando a população advinda de fontes difusas. Conforme os estudos realizados por Poleto (2007), houve no passado uma importante indústria metalúrgica, que atraiu migrantes pioneiros da Bacia do Lago Mãe d'água. A metalúrgica Heraud, segundo Escobar (2014), teve como principal demanda o fornecimento dos componentes metálicos para a travessia Getúlio Vargas (Ponto do Guaíba) e teve seu apogeu de produção entre os anos de 1956 - 1963. Tal fato histórico traz considerações relevantes no âmbito da geocronologia sobre a concentração dos metais traço presente nos sedimentos de base, notando que Bonetto (2014) data o decaimento da produção metalúrgica no final da década de 1970.

Fujimoto (2001), ao realizar um estudo pela METROPLAN (Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional), concluiu que por grande maioria, os resultados apontam para problemas relacionados ao meio físico, levantados na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA), esses decorrentes do uso e ocupação do solo, evidenciando a ocupação de áreas impróprias, sendo ausente o seu planejamento para o crescimento urbano e assim submete-se a um risco em potencial ao ambiente.

No município de Porto Alegre, em meados da década de 70, houve um aumento no desenvolvimento da malha viária urbana, estimulando a expansão do município e a interação com as cidades da região. Tal fato favoreceu principalmente a cidade de Viamão (FUJIMOTO, 2001).

Com a expansão da região de Porto Alegre em 1970, houve um crescimento de polos residenciais e industriais, sendo integrados com uma vasta malha viária, que proporcionou o crescimento de eixos periféricos que contrariou os propósitos, pois a princípio fomentava o desenvolvimento da área. Assim ficaram evidentes que nestes eixos estão atreladas características como a falta de planejamento, infraestrutura para um crescimento sadio do ecossistema ali presente.

Na Figura 13 é possível verificar a alta concentração da matéria orgânica presente no lago do barramento devido a turbidez e cor e constatados nas análises dos sedimentos por Fernandes e Poleto (2016), sendo perceptível a entrada dos esgotos, pois há a formação de grande quantidade de “espumas” após o vertedor da barragem juntamente com a coloração variável em tons de cinza e preto da água (influencia sazonal).

Figura 13 – Aspectos das águas no vertedor da barragem Mãe d’água

5.2. Caracterização da Área

O local escolhido para o estudo de caso, situa-se no estado do Rio Grande do Sul, região metropolitana de Porto Alegre, mais precisamente no município de Viamão, as coordenadas geográficas da barragem Mãe d' Água encontram-se na Figura 14. A barragem Mãe d' Água é um afluente do Arroio Dilúvio, importante curso d'água que se estende para o município de Porto Alegre, cortando-o no sentido Leste-Oeste.

Figura 14 – Localização e representação do represamento em estudo na Região Metropolitana de Porto Alegre- RS

A barragem Mãe d'Água é o exutório de quatro arroios, correspondendo a uma área de 352 ha e se situa no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. A Figura 15 representa a dimensão da bacia hidrográfica do barramento, caracterizando a localização e a área de estudo.

Figura 15- Carta imagem da bacia hidrográfica e área de estudo, base na imagem Quickbird do ano de 2003

Fonte: Cardoso e Poletto (2013)

A área encontra-se na porção sudeste do morro Santana como referência, apresenta características morfológicas como granítico, de forma alongada, com sentido NE-SW. A topografia local é suave com poucas elevações no terreno, o perfil do solo está diretamente relacionado com a rocha subjacente em virtude das suas propriedades texturais e a declividade das vertentes (ALVES, 2000). Através do levantamento de Reconhecimento de Solos do Rio

Grande do Sul realizado em 1973, a área é caracterizada por um solo do tipo Argissolo Vermelho – Amarelo Distrófico (STRECK *et al.*, 2002).

Ainda nesse contexto, há o predomínio de um clima subtropical, justificado, segundo Livi (1999), por estar inserida na latitude 30°S e a 100 km do Oceano Atlântico é classificada como clima subtropical úmido (Cfa). Segundo a classificação de Koppen e Geiger (1928), o clima apresenta grande variabilidade ao longo do ano, com temperatura média para os meses mais frios entre -3 °C e 18 °C e superior a 22 °C no mês mais quente (Janeiro/ Fevereiro). A precipitação é uniforme todo o ano, com totais superiores a 1200 mm conforme dados obtidos por Zurita e Tolfo (2000).

Segundo os estudos realizados por Fujimoto (2001) e Fujimoto (2002), identificaram que a represa Mãe d'Água foi inaugurada em 1962 pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento e toda água drenada pela bacia tem como exutório a represa. A bacia hidrográfica do reservatório Mãe d'Água encontra-se com grande parte de sua área de drenagem situada no município de Viamão, o que lhe garante estar inserida no contexto de formação e desenvolvimento urbano da Região Metropolitana de Porto Alegre.

Fujimoto (2002) publicou um estudo completo intitulado: “Alterações ambientais urbanas na área da bacia hidrográfica da barragem Mãe D'Água: evolução da ocupação e do uso da Terra” onde apresenta registros históricos advindos de moradores e técnicos envolvidos na obra de construção do reservatório e fotografias da época, reconstruindo o panorama ambiental anterior a construção da barragem, composta por matas ciliares preservadas, fauna abundante e pequenas bacias de acumulação construídas pelos próprios moradores, notando também que os primeiros loteamentos aprovados pelo poder municipal para a área da bacia foram da década de 1950. A referida autora verificou ainda que a poluição desmatamentos e a perda da biodiversidade do ecossistema local teve início por volta de 1964/65 e este fato, ao passar dos anos, tornou-se cada vez mais agravante, como podemos verificar nos dias atuais os níveis de poluição e/ou contaminação.

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1. Amostragem dos perfis sedimentares

Ao amostrar os perfis sedimentares de um lago, pode-se obter os registros históricos relacionado às modificações de uso e ocupação do solo da área, e com essas informações remeter a períodos ancestrais, nos quais não eram intensas as atividades antropogênicas até o período mais recente, fornecendo, portanto, um panorama evolutivo dos processos de degradação ambiental. Autores como: Appleby e Oldfield (1978), Noller, (2000), Mozeto (2006), Damatto (2010), Cardoso (2011) e Fernandes e Poletto (2017) citam essa relevância e realizaram estudos semelhantes a este aqui apresentado e executado. Seja sob os procedimentos de amostragem ou mesmo sobre as análises laboratoriais utilizadas.

A coleta das amostras foi realizada no dia 09/06/2014. Os pontos da coleta dos testemunhos foram planejados, buscando obter uma melhor distribuição espacial no lago e respeitando a hidrodinâmica do local. Os testemunhos foram amostrados e seus dados foram tabulados, como as coordenadas geográficas dos pontos, altura da lâmina d'água e o comprimento do perfil sedimentar de acordo com a Tabela 1. A Figura 16 apresenta a distribuição espacial dos testemunhos de coleta.

Tabela 1 – Informações dos testemunhos coletados

Amostra (Testemunho)	Coordenadas UTM (m) (Elipsóide WGS-84)		Lâmina d'água (m)	Comprimento do testemunho (m)
	X	Y		
T- 1	488716,3334	6672912,682	1,44	0,62
T- 2	488730,7589	6672942,861	0,40	1,66
T- 3	488718,1500	6672968,704	1,24	0,82
T- 4	488729,6452	6672984,722	1,48	0,58
T- 5	488700,2279	6672954,527	0,72	1,34
T- 6	488681,4642	6672977,900	0,44	1,62
T- 7	488647,9962	6672981,868	0,48	1,58
T- 8	488633,5455	6672976,312	1,00	1,06

Figura 16 – Distribuição espacial dos pontos amostrados no lago (Vista Geral dos pontos amostrados)

Fonte: Google Earth (2014)

A técnica empregada foi do amostrador de núcleo “*Core Sampling*”, descritas conforme os autores: Mozeto (2006), Damatto (2010) e Cardoso (2011) e expressa pelas Figuras 17 e 18. A técnica consiste em um conjunto de peças destacáveis, consistindo na introdução de um tubo cilíndrico de 75 milímetros de diâmetro rígido de PVC no sedimento de fundo, (Este estabelecido devido ao volume de amostras), assim, conforme o tubo é cravado no leito do corpo d’água, começa uma série de impactos no tubo, produzindo a perfuração e coleta do sedimento por meio de força manual, repetidas vezes, até que encontre uma barreira suficientemente sólida e que impeça a continuidade da penetração, objetivando a conformidade da amostra. A extremidade do tubo possui uma borda cortante, servindo para adentrar no sedimento e um retentor, o qual tem como função permitir a entrada da amostra e impedir sua saída.

Figura 17- Ilustração da amostragem de sedimentos de fundo pela técnica “Core Sampling”

Figura 18– Extração dos testemunhos no lago da barragem Mãe d’água

Para a coleta foi utilizada uma embarcação, que forneceu a devida segurança para o desenvolvimento desse tipo de atividade, garantindo a estabilidade necessária da tripulação e retirada dos testemunhos (Figura 18). A Figura 19 apresenta os oito testemunhos coletados que

posteriormente foram encaminhados para abertura, divisão em sub amostras, acondicionadas em potes estéreis de PVC e por destino final aos laboratórios para as análises de granulometria, metais e geocronologia.

Figura 19 – Testemunhos coletados e prontos para seguir ao laboratório

6.1.1. Processamento das amostras

O processamento das amostras teve início após a coleta, onde os testemunhos coletados foram transportados até o laboratório de análises de solo, sendo abertos na mesa esterilizada e com o ferramental desenvolvido para a excelência da abertura do tubo que preservava a amostra até o momento, conforme a metodologia preconizada por Cardoso e Poleto (2013), e as Figuras 20 e 21.

As amostras foram fatiadas com espessura de 2 centímetros, (Padrão estabelecido pelo laboratório do IPEN-USP, objetivando intervalos de 6 centímetros, sendo próximos entre as camadas sedimentares), gerando uma grande quantidade de sub-amostras (Figura 22).

**Figura 20 – Abertura do tubo de 75mm de diâmetro que preserva as amostras coletadas
(Testemunho 4)**

Figura 21 – Testemunho 4, aberto após a coleta na mesa de abertura esterilizada

Para as análises dos metais, geocronologia e granulometria, foram selecionadas as sub-amostras fatiadas com espessura de 2 cm, sendo presente um intervalo de 6 cm entre uma sub-amostra e outra, (Padrão estabelecido pelo laboratório do IPEN-USP, objetivando intervalos próximos entre uma sub amostra e outra extraídas das camadas sedimentares). Após a sub-amostragem, foram devidamente embaladas em postes esterilizados de material PVC e congelados conforme as Figuras 22 e 23.

Figura 22- Testemunhos 2, 3, 5 e 6 fatiados a cada 2 centímetros

Figura 23-Armazenamento das sub-amostras em recipientes estéreis de PVC

Nas sub-amostras que foram destinadas à investigação do enriquecimento por metais, evitou-se o contato com qualquer material metálico. Assim, as amostras foram embaladas em recipientes estéreis de material de PVC e acondicionadas para posteriores análises físicas e químicas.

6.2.Amostragem batimétrica dentro do reservatório Mãe d'Água

A batimetria do reservatório foi realizada em parceria com o corpo técnico do laboratório do Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica (CECO) situado no campus da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Para sua realização, foi utilizado um Ecobatímetro, trabalhando em conjunto com um GPS, ambos conectados em um computador, para a obtenção e processamento dos dados, juntamente com a adição de rádios comunicadores portáteis e do serviço de 5 pessoas para otimizar o processo de amostragem, além da utilização de umas das embarcações do Instituto de Pesquisas Hidráulicas.

O sistema do ecobatímetro monofeixe acoplado na embarcação (Figura 24) emite pulsos verticalmente para baixo a uma largura de feixe e taxa constante. Os ecobatímetros de monofeixe possibilitam uma precisão a nível submétrico em águas rasas (KRUEGER, 2005). Os sistemas batimétricos com ecobatímetros monofeixe efetuam um único registro de profundidade a cada pulso acústico emitindo pulsos de forma contínua, resultando em linhas ou seções batimétricas levantadas no percurso da navegação pré-estabelecido. Sua principal vantagem são menores custos e menor tempo de processamento. Sua precisão está associada com os equipamentos auxiliares acoplados ao sistema, podendo-se chegar a níveis subdecimétricos, ou seja, alta precisão na amostragem.

Figura 24- Utilização do Ecobatímetro monofeixe e GPS para amostragem

Os ecobatímetros monofeixe medem a lâmina d'água logo abaixo da embarcação. Desta forma, a fonte acústica emite um sinal na posição vertical ao longo da linha de investigação que retorna ao equipamento, e através do tempo de retorno, gera um perfil batimétrico sobre a sessão da área de estudo. Para tanto, faz-se necessário a determinação dos espaçamentos entre as sessões em que a embarcação irá percorrer sobre as águas do reservatório.

A determinação do traçado do percurso para se estabelecer as sessões pode ser observado através da Figura 25. Os percursos em que a embarcação prosseguiu foram estabelecidos a partir de observações das condições atuais do reservatório e assim, para que a embarcação percorresse sobre as “linhas” denominadas de sessões. Desta forma, foi determinado os espaçamentos das estacas entre as sessões de 10,00 em 10,00 metros para o reservatório devido ao perímetro e área atuais (Figura 25).

Figura 25- Traçado ou percurso realizado pela embarcação para amostragem ecobatimétrica sobre o reservatório

Após o processamento dos dados coletados em campo, obtêve-se as coordenadas, as profundidades e o nível d'água na unidade de metros. Para o georreferenciamento e registro da base cartográfica proveniente da amostragem em campo, adotou-se como pontos de controle o cruzamento de quadriculas UTM através da carta do IBGE em escala 1:50000. Seguiu-se os estudos, transformando as profundidades em cotas. Isto foi feito através da observação das cartas do IBGE, dados de projeto do reservatório disponibilizados na biblioteca do IPH-UFRGS

e por Fujimoto (2002). Para gerar as curvas de nível, utilizou-se o suporte dos softwares de geoprocessamento dos dados como o, AutoCad 2018, ArcGis 10.5, Surfer 11, Google Earth e Microsoft Office Excel 2014.

6.3. Cálculo do volume de reservação e assoreamento no reservatório

Para a execução das análises referentes aos cálculos dos volumes, foi observando as condições iniciais do reservatório sobre o ano de 1962, data da construção do reservatório e posteriormente o dimensionamento do volume de sedimentos assoreados até o ano de 2014, seguimos primeiramente com o planejamento e com as saídas de campo realizadas em 2014, 2015, 2016 e 2017, sendo realizadas 4 amostragens para conseguir o levantamento topobatimétrico do reservatório e obtenção dos dados para as referidas análises.

Posteriormente realizamos a escolha dos equipamentos disponíveis no laboratório do Instituto de Pesquisas Hidráulicas e conseqüentemente uma visita técnica para a elaboração de um pré-projeto de amostragem, com o intuito de garantir e otimizar as coletas e saídas a campos. Houve uma busca das referências bibliográficas sobre o histórico e construção do reservatório Mãe d'Água na biblioteca da Geociências e do IPH, departamentos localizados dentro da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e que possuem dados inerentes ao assunto em questão.

Aplicação da metodologia para a modelagem computacional no reservatório Mãe D'Água inferindo sobre o volume útil de projeto em 1962, volume útil em 2014 e o volume de assoreamento, foi desenvolvida com o auxílio de softwares: AutoCad 2018, AutoCad Civil 3D 2018 e Google Earth, que são especializados no campo do geoprocessamento e diretrizes para os cálculos que utilizam como base os dados referentes ao levantamento e processamento dos dados de campo. As amostragens batimétrica e dos perfis de sedimentos coletados, realização do levantamento de materiais bibliográficos juntados em pesquisas técnicas dentro da biblioteca da Geociências e do Instituto de Pesquisas Hidráulicas ambos localizados na universidade Federal do Rio Grande do Sul forneceram subsídios para a modelagem computacional do reservatório.

Após a compilação dos dados de campo e das pesquisas bibliográficas, foi realizado uma análise estabelecendo uma retrospectiva, por anos, através das fotogrametrias aéreas e imagens de satélites fornecidas por Cardoso e Poletto (2013) e imagens extraídas do Google Earth visando recuperar o perímetro do reservatório no ano de sua construção, em 1962. Os dados gerados nesta etapa foram exportados para o software AutoCad Civil 3D 2018.

O emprego do software AutoCad Civil 3D 2018 forneceu o subsídio para projetar e calcular as áreas e volumes do reservatório Mãe d'Água. Este software apresenta diversas funcionalidades para o projetista, colocamos em evidência sua aplicabilidade relacionada para o agrupamento e obtenção dos dados sobre o cálculo em reservatórios, extraindo resultados sobre a Cota; Área; Volume, fundamentais para a pesquisa. Foram geradas isóbatas ou curvas de nível espaçadas de 0,50 em 0,50 metro para cálculo do volume útil em 1962 e 2014. Para este espaçamento, entre as isóbatas visando o cálculo do volume assoreado, seguimos aos procedimentos referentes ao fatiamento dos perfis sedimentares encaminhados aos laboratórios, (adotamos o espaçamento entre as isóbatas de 8 em 8 cm para o interior do reservatório), com o objetivo de correlacionar com as demais análises e estabelecer parâmetros comparativos com a evolução da urbanização da bacia hidrográfica.

Nesse mesmo software, foi projetada e calculada a área referente a cada uma das isóbatas, a partir da cota mínima até a cota relacionada como nível normal que compõe o reservatório. Este dimensionou o volume útil em 1962 e 2014 e também o volume assoreado dentro do reservatório, através da metodologia instaurada por seus desenvolvedores, sendo ela a aproximação cônica. Os dados da cota, área e volume foram inseridos em planilhas e serão apresentados no item resultados.

O método de cálculo para a aproximação cônica oriunda do software AutoCad Civil 3D 2018, calcula o volume entre duas seções transversais através das áreas, que são adicionadas com a raiz quadrada de seu produto e sendo multiplicado pelo terço da distância entre as áreas para determinar o volume, conforme expresso pela Equação 4. Para o volume total corresponde ao somatório de todos os volumes parciais.

O método de Aproximação cônica é expresso pela seguinte Equação 4:

$$V = \left(\frac{h}{3}\right) \times (A_1 + A_2 + \sqrt{A_1 \times A_2}) \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

V – Volume entre duas isóbatas consecutivas;

h – Diferença de cota entre as curvas de nível;

A₁ – área compreendida pela isóbata;

A₂ – área compreendida pela isóbata.

Visando observar a metodologia que melhor se adapta a realidade local e com menor erro associado aos cálculos dos volumes optamos por aplicar, também, outro método de cálculo, sendo o cálculo do volume pela área média ou do inglês *Average and Area*, metodologia muito usual e descritas por autores como, Borland e Miller (1968); Kalff (2001); Barbosa *et al.* (2006) e Albertin *et al.* (2010), com o intuito de comparar e utilizar a melhor representação dos dados para os resultados, além de fornecer subsídios a estudos posteriores, com parâmetros sólidos para desenvolvimento de pesquisas correlatas.

Conceitualmente para a estimativa do volume de um reservatório a abordagem sugere que inicialmente sejam geradas as isóbatas para consequentemente obter os valores da área de cada uma delas e seguir aplicando a metodologia para estimar os volumes de interesse entre duas isóbatas consecutivas. A partir do dimensionamento das áreas das isóbatas obtidas, através do modelo projetado pelo software AutoCad Civil 3D 2018, foram gerados os dados para aplicação na formulação matemática corresponde ao método área média e obtermos os valores referentes as curvas cota-área-volume. A Figura 26 demonstra como decorre a proposta da metodologia área média.

Figura 26- Modelo Representativo; Cota e área para cálculo do volume em Reservatórios

Fonte: adaptada de Albertin *et al.* (2010)

O método de área média é expresso pela seguinte Equação 5:

$$V = \left(\frac{A_1 + A_2}{2} \right) \times (C_2 - C_1) \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

V – Volume entre duas isóbatas consecutivas;

A₁ – área compreendida pela isóbata;

A₂ – área compreendida pela isóbata;

C₁ – valor da Cota para a isóbata C₁;

C₂ – valor da Cota para a isóbata C₂.

O volume do reservatório, conforme ilustrado na Figura 26 pode ser compreendido pelo somatório de todos os volumes entre isóbatas.

6.4. Análise cronológica por ^{210}Pb

6.4.1. Abertura e digestão das amostras de sedimentos

O método de digestão total EPA-3052 foi selecionado para abertura dos sedimentos, conforme a metodologia e procedimentos usuais e preconizado por Mora (2015) e Mello (2016), considerado adequado para aplicações que requerem digestão total de amostras. Esse protocolo da *Environment Protection Agency* (USEPA) é aplicável para digestão assistida em microondas de matrizes sedimentares com digestão ácida em tubos pressurizados. A combinação ácida utilizada foi na proporção 3:1:1 de ácido nítrico (HNO_3), ácido fluorídrico (HF) e ácido clorídrico (HCl). Essa combinação é adequada para estabilização de altas concentrações de Ferro (Fe), Alumínio (Al), Prata (Ag), Bário (Ba) e Estrôncio (Sr) nas amostras solubilizadas.

Os ácidos utilizados na análise são concentrados de elevada pureza, afim de minimizar interferência nas amostras, e a utilização de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (30%) auxiliou na eliminação da matéria orgânica (EPA-3052).

O ácido nítrico (HNO_3) concentrado possui alta corrosão quando em contato com materiais sedimentares, reagindo com carbonatos, metais alcalinos e óxidos básicos formando sais. Por não liberar hidrogênio (este sendo um doador de prótons) é classificado como solução de forte corrosão. Devido à presença de óxido nítrico, reage ainda mais vigorosamente com outras substâncias. O HNO_3 é utilizado na digestão de amostras orgânicas, dissolução de metais e materiais biológicos (KINGSTON e JASSIE, 1988; KRUG, 2000).

O ácido fluorídrico é um ácido fraco que ataca facilmente materiais como silicato. O ácido clorídrico (HCl) reage com a maioria dos cátions metálicos de transição, podendo formar complexos fortes ou mais fracos. Não possui propriedade oxidante, mas quando misturado com HNO_3 (água régia), pode-se empregar na dissolução de materiais (KINGSTON e JASSIE, 1988; KRUG, 2000).

A solução ácida conforme a EPA-3052 permite solubilizar os elementos químicos que estejam associados às diversas frações geoquímicas, que incluem as frações adsorvidas, oxidáveis, trocáveis, reduzidas e residuais (fração associada à estrutura cristalina dos minerais), (FISZMAN, PFEIFFER e LACERDA, 1984; SASTRE *et al.*, 2002).

A medição dos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{210}Pb foram utilizados para determinar as datas e taxas de sedimentação. Estes radionuclídeos foram determinados em cada fatia do testemunho sedimentar. Para determinação radionuclídeos, utilizou-se 1,00 g das amostras, em duplicata, foram dissolvidos em mineral ácidos, HNO_3 conc. e HF 40%, e H_2O_2 30%, em um digestor de micro-ondas e submetido ao procedimento de radioquímica, onde Ra e Pb são precipitados como Ba (^{226}Ra) SO_4 e $^{210}\text{PbCrO}_4$ respectivamente.

As concentrações foram determinadas por contagem de alfa total para ^{226}Ra e ^{210}Pb através do seu produto de degradação, ^{210}Bi , através da medição da atividade beta total. Os rendimentos químicos foram determinados por análise gravimétrica. Ambos os radionuclídeos foram determinados em detector proporcional de fluxo gasoso de baixa radiação de fundo (MOREIRA *et al.*, 2003). As datas foram calculadas pelo modelo CRS (IVANOVICH e HARMON, 1992; NOLLER, 2000).

6.4.2. Determinação da idade do sedimento empregando o método C.R.S. (Constant Rate of Supply)

A formulação matemática utiliza uma integração dos valores das atividades das camadas dos sedimentos, onde deve ser levada em consideração a profundidade da amostra do sedimento extraído e a profundidade onde a atividade se torna desprezível (ALLEN *et al.*, 1993; MCDONALD e URBAN, 2007; TURNER e DELORME, 1996). Dessa forma, determina-se através da Equação 1.

$$B_z = B_\infty \cdot e^{-\lambda \cdot t}$$

Equação 1

Em que:

- B_z é a atividade integrada de ^{210}Pb “não produzido” desde a base da coluna sedimentar até à profundidade z ;
- B_∞ representa a atividade integrada em toda a coluna de sedimentos.
- λ : Constante de decaimento radioativo do ^{210}Pb ($0,0311 \text{ ano}^{-1}$).

A idade do sedimento a uma profundidade z é, então, dada pela Equação 2.

$$t = (1/\lambda) \cdot \ln[B_{\infty} / B_z]$$

Equação 2

Em que:

- t : É a idade da amostra do sedimento;
- λ : Constante de decaimento radioativo do ^{210}Pb ($0,0311 \text{ ano}^{-1}$);
- B_{∞} : representa a atividade integrada em toda a coluna de sedimentos;
- B_z : é a atividade integrada de ^{210}Pb “não produzido” desde a base da coluna sedimentar até à profundidade z .

6.5. Determinação da taxa de urbanização da bacia hidrográfica Mãe d'Água

Para avaliação da evolução da urbanização na área de estudo, foram utilizadas fotografias aéreas e imagens de satélite conforme a metodologia preconizada por Cardoso e Poleto (2013) atuantes na mesma bacia hidrográfica e reservatório em estudo.

Para obter as taxas de urbanização referentes aos anos de 1972 e 1991 os autores utilizaram as fotogrametrias das aéreas oriundas e disponibilizadas através dos órgãos de planejamento e gestão da Região Metropolitana de Porto Alegre.

Com o objetivo de avaliar o período de urbanização da área sobre o ano de 2003, utilizaram uma imagem do satélite Quickbird, com resolução espacial de 0,60 m, permitindo o monitoramento da evolução de atividades antropogênicas que exigem alta precisão, como o mapeamento urbano.

Para o ano de 2008, foi utilizado uma imagem do satélite sino-brasileiro CBERS, sensor HRC. A delimitação da microbacia foi feita no software Idrisi Taiga® a partir de um modelo de elevação digital (DEM) baseado nas isolinhas de 20 metros do mapa do Exército Brasileiro em uma escala de 1: 50.000 (Porto Alegre, MI 2987/2).

Por fim, para concluir o estudo de desenvolvimento urbanístico relacionados aos períodos de estudos, utilizamos o ano de 2014, data da coleta dos testemunhos sedimentares,

sendo empregada em análise a imagem de satélite extraída do Google Earth, software consolidado e muito utilizados em estudos ambientais, permitindo caracterizar a evolução da bacia hidrográfica relacionada à taxa de urbanização dos processos antropogênicos.

Sobre a evolução urbana do uso do solo, foram utilizadas duas categorias de classificação: uso antrópico e uso natural. Comparando os anos de estudo com as mudanças na bacia hidrográfica, sendo que o efeito antropogênico pode ser de fácil observação no que tange a urbanização, por exemplo: Construção civil, impermeabilização do solo, redução de áreas verdes, criação/substituição/aumento de pastos ou gramados ocasionando o desmatamento, entre outros.

6.6. Análise Granulométrica

As amostras foram enviadas para o laboratório do Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica (CECO) situado no campus da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) onde ocorreu a determinação das frações granulométricas (FERNANDES e POLETO 2017a).

A análise granulométrica foi realizada seguindo-se a NBR 7181 da ABNT (1984). A determinação da fração granulométrica dos sedimentos finos (partículas com diâmetros inferiores a 0,075 mm), foi realizada através do método da Pipeta, sedimentação, através da velocidade de queda das partículas das amostras em um meio líquido, sendo que para isso tomou-se como base a lei de Stokes, que correlaciona a velocidade de queda das partículas com o seu diâmetro. Através frações granulométricas obtidas foram classificados individualmente de acordo com a profundidade de cada sub-amostra, sendo expressos os resultados em escalas de tamanho.

No segundo momento, procederam a metodologia visando as sub-amostras de sedimento mais finas, (Silte e Argila) para obtenção da concentração dos metais zinco e níquel, para tanto, utilizaram uma peneira de PVC e náilon com malha de 63 μm , e a fração mais grosseira destas amostras foi dispensada, visto que a determinação dos metais consta na fração silte/argila (<63 μm) como recomendado pela Organização Mundial da Saúde (WHO 1982; HOROWITZ, 1991; POLETO e TEIXEIRA, 2006).

Esta metodologia consta no artigo intitulado “*PARTICLE SIZE CHARACTERIZATION AS A SUPPORT FOR SEDIMENT CONTAMINATION ANALYSIS*” publicado por Fernandes e Poleto na revista *Management of Environmental Quality*, v. 28, p. 462-476, 2017.

6.7. Determinação dos metais em sedimentos

Segundo Fernandes e Poleto (2016), foram encaminhados ao Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS para avaliação da concentração total dos metais zinco e níquel. Para o controle e garantia das análises os autores realizaram os procedimentos das digestões ácidas adicionando uma duplicata “1 branco” (amostra branca é feita utilizando os mesmos reagentes e procedimentos, mas sem a adição da amostra de sedimentos) para o controle de qualidade das análises (POLETO e GONÇALVES, 2006). Além disso, foram utilizados dois materiais de referência, cujas concentrações são conhecidas, adquiridos junto à USGS (*U.S. Geological Survey*): SGR-1b e SCO-1.

A metodologia descrita nos estudos de Fernandes e Poleto (2016) e Fernandes e Poleto (2017b) foi a digestão ácida, empregada conforme a EPA 3050, que é direcionada a análise de concentração de elementos inorgânicos em sedimentos, lodos e solos, e foi desenvolvida e adotada pela *U.S. Environment Protection Agency*. Esta metodologia envolve fortes digestões ácidas das amostras, dissolvendo quase todos os elementos que podem se tornar biodisponíveis. Por isto, elementos ligados em estruturas de silicatos normalmente não são dissolvidos por esse procedimento, já que normalmente estes não são móveis no ambiente (EPA, 1996).

Na etapa final do método foi realizada a leitura dos extratos das amostras resultantes das extrações no equipamento de espectroscopia de emissão indutiva de plasma acoplado (ICP-OES), marca Perkin Elmer, no Laboratório de Solos da UFRGS, conforme publicado nos artigos intitulados “*GEOCHEMICAL ENRICHMENT OF METALS IN SEDIMENTS AND THEIR RELATION WITH THE ORGANIC CARBON*” publicado por Fernandes e Poleto no *Journal International Journal of River Basin Management*, v. 15, p. 69-77, 2016 e “*CONCENTRATIONS AND ENRICHMENT OF METALS IN SEDIMENT CORES*”.

GEOCHEMISTRY AND CORRELATIONS WITH GEOACCUMULATION INDEX” publicado por Fernandes e Poleto na revista *Acta Scientiarum-Technology* v. 39, p. 349-356, 2017.

6.8. Controle de qualidade referente as amostras dos metais (Zn e Ni)

A determinação dos níveis de metais em dois materiais de referência padrões (MRP) do laboratório de solos da USGS com as amostras de referências Green River Shale (SGR-1b) e Cody Shale (SCo-1) da USGS, foi realizada por Fernandes e Poleto (2016) e Fernandes e Poleto (2017b) com o intuito de se garantir o controle da qualidade das análises (Tabela 2).

É possível verificar que os valores apresentados na Tabela 2 apresentam os valores sobre a média e seus valores estão dentro do desvio padrão de cada amostra certificada (SGR-1b e SCo-1), onde demonstra que a metodologia apresentou bom desenvolvimento ao emprego da digestão ácida e leitura das concentrações dos metais zinco e níquel e que apresenta resultados confiáveis.

Tabela 2 – Controle de qualidade para as concentrações de Zn e Ni

Elemento	Amostra certificada	Determinado neste estudo por ICP-OES
	Média $\pm$ DP	Média
Green River Shale (SGR-1b)		
Ni (mg kg ⁻¹)	29 $\pm$ 5	27
Zn (mg kg ⁻¹)	74 $\pm$ 9	77
Cody Shale (SCo-1)		
Ni (mg kg ⁻¹)	27 $\pm$ 4	24
Zn (mg kg ⁻¹)	103 $\pm$ 8	110

DP = Desvio padrão.

Fonte: Fernandes e Poleto (2016); Fernandes e Poleto (2017b)

6.9. Valores de background para metais observados

Fernandes e Poleto (2017b) realizaram análises sobre os valores de background para a área de estudo, com o objetivo de garantir e validar os resultados identificando os níveis de base desses metais na área. Essas amostras, denominadas *background*, possibilitam inferir sobre o enriquecimento de sedimentos por poluentes a partir da determinação de seus níveis naturais.

Os valores de *background*, utilizados nessa pesquisa, foram baseados no trabalho de Poleto e Martinez (2008). Os Autores obtiveram uma concentração média representativa das concentrações naturais dos metais analisados na área de estudo através de três amostras compostas (cada amostra era resultante de outras três sub-amostras da camada superior do solo). As coletas foram realizadas na região de cabeceira da bacia do Lago Mãe d'Água, no alto do Morro Santana, em áreas de mata que não apresentavam alterações antrópicas. Os valores obtidos para os metais Zinco e Níquel são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Valores de base dos metais-traço analisados

Metal-traço	Valores de <i>background</i> (mg.kg⁻¹)
Níquel	4,9
Zinco	47,4

Fonte: Poleto e Martinez (2008)

Conforme publicado nos artigos intitulados “*GEOCHEMICAL ENRICHMENT OF METALS IN SEDIMENTS AND THEIR RELATION WITH THE ORGANIC CARBON*” publicado por Fernandes e Poleto no *Journal International Journal of River Basin Management*, v. 15, p. 69-77, 2016 e “*CONCENTRATIONS AND ENRICHMENT OF METALS IN SEDIMENT CORES: GEOCHEMISTRY AND CORRELATIONS WITH GEOACCUMULATION INDEX*” publicado por Fernandes e Poleto na revista *Acta Scientiarum-Technology* v. 39, p. 349-356, 2017.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. Concentração granulométrica amostrada em Core's no reservatório Mãe d'água

Um dos principais fatores que controlam os processos de adsorção de metais em sedimentos é o seu tamanho de partícula (SIMPSON *et al.*, 2000). A área superficial específica (ASE) das diferentes frações de sedimentos varia em ordens de grandeza, alterando assim os números de sítios de adsorção dos contaminantes. A Tabela 4 apresenta as porcentagens das frações granulométricas areia, silte e argila dos diferentes testemunhos de sedimentos.

Podemos verificar a variação entre o tamanho das partículas em todos os testemunhos, com exceção de T4 que se faz mais homogêneo e caracterizando por predominância de franco-siltoso. Os testemunhos T1, T6 e T8 apresentam uma caracterização das partículas desde franco-siltosa partindo do fundo do testemunho, está próximo a camada colmatada rígida, até muito argilosa na superfície do sedimento.

Fornecendo uma análise mais detalhada sobre os resultados granulométricos do barramento Mãe d'Água, percebemos uma grande dispersão do tamanho de partículas em todos os testemunhos, com exceção de T4. Os testemunhos T1, T6 e T8 apresentam uma variação de partículas desde franco-siltosa próximo à camada colmatada até muito argilosa na superfície do sedimento onde está próximo ao contato com a água. Já o testemunho 4 apresenta uma textura franco-siltosa em todo seu perfil. Como partículas finas são aquelas que geralmente possuem maior ASE e sítios de adsorção e consequentemente os maiores teores de metais, maiores concentrações de Ni e Zn são esperadas nesses pontos do reservatório.

Tabela 4- Classificação granulométrica (%) em diferentes profundidades (cm) dos testemunhos amostrados

Classificação Granulométrica (%)												
PROFUNDIDADE (Centímetros)	T1			T4			T6			T8		
	AREIA	SILTE	ARGILA	AREIA	SILTE	ARGILA	AREIA	SILTE	ARGILA	AREIA	SILTE	ARGILA
0	0,18	44,84	54,98	5,18	74,07	20,75	43,86	41,65	14,49	4,08	40,56	55,37
8	1,25	37,95	60,80	0,22	77,09	22,68	38,24	46,80	14,97	1,18	42,02	56,80
16	0,32	51,22	48,45	8,84	69,87	21,29	32,61	42,88	24,51	0,34	44,55	55,12
24	0,50	58,02	41,48	9,69	73,39	16,92	0,04	31,36	68,60	0,57	33,77	65,66
32	0,50	67,42	32,08	8,23	72,34	19,43	0,07	18,17	81,77	0,87	39,34	59,80
40	1,01	55,88	43,10	3,74	71,34	24,92	0,06	53,99	45,95	1,05	54,46	44,49
48	0,64	70,11	29,24	31,76	55,01	13,22	0,01	30,07	69,92	0,65	63,09	36,26
56	1,12	79,63	19,25	33,14	56,44	10,42	0,01	38,86	61,13	0,38	55,08	44,54
64							0,01	44,48	55,51	0,01	49,31	50,68
72							0,77	56,13	43,10	0,08	57,10	42,83
80							0,18	49,57	50,25	0,83	66,49	32,68
88							0,00	43,21	56,79	6,72	62,19	31,09
96							0,02	48,84	51,13	8,53	70,15	21,31
106							0,08	55,88	44,04	5,88	79,38	14,75
114							2,39	60,26	37,35			
122							0,43	67,97	31,59			
130							0,86	69,50	29,64			
138							0,58	65,85	33,58			
146							7,62	67,18	25,21			

7.1.1. Concentrações total de zinco nos testemunhos de sedimentos

Os resultados referentes aos teores das concentrações totais para o metal zinco foram extraídos das pesquisas recentemente publicadas por Fernandes e Poleto (2016) e Fernandes e Poleto (2017b).

Segundo Alloway (2010), os teores totais de metais incluem todas as formas de determinado elemento no sedimento, seja ele na forma de íons ligados à estrutura cristalina de minerais primários e secundários; adsorvidos na superfície de minerais secundários como argilominerais, óxidos e carbonatos; complexados pelo estado sólido da matéria orgânica; ou na forma de íons livres na coluna d'água. Nas áreas urbanas, as partículas de poeira dispostas nas vias de tráfego entram em contato com os resíduos do desgaste e emissões dos veículos, que é uma das mais importantes fontes de metais-traço (SEZGIN *et al.*, 2003), especialmente do Zn^{2+} .

Na Tabela 5 estão os dados tabulados referentes as variações dos valores das concentrações de Zn. Diante dos resultados podemos observar o enriquecimento dos sedimentos por este metal mediante as deposições das camadas formadas em diferentes períodos. O testemunho T1 nas primeiras camadas próximas a superfície apresentou-se como o mais poluído, com 597 mg.kg^{-1} , em contrapartida o testemunho T6, apresentou a menor concentração no extrato em sua base (25 mg.kg^{-1}). Na análise de dados médios, T6 também aparece como o ponto de deposição em que os sedimentos apresentam menor associação ao metal-traço Zn e, T8, a maior. Os resultados em T1 apresenta valores de concentração em sua superfície que levam ao aumento da média a tendenciado devido a estes valores extremos.

É possível verificar que os valores apresentados na Tabela 5 apresentam bom desenvolvimento quanto a metodologia adotada sobre as concentrações dos metais e apresenta resultados confiáveis para a discussão e permitindo que haja correlações com os demais estudos aplicados nessa pesquisa.

Tabela 5 - Concentração de Zn (mg.kg⁻¹) nos sedimentos acumulados no Lago Mãe d'Água

PROFUNDIDADE (cm)	Zn (mg.kg⁻¹)			
	T1	T4	T6	T8
2	597	103	300	417
10	317	157	231	418
18	198	243	214	287
26	184	251	293	307
34	174	203	230	225
42	162	215	202	230
50	149	205	193	219
58	118	225	176	186
66			154	179
74			180	175
82			153	171
90			176	133
98			109	133
106			124	113
114			124	
122			97	
130			39	
138			34	
146			25	
Média	237	200	161	228
Desvio Padrão	156,67	48,69	78,84	97,32
Mínimo	118	103	25	113
Máximo	597	251	300	418

Fonte: Fernandes e Poletto (2017b)

A Figura 27 apresenta a distribuição vertical graficamente dos teores de zinco expressa em mg.kg⁻¹ nos testemunhos sedimentares T1, T4, T6 e T8, respectivamente depositados no lago do barramento Mãe d'Água. Podemos observar através do estudo realizados pelos autores Fernandes e Poletto (2016) e Fernandes e Poletto (2017b) que todos os testemunhos apresentaram valores acima do background local (47,4 mg.kg⁻¹), sendo que as ações antrópicas dentro da bacia hidrográfica podem explicar o aumento e/ou enriquecimento das concentrações de Zn nos sedimentos analisados.

Figura 27 – Distribuição dos teores de zinco em profundidade nos diferentes testemunhos de sedimentos do barramento Mãe d'Água

Fonte: Fernandes e Poleto (2017b)

Fernandes e Poleto (2016) identificaram que o testemunho sedimentar denominado por T4 apresentou uma exceção sobre os valores de enriquecimento, pois houve uma redução nos valores determinados para o metal zinco à medida que se aproxima a sua superfície. Tal fato pode ser justificado devido ao seu posicionamento dentro de reservatório, isto é, o testemunho sedimentar T4 está localizado em uma área sobre entrada do afluente que abastece o reservatório onde ocorre as maiores velocidades de escoamento, influenciando sobre o fluxo de sedimentos ali depositados. Podemos verificar e relacionar com as análises granulométricas de T4 que descreve a grande quantidade de materiais grosseiros, visto que a determinação dos teores de metais é realizada apenas na fração fina do mesmo (<63 µm).

Para todos os perfis sedimentares coletados e analisados neste estudo verificamos que apresentaram enriquecimento pelo metal Zn ao longo do processo de deposição sedimentar. De acordo com Alloway (2010), Zn é um elemento bastante notável por estar presente em quantidade relativamente elevadas quando comparado a outros metais, tais como cobre (Cu), chumbo (Pb) e níquel (Ni).

7.1.2. Concentrações totais de níquel nos testemunhos de sedimentos

Os resultados referentes aos teores das concentrações totais para o metal níquel foram extraídos das pesquisas recentemente publicadas por Fernandes e Poleto (2016) e Fernandes e Poleto (2017b) como subsídio para suporte fundamental as análises decorrentes nesta pesquisa.

Segundo Alloway (2010), elemento níquel é naturalmente encontrado em todos os tipos de rochas e está presente em toda a pedosfera variando desde quantidades traço até concentrações relativamente altas, quando comparado a outros elementos traço. Grande parte das fontes de Ni ocorrem através de emissões industriais e particulados oriundos da combustão de carvoarias e petróleo. A aplicação de dejetos e fertilizantes fosfatados também pode ser uma importante fonte de Ni em solos agrícolas. Ainda, segundo Alloway (2010), os teores de níquel na pedosfera são amplamente variáveis (0,2 a 450 mg kg⁻¹), com média global de 22 mg kg⁻¹.

Os dados obtidos nos estudos de Fernandes e Poleto (2016), foram tabulados referentes às variações das concentrações de Ni e estão apresentados na Tabela 6. O testemunho T1 nas primeiras camadas próximas à superfície apresentou-se como o mais contaminado pelo metal em questão, apresentando concentração correspondente a 17 mg.kg⁻¹, em contrapartida o testemunho 4 apresentou a maior concentração em sua base com 12 mg.kg⁻¹, conforme ocorre nas análises do metal zinco e se aplica as mesmas justificativas para tal decorrência e evolução. Na análise de dados médios, T6 se apresenta como o testemunho de deposição em que os sedimentos apresentam menor associação ao metal Ni, enquanto, comparado com o comportamento dos testemunhos, T1, T4 e T8, que apresentam a maior associação.

Tabela 6 - Concentração de Ni (mg.kg^{-1}) nos sedimentos acumulados no Lago

Mãe d'Água				
Ni (mg.kg^{-1})				
PROFUNDIDADE (cm)	T1	T4	T6	T8
2	17	5	13	14
10	13	7	13	14
18	11	11	13	11
26	11	11	13	13
34	12	9	11	13
42	8	11	10	12
50	9	12	11	12
58	8	12	9	10
66			8	11
74			9	11
82			10	11
90			10	9
98			8	9
106			10	9
114			9	
122			9	
130			3	
138			3	
146			2	
Média	11	10	9	11
Desvio Padrão	2,99	2,55	3,33	1,74
Mínimo	8	5	2	9
Máximo	17	12	13	14

Fonte: Fernandes e Poleto (2017b)

Os teores das concentrações do metal níquel oriundos da Tabela 6 presentes nos testemunhos de sedimentares do barramento Mães d'águas estão dispostos na Figura 28, sendo possível a verificação de que todos encontram-se acima dos valores do background local com valor igual a $4,9 \text{ mg.kg}^{-1}$. Tal comportamento deve-se à urbanização da área, visto que processos antropogênicos como a construção de loteamentos, industrialização e lançamentos de resíduos (líquidos, sólidos e gasosos) evidenciam o crescimento gradual das concentrações até a superfície com o passar dos anos e que representa a deposição mais recente as maiores concentrações. A exceção ocorreu na base do testemunho 6, com concentrações abaixo do valor de referência local, sendo que o mesmo comportamento foi obtido para o elemento Zn neste testemunho (vide Tabela 6).

Figura 28 – Distribuição dos teores de níquel (em mg.kg⁻¹) em profundidade nos diferentes testemunhos de sedimentos do barramento Mãe d'Água

Fonte: Fernandes e Poletto (2017b)

Comparando as análises da concentração dos metais analisados nos estudos de Fernandes e Poletto (2016), entre as linhas de distribuição das concentrações de Ni com as de Zn instauradas pelas Figuras 27 e 28, percebemos que houve um mesmo padrão de comportamento em todos os testemunhos. Portanto, da mesma forma que o Zn, os testemunhos T1, T6 e T8 apresentam um enriquecimento pelo elemento traço Ni. Fica iminente que as fontes antropogênicas têm influenciado e resultado em um aumento significativo nos níveis de Ni e Zn em solos e sedimentos. Autores como Utermann, Duwel e Nagel (2006) obtiveram resultados parecidos e identificaram a mesma causa-efeito.

A partir da avaliação do valor de background da área, verifica-se um incremento da presença desse metal contaminante ao decorrer das camadas sedimentares, paravelmente advindo de atividades antrópicas e presentes ao material sedimentar carregado para o reservatório. Os dados aqui levantados demonstram a existência de interação entre os sedimentos da área e aos compostos de níquel, mas expõe, também, uma possível fragilidade dessa interação, visto os padrões oscilantes de associação entre metal-sedimento ao longo da coluna sedimentar. A solubilização de compostos de níquel, é nitidamente correlacionada aos carcinogênicos, apresentando um possível risco ambiental que precisa ser avaliado.

Ao avaliar as fontes difusas de poluição, é imprescindível observar características de áreas urbanas residenciais e industriais, pois fornecem uma grande gama de poluentes ao ambiente, entre estes se destacam os metais-traço, apresentado no estudo dos metais analisados (Zn e Ni). A ausência de tratamento dos esgotos e a disposição inadequada destes resíduos fornecem uma grande carga de matéria orgânica, agente fundamental no controle dos processos de sorção e dessorção dos metais aos sedimentos.

7.2.Geocronologia por ^{210}Pb

Os testemunhos T1, T6 e T8 dos sedimentos do Reservatório de Mãe d'água apresentaram boa linearidade, constituindo um ambiente propício para o estudo cronológico. Na Figura 29 é apresentado o ano da cronologia de ^{210}Pb das camadas sedimentares depositados ao longo das décadas, em função da profundidade, as análises de geocronologia apresentaram uma boa linearidade, inferindo em bons resultados para o estudo, com R^2 para T1 igual a 0,92 e para T6 igual a 0,96 e T8 correspondente a 0,89.

Figura 29 – Geocronologia dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d' Água

O perfil ou testemunhos de sedimento amostrado no reservatório Mãe d'Água denominado por T1 corresponde a um período de acumulação geocronológica dos sedimentos com 35 anos, com a camada mais recente datada em 2014 e a mais profunda atingindo o ano de 1972 e sua taxa de sedimentação média foi de $1,77 \text{ cm.ano}^{-1}$.

O testemunho amostrado denominado por T6 apresentou idade de 42 anos e taxa de sedimentação média de $1,86 \text{ cm.ano}^{-1}$. A taxa de sedimentação apresentou ligeiras variações no testemunho sedimentar analisado, tal fato sugere que esta área do reservatório recebeu volumes de sedimentos produzidos pela bacia hidrográfica de maneira constante durante o período de deposição sedimentar identificado.

Para o testemunho de sedimento T8 coletado no reservatório, localizado próximo ao vertedor, identificamos que sua coluna sedimentar apresentou idade de 32 anos e sua taxa de sedimentação corresponde a $1,83 \text{ cm.ano}^{-1}$, sendo sua amplitude geocronologia corresponde aos anos de 2014 a 1982.

Os resultados apresentaram uma boa semelhança, demonstrando que esses testemunhos apresentam comportamento conservativo, confirmando que a aplicação da análise geocronológica através do traçador ^{210}Pb demonstra sua grande utilidade como traçador ambiental para estudos em sedimentos. É importante ressaltar que a granulometria dos sedimentos está correlacionada a análise geocronológica, uma vez que, concentrações do traçador geocronológico apresentaram correspondências com as maiores concentrações dos metais zinco e níquel, visto que a determinação dos teores de metais é associada a fração fina do mesmo ($<63 \mu\text{m}$) silte e argila e, por estarem localizados na mesma camada e testemunho sedimentar amostrado (T1, T6 e T8).

Ao longo das últimas décadas tem havido um aumento na pesquisa com base no uso destes radionuclídeos naturais no ambiente, principalmente em pesquisas que envolvam os sedimentos, como por exemplo os estudos publicados por Aguirre (2001); Godoy *et al.* (2002); Fávaro *et al.* (2006); Silva *et al.* (2011); Damatto *et al.* (2013).

A pesquisa realizada por Damato (2010) obteve resultados de geocronologia satisfatórios, onde realizou a amostragem de núcleos de sedimentos no reservatório do Rio

Grande que é responsável pelo abastecimento de água de quatro cidades (São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul, Santo André e Diadema) e tem sido seriamente afetada pela expansão urbana da região metropolitana de São Paulo, devido ao caótica urbanização e uso e ocupação do solo.

Dabous (2002) analisou testemunhos de sedimentos extraídos em um lago localizado Leon County, Florida. Suas pesquisas constataram um intervalo entre os períodos datados de 1929 – 1997, resultando em 68 anos de aporte de sedimentos no reservatório. Ele conclui a pesquisa identificando a causa-efeito do assoreamento e contaminação dos sedimentos sendo oriundas dos processos antropogênicos e obras de drenagem sob a bacia hidrográfica pertencente ao lago.

Nery (2009) realizou estudos sobre a geocronologia com o ^{210}Pb em núcleos amostrados no rio Amazonas e quando analisados apresentaram uma boa semelhança entre eles, demonstrando assim que esses elementos apresentam comportamento conservativo, confirmando sua grande utilidade como traçador ambiental. Portanto, ao longo das últimas décadas tem havido um aumento na pesquisa com base no uso destes radionuclídeos naturais no ambiente, principalmente em pesquisas que envolvam os sedimentos.

O estudo de sedimentos é recente e importante para rastrear as atividades do homem no ambiente, atuando na determinação dos impactados principalmente sobre nos últimos 150 anos, (limite confiável para a geocronologia com ^{210}Pb), este intervalo pode variar, dependendo das características locais da área e dos sedimentos pode se chegar a ordem de até 150 anos.

7.3. Taxa de Urbanização na bacia hidrográfica do reservatório Mãe d'Água

Para a avaliação da evolução da urbanização na área de estudo foram utilizados dois tipos de produtos de sensoriamento remoto: fotografias aéreas e imagens de satélite, que foram integradas em um banco de dados geográficos através do pacote de aplicativos ArcView® versão 9.2 de acordo com estudos realizados por Cardoso e Poleto (2013).

Foram utilizadas duas fotografias aéreas datadas em 1972 e 1991, levantamentos bibliográficos sobre a área, imagens de satélite (QUICKBIRD) adquiridas por Poleto (2007),

Cardoso e Poletto (2013), e as imagens do satélite sino-brasileiro CBERS data 2008, e por fim utilizamos imagens de satélite fornecida pela empresa Google Earth para representar os anos que foram detectados pela datação das amostras de sedimentos, assim reproduzindo um bom espaço-tempo para a análise desta pesquisa de acordo com a geocronologia.

Como exemplo do processo utilizado para a caracterização do uso e ocupação da bacia hidrográfica, a Figura 30 para o ano de 2014 (imagem do Google Earth) é apresentada a seguir a metodologia preconizada por Cardoso e Poletto (2013) observando e dimensionando as áreas relativas os seguintes dados: edificações, ruas pavimentadas e não pavimentadas e as constituídas por paralelepípedos, solo exposto, recursos hídricos, vegetações arbóreas, gramíneas e pastos totalizando os 352 hectares constituintes da bacia hidrográfica Mãe d'Água.

Figura 30 – Imagem Google Earth 2014 para interpretação do uso do solo no ano de 2014

Os números obtidos apresentam variações nas categorias avaliadas quanto aos dados verificados nos anos anteriores. Observamos que o processo de urbanização da bacia hidrográfica é intenso, apresentando padrões e tendência de crescimento e evolução da urbanização e refletindo negativamente no reservatório, como pode ser observado na Figura 30.

A Figura 31 identifica a evolução da taxa de urbanização na bacia hidrográfica de estudo de 1972 a 2014 (dados em Anexo), podendo ser observado o crescimento da urbanização e a redução das áreas naturais. É possível constatar que o processo de urbanização se encontra em uma linha de tendência crescente, sendo justificada devido aos últimos anos ocorrer um aumento no uso e ocupação do solo em áreas onde a vegetação nativa foi removida. Portanto ocorre o aumento da urbanização e com o crescimento das famílias que habitam o local e a falta de alternativas locais para a população de baixa renda fizeram com que se desenvolvessem pequenos loteamentos familiares, caracterizado por condições precárias e aglomeração de várias habitações no mesmo terreno.

Figura 31– Histórico da urbanização Bacia da represa Mãe d’água entre os anos de 1972 a 2014

Na atualidade, a área da bacia hidrográfica do reservatório Mãe d'Água, objeto deste estudo, está predominantemente caracterizada por uma ocupação residencial estabelecida em toda sua extensão e perímetro.

O uso e ocupação do solo na bacia diante do cenário e condições apresentadas, propicia o aumento da geração dos passivos ambientais, como por exemplo os poluentes orgânicos e inorgânicos, oriundos de fontes pontuais e/ou difusas. Além dos contaminantes, devemos nos atentar as áreas com solo descobertos, desmatamentos, impermeabilização do solo, pois estes, propiciam efeitos degenerativos, como a erosão e aumento da produção de sedimentos que através do escoamento superficial, ação do vento ou deslizamentos lixivia todo esse material e resulta no assoreamento dos recursos hídricos presente na bacia e a contaminação do ecossistema.

7.4. Correlações dos metais zinco e níquel com as taxas de urbanização da bacia hidrográfica Mãe d'Água

Os testemunhos T1, T6 e T8 dos sedimentos do Reservatório de Mãe d'água foram submetidos a análises de correlações simples (Pearson), visando estabelecer modelos representativos entre as amostras de sedimentos entre os dados de metais e taxa de urbanização, resultando em informações consistentes para averiguação do histórico da urbanização presente na bacia do reservatório Mãe d'Água.

Nas Tabelas 7 e 8 estão disponibilizados os valores das concentrações de metais zinco e níquel assim como os resultados dos estudos da evolução da urbanização. Tais valores foram utilizados para gerar os estudos das correlações.

Observamos que as profundidades dos testemunhos estão correlacionadas com as concentrações dos metais analisados, notamos que os menores valores associados aos metais Zn e Ni foram determinados próximo a camada colmatada rígida, e os sedimentos que apresentaram os maiores níveis de concentrações para os metais estão alocados nas camadas superiores, próximas a coluna d'água, sendo também as camadas mais recentes sedimentadas. Tais observações reflitam os valores de produção de contaminantes sobre a época e urbanização a qual a bacia passava evidenciando o enriquecimento em ordem cronológica.

Tabela 7 – Correlações entre os dados da Taxa de Urbanização e Zinco dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório

Mãe d' água

PROFUNDIDADE (m)	Taxa de Urbanização vs. Concentração de Zn (mg.kg ⁻¹)								
	Ano T1	Taxa Urb.	T1	Ano T6	Taxa Urb.	T6	Ano T8	Taxa Urb.	T8
0,00	2014	88,42	597,00	2014	88,42	300,00	2014	88,42	417,00
0,08	2003	84,07	317,00	2010	85,81	231,00	2012	86,31	418,00
0,16	1998	82,82	198,00	2008	85,31	214,00	2002	83,82	307,00
0,24	1997	82,57	184,00	2004	84,32	293,00	2000	83,32	287,00
0,32	1996	82,32	174,00	2002	83,82	230,00	1995	82,08	225,00
0,40	1994	81,83	162,00	1999	83,07	202,00	1994	81,83	230,00
0,48	1988	80,33	149,00	1998	82,82	193,00	1993	81,58	219,00
0,56	1982	78,84	118,00	1990	80,83	176,00	1990	80,83	186,00
0,64	1979	78,09	110,00	1989	80,58	154,00	1989	80,58	179,00
0,72				1988	80,33	180,00	1988	80,33	175,00
0,80				1987	80,08	153,00	1987	80,08	171,00
0,88				1986	79,83	176,00	1984	79,34	133,00
0,96				1985	79,59	109,00	1984	79,34	133,00
1,04				1983	79,09	124,00	1982	78,84	113,00
1,12				1983	79,09	124,00			
1,20				1980	78,34	97,00			
1,28				1974	76,85	39,00			
1,36				1973	76,60	34,00			
1,46				1972	76,35	25,00			
Média			223,22			160,74			228,07
Desvio Padrão			152,58			78,84			97,32
Mínimo			110,00			25,00			113,00
Máximo			597,00			300,00			418,00

Tabela 8 – Correlações entre os dados da Taxa de Urbanização e Níquel dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório**Mãe d' água**

PROFUNDIDADE (m)	Taxa de Urbanização vs. Concentração de Ni (mg.kg-1)								
	Ano T1	Taxa Urb.	T1	Ano T6	Taxa Urb.	T6	Ano T8	Taxa Urb.	T8
0,00	2014	88,42	17,00	2014	88,42	13,00	2014	88,42	14,00
0,08	2003	84,07	13,00	2010	85,81	13,00	2012	86,31	14,00
0,16	1998	82,82	11,00	2008	85,31	13,00	2002	83,82	11,00
0,24	1997	82,57	11,00	2004	84,32	13,00	2000	83,32	13,00
0,32	1996	82,32	12,00	2002	83,82	11,00	1995	82,08	13,00
0,40	1994	81,83	8,00	1999	83,07	10,00	1994	81,83	12,00
0,48	1988	80,33	9,00	1998	82,82	11,00	1993	81,58	12,00
0,56	1982	78,84	8,00	1990	80,83	9,00	1990	80,83	10,00
0,64	1979	78,09	7,00	1989	80,58	8,00	1989	80,58	11,00
0,72				1988	80,33	9,00	1988	80,33	11,00
0,80				1987	80,08	10,00	1987	80,08	11,00
0,88				1986	79,83	10,00	1984	79,34	9,00
0,96				1985	79,59	8,00	1984	79,34	9,00
1,04				1983	79,09	10,00	1982	78,84	9,00
1,12				1983	79,09	9,00			
1,20				1980	78,34	9,00			
1,28				1974	76,85	3,00			
1,36				1973	76,60	3,00			
1,46				1972	76,35	2,00			
Média			10,67			9,16			11,36
Desvio Padrão			3,12			3,32			1,74
Mínimo			7,00			2,00			9,00
Máximo			17,00			13,00			14,00

O enriquecimento por Zn e Ni dos sedimentos presentes no barramento é evidenciado pelo constante acúmulo dos sedimentos com predomínio de granulometria fina (silte e argila), estando fortemente associada com a concentração dos metais nos sedimentos, onde, devido à presença da estrutura vertedora de água ocasiona a redução da velocidade do fluxo de escoamento, propiciando assim sua sedimentação.

Nas Figuras 32 e 33 são apresentadas as taxas de urbanização das camadas sedimentares depositados ao longo das décadas, em função das concentrações dos metais. As análises de geocronologia apresentaram uma boa linearidade, inferindo em bons resultados para o estudo sobre a evolução urbanística.

Figura 32 – Taxa de Urbanização vs. Concentrações de zinco dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d' Água

Figura 33 – Taxa de Urbanização vs. Concentrações de níquel dos perfis de sedimentos amostrados no reservatório Mãe d' Água

De acordo com as Figuras 32 e 33, as correlações entre as variáveis apresentam valores de 0,89 para Zn e 0,85 para Ni. Tal resultado demonstra que as concentrações entre as duas variáveis movem juntas, e a relação entre as duas é forte, pois está próxima de 1, Santana *et al.* (2007) consideraram significativas suas correlações para os metais Fe (0,753) e Cr (0,549) analisados em sua pesquisa. Gomes de Andrade *et al.* (2009) realizaram estudos empregando as análises de correlações para obter dados referente à associação dos metais, e obteve coeficientes de correlação linear significativos para os metais Pb, Cd, Cr e Ni, prosseguindo a pesquisa com dados consistentes.

O enriquecimento da base dos testemunhos até seu topo pelos metais é caracterizado pelo acúmulo dos sedimentos com predomínio de granulometria fina (silte e argila), estando associada com a concentração dos metais nos sedimentos. Segundo Carvalho (2008), a construção de um reservatório ocasiona a redução da velocidade do fluxo de escoamento, propiciando assim sua sedimentação ao decorrer do tempo. De acordo com os níveis de concentração dos elementos químicos metálicos presentes nos sedimentos do lago da barragem Mãe d' Água tronou-se possível notar que os impactos da urbanização que ocorreu nesta bacia.

É importante notar que, apesar da bacia hidrográfica ser específica do local, tanto devido ao tipo de sedimentos gerados pelos solos locais, quanto em relação ao uso e ocupação do solo, os resultados são um bom indicativo do processo de liberação e acumulação de metais em bacias hidrográficas brasileiras em expansão, podendo, assim, serem extrapoladas para outras áreas com características similares e, portanto, gerar um bom indicativo do passivo ambiental potencial dessas áreas (relação entre as concentrações por camadas versus volumes dessas camadas).

7.5. Volume de sedimentos assoreados no reservatório Mãe d'Água

Para o cálculo do volume útil do reservatório Mãe d'Água foi realizado uma busca sobre as características do projeto em 1962, data de sua construção através de referências bibliográficas e embasamentos técnicos oriundos da amostragem em campo ocorrida em 2014, 2015 e 2016, sendo estabelecidos dois períodos como referência para o dimensionamento dos volumes úteis e de assoreamento. O volume de sedimentação em reservatórios é uma questão que deve ser abordada, pois tal valor irá determinar o sucesso ou a vida útil de um empreendimento.

Como base para os cálculos, seguimos os dados publicados por Fujmoto (2002), tais como a adoção de uma profundidade média de 3,15 metros, comprimento do coroamento de 200 metros, e a existência de uma camada de colmatção. Do projeto disponibilizado para consulta *in situ*, pela biblioteca do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, obtemos dados publicados pelo extinto Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), apresentando valores referentes ao volume útil e cota do vertedor sendo 132.462,00 m³ e 104,40 m respectivamente.

A Figura 34 apresenta o corte longitudinal do reservatório Mãe d'Água com dados pertinentes e utilizados ao decorrer dos cálculos. Podemos observar; o nível da água normal e no ato da amostragem (104,40 e 103,51 metros), bem como a profundidade de cada um dos perfis, o limite máximo alcançado (cota 101,45 metros) e a camada de sedimentos colmatada rígida, pertencente a cota 101,25 metros. O testemunho mais profundo é o T2 com 1,66 metros atingindo a cota 103,11 metros e o mais raso é o T4 com 0,56 metros constando na cota 102,01 metros.

Figura 34 - Corte longitudinal da sessão referente a deposição de sedimentos no reservatório Mãe d'Água

O perímetro do reservatório Mãe d'água foi realizado através da observação dos registros históricos da evolução do espelho d'água oriundos de fotogrametrias aéreas e imagens de satélite sendo possível assim reconstruí-lo, levando em consideração também o comprimento do coroamento, profundidade média e volume de projeto. Essa reconstrução foi realizada por meio dos softwares: AutoCad 2018, ArcGis 10.5 e por fim determinamos as áreas de cada uma das curvas de nível. Dentre as vantagens de se adotarem abordagens automatizadas para tais processos, destacam-se a confiabilidade e a reprodutibilidade dos resultados, que podem então ser organizados e facilmente acessados sob a forma de bases de dados digitais (SAUNDERS, 1999).

Foram executadas duas metodologias de cálculos para determinação dos volumes com o objetivo de verificarmos a que melhor se adapta com o menor erro associado para prosseguirmos com os estudos da determinação do volume de sedimentos assoreados no leito do reservatório. Os primeiros resultados envolveram a metodologia que utiliza a área média e a segunda envolvendo os cálculos através da metodologia aproximação cônica.

Ao aplicar a metodologia da área média, notamos que esta possui uma abordagem simplista, a qual estima o volume do reservatório a partir das áreas das isóbatas ou curvas de nível e da diferença entre as alturas, parecendo mais adequada diante praticidade de aplicação da formulação matemática. A Tabela 9 apresenta os dados de Cota vers. Área vers. Volume para o dimensionamento do volume de projeto no ano de 1962.

Tabela 9 – Cota vs. Área vs. Volume; Método: Área Média

Método Área Média				
Cota (m)	Altura da Camada (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)	Incremento Volume (m ³)
101,25	0,00	38.360,75	0,00	0,00
101,75	0,50	39.640,99	19.500,44	19.500,44
102,25	0,50	40.760,34	20.100,33	39.600,77
102,75	0,50	41.886,57	20.661,73	60.262,50
103,25	0,50	43.019,66	21.226,56	81.489,05
103,75	0,50	44.159,63	21.794,82	103.283,88
104,25	0,50	45.306,47	22.366,53	125.650,40
104,40	0,15	45.579,41	6.816,44	132.466,84
Total			132.466,84	
Média		42.339,23	18.923,83	
D. P.		2.642,69	5.427,14	

D.P. – Desvio Padrão da amostra

Após obtermos os valores descritos na Tabela 9, estabelecemos as análises de correlações entre a Cota vers. Área e a Cota vers. Volume, com o intuito de verificar a coerência entre as duas variáveis, (Figuras 35 e 36).

Figura 35 – Relação Cota vs. Área do reservatório Mãe d'Água pelo método área média

Figura 36 – Relação Cota vs. Volume do reservatório Mãe d'Água pelo método área média

Observamos os resultados para as relações entre a Cota vs. Área (Figura 35) e para Cota vs. Volume (Figuras 36) que ambas apresentam boa linearidade, com correlação entre os dados analisados de 0,99. O erro associado ao cálculo do volume é de apenas 0,004 % representando uma diferença de 4,84 m³ a mais do volume útil de projeto, identificando que este método para o cálculo do volume é exequível e de confiança para o referido estudo, porém superestimou o volume.

Os resultados para o cálculo do volume útil do reservatório sob a configuração na data de construção 1962 apresentou-se satisfatório para a pesquisa no reservatório Mãe d'Água. Estudos realizados por Barbosa *et al.* (2006) demonstrou que a informação sobre o nível de água e área inundada, sendo mapeada a partir de imagens, sejam fotogrametrias e/ou satélites e/ou cartas geográficas conforme descrito por Ribeiro Júnior *et al.* (2015) são um bom ponto de partida para a estimativa do volume de água armazenado em reservatórios.

Albertin *et al.* (2010) em sua pesquisa realizada no reservatório de Três Irmãos obteve resultados semelhantes aos dispostos acima. A pesquisa foi realizada utilizando o software

destinado a trabalhos de topografia, projeto ou construção denominado TopoGRAPH 98SE, desenvolvido pela empresa brasileira char*Pointer Informática. Os dados de entrada são os pontos de cada transecção e do contorno da represa, todos com informações de cota, latitude e longitude. Nesse mesmo software, foi calculada a área referente a cada curva de nível em um intervalo de 1 em 1 metros a partir da cota mínima. O volume foi calculado a partir dos valores de áreas médias, nos mesmos intervalos de curvas de nível, oriundas deste mesmo software e por resultado final, consideraram satisfatória a metodologia aplicada pois seus valores para as correlações cota-área-volume foi de 0,99 e o erro associado inferiores a 1%.

Ao aplicar a metodologia da aproximação cônica, para determinação do volume no reservatório utilizamos o software AutoCad Civil 3D 2018, este utiliza como base para os cálculos os dados a partir dos contornos das áreas das isóbatas ou curvas de nível, a diferença entre as cotas e o perímetro. A Tabela 10 apresenta os dados de Cota vers. Área vers. Volume para o dimensionamento do volume de projeto no ano de 1962.

Tabela 10 – Cota vs. Área vs. Volume; Método: Aproximação Cônica

Método Aproximação Cônica				
Cota (m)	Altura da Camada (m)	Área (m²)	Volume (m³)	Incremento Volume (m³)
101,25	0,00	38.360,75	0,00	0,00
101,75	0,50	39.640,99	19.499,56	19.499,56
102,25	0,50	40.760,34	20.099,68	39.599,24
102,75	0,50	41.886,57	20.661,09	60.260,33
103,25	0,50	43.019,66	21.225,93	81.486,26
103,75	0,50	44.159,63	21.794,20	103.280,46
104,25	0,50	45.306,47	22.365,91	125.646,37
104,40	0,15	45.579,41	6.816,43	132.462,80
Total			132.462,80	
Média		42.339,23	18.923,26	
D. P.		2.642,69	5.426,91	

D.P. – Desvio Padrão da amostra

Após obtermos os valores descritos na Tabela 10, estabelecemos as análises de correlações entre a Cota vers. Área e a Cota vers. Volume, com o intuito de verificar a coerência entre as duas variáveis, (Figuras 37 e 38).

Figura 37 – Relação Cota vs. Área do reservatório Mãe d'Água pelo método aproximação cônica

Figura 38 – Relação Cota vs. Volume do reservatório Mãe d'Água pelo método aproximação cônica

Observamos os resultados para as relações entre a Cota vs. Área (Figura 37) e para Cota vs. Volume (Figura 38) que ambas apresentam boa linearidade, com correlação entre os dados analisados de 0,99. O erro associado ao cálculo do volume é baixo, representando uma diferença de 0,80 m³ para o volume de projeto em 1962, identificando que este método para o cálculo do volume é exequível e de confiança para o referido estudo.

Os resultados da análise entre os dois métodos permitiram concluir que não existem diferenças significativas entre as determinações dos volumes a partir do levantamento e comparação com o volume de projeto em 1962. O erro associando ao se utilizar o método área média foi de 0,004 % enquanto para método da aproximação cônica foi de praticamente zero, apresentando o melhor ajuste entre os métodos, com volume muito próximo ao valor do projeto com 132.462,00 m³.

Desta forma, observando os resultados entre as duas metodologias aplicadas verificamos que os cálculos utilizando o software AutoCad Civil 3D versão 2018 para o dimensionamento do volume útil através da metodologia aproximação cônica apresentou os melhores resultados, devido a maior correlação e ajuste com volume útil de projeto, sendo este 132.462,00 m³.

Inicialmente realizou-se uma operação para identificar, através do modelo de elevação digital, quais as regiões assoreadas para cada cota, tomamos por base as profundidades dos testemunhos amostrados uma vez que estes representam as camadas de sedimentos sobrepostas. Como o auxílio do software AutoCad Civil 3D 2018, realizamos os para cálculo do volume de sedimentos assoreados com a metodologia da aproximação cônica, uma vez que este foi o método que mais se aproximou do valor real. Como base de dados de entrada, este software precisa receber as delimitações das áreas sobre as quais necessitamos saber os volumes referentes, desta forma, as curvas de nível foram fechadas em poligonais, com áreas e cotas definidas. Finalmente, o programa estima o volume sobre a área desejada.

A Tabela 11 apresenta os dados referente os valores de Cota vs. Área vs. Volume para o dimensionamento do volume de sedimentos assoreados no interior do reservatório Mãe

d'Água datados de 1962 ano de sua inauguração a 2014 ano das amostragens, estabelecendo o volume assoreados nas últimas décadas.

Tabela 11 – Cota vs. Área vs. Volume Sedimentos;

Método: Aproximação Cônica

<i>Método Aproximação Cônica (AutoCad Civil 3D 2018)</i>				
Volume de Sedimentos (Assoreamento)				
Cota (m)	Altura da Camada (m)	Área (m²)	Volume (m³)	Incremento Volume (m³)
101,25	0,00	38.360,75	0,00	0,00
101,45	0,20	38.972,67	7.733,26	7.733,26
101,53	0,08	39.150,65	3.124,93	10.858,19
101,61	0,08	39.328,80	3.139,18	13.997,37
101,69	0,08	39.507,13	3.153,43	17.150,80
101,77	0,08	39.685,63	3.167,71	20.318,51
101,85	0,08	39.864,31	3.181,99	23.500,50
101,93	0,08	40.043,16	3.196,30	26.696,80
102,01	0,08	40.222,20	3.210,61	29.907,41
102,05	0,04	15.446,81	1.074,60	30.982,01
102,09	0,04	21.867,73	742,58	31.724,59
102,17	0,08	21.995,91	1.754,54	33.479,13
102,25	0,08	22.123,00	1.764,75	35.243,88
102,27	0,02	14.282,66	361,21	35.605,09
102,33	0,06	21.570,71	1.068,12	36.673,21
102,41	0,08	21.695,99	1.730,67	38.403,88
102,49	0,08	21.821,67	1.740,70	40.144,58
102,51	0,02	15.375,87	370,10	40.514,68
102,57	0,06	20.556,22	1.074,21	41.588,89
102,65	0,08	20.556,50	1.644,51	43.233,40
102,73	0,08	20.680,66	1.649,48	44.882,88
102,79	0,06	16.392,43	1.109,70	45.992,58
102,81	0,02	18.530,44	349,01	46.341,59
102,89	0,08	18.649,68	1.487,20	47.828,79
102,91	0,02	15.146,85	337,36	48.166,15
102,97	0,06	17.999,33	993,16	49.159,31
103,03	0,06	16.264,28	1.027,47	50.186,78
103,05	0,02	16.370,39	326,35	50.513,13
103,11	0,06	16.477,15	985,42	51.498,55
103,13	0,02	14.741,62	312,03	51.810,58
103,21	0,08	14.804,65	1.181,85	52.992,43
103,29	0,08	14.867,84	1.186,90	54.179,33
103,37	0,08	14.930,78	1.191,94	55.371,27
103,45	0,08	14.993,86	1.196,98	56.568,25
103,51	0,06	15.056,85	901,52	57.469,77

Após obtermos os valores descritos na Tabela 11, representou-se a Figura 39 que apresenta os volumes estimados para as mesmas cotas em que foram calculadas as áreas das curvas de nível. Realizamos as de correlações entre a Cota vers. Área e a Cota vers. Volume, com o intuito de verificar a coerência entre as duas variáveis.

De acordo com Macedo (2008), o comportamento das curvas cota área volume para o cálculo do volume de sedimentos assoreados apresenta o mesmo padrão da cota área volume para o cálculo de aterros no campo da engenharia, pois o volume preenchido por sedimentos partindo da cota mínima até a cota máxima representa o mesmo volume de aterro entre as duas cotas.

Figura 39 – Relação Cota vs. Volume de sedimentos dispostos no reservatório Mãe d'Água pelo método aproximação cônica

Os resultados para as relações entre as duas variáveis apresentaram boa correlação, ($r=0,98$) indicando que ambas apresentam boa linearidade, com correlação entre os dados analisados.

Através dos métodos de cálculos dispostos nesta pesquisa e dos resultados descritos na Tabela 11, verificamos que dentre os anos de 1962 e 2014, data da sua construção em 1962 e da amostragem dos testemunhos sedimentares, o volume total de sedimentos assoreados dentro do reservatório Mãe d'Água foi de 57.469,77 m³. Tal volume representa cerca de 44 % do volume útil do reservatório.

Segundo Araújo (2000), os reservatórios urbanos sofrem importantes alterações ambientais em vista de sua localização facilitar a interação antrópica. Ao calcular o volume de sedimentos para o reservatório Apipucos, construído em duas células e localizado na zona urbana de Recife, constatou uma diminuição média de profundidade de 15% e na célula 2 ocorreu uma diminuição média de profundidade de 11%, segundo o autor estes resultados comprovam quantitativamente que a célula 1 do reservatório encontra-se mais vulnerável ao processo de assoreamento em curso.

Fujimoto (2002) descreve que o processo de assoreamento e colmatagem sobre o reservatório pode ser surpreendente chegando a cerca de 50 %. Nesta pesquisa constatamos que o valor descrito pela autora é correspondente ao calculado e que se faz necessário a adoção rápida de medidas de controle por parte dos gestores públicos.

O reservatório Mãe d'Água apresenta características de formação sedimentar de depósito do tipo delta, este é descrito por Coiado (2001) e Carvalho (2008), ocorrendo no interior do reservatório por sedimentos de diversas granulometrias e tem como principal consequência a diminuição gradativa do volume útil do reservatório. Estes dois tipos de depósitos (remanso e delta) também podem interferir na navegação com a redução da profundidade dos cursos d'água.

A Figura 40 ilustra em modelo digital de terreno (3D) o reservatório Mãe d'Água com as características pertencentes ao ano de sua construção em 1962. O reservatório possuía uma área superficial de aproximadamente 45.574,35 m² e um volume útil de 132.462,00 m³.

Figura 40 – Modelo digital do terreno (3D) representando reservatório Mãe d'Água no ano de 1962

Com o passar dos anos a bacia hidrográfica foi altamente urbanizada, a prefeitura de Viamão viabilizou a construção de loteamentos e atrelado a este fato, acontecia a exposição do solo, desmatamentos além da geração de passivos ambientais que por destino final, teriam o reservatório Mãe d'Água. Diante destas ações antropogênicas, a Figura 41 caracteriza o reservatório com a perda do seu volume útil e com seu fundo assoreado.

Figura 41 – Modelo digital do terreno (3D) representando reservatório Mãe d'Água no ano de 2014

Podemos verificar que os maiores depósitos de sedimentos se concentram nas bordas do barramento em formação de Delta conforme descrito por Moris e Fan (2010). Este resultado condiz com o esperado e com o modelo digital 3D disposto na Figura 41. Depósitos maiores são formados na área de remanso do reservatório, uma vez que nestas regiões materiais de diversas granulometrias tendem a sedimentar.

Para Aisse *et al.* (2003), o ambiente urbano também é profícuo na compactação do solo e em alterações topográficas provocadas pelas movimentações de terra (escavações e aterros) que modificam a superfície de drenagem natural e desconfiguram a paisagem natural. Diante disso, notamos que a formação da deposição sedimentar no reservatório Mãe d'Água foi influenciada por ações antropogênicas e segue a formação de delta no interior do reservatório, constamos tais referências ao comparar as Figuras 40 e 41 e o quão prejudicial foi a presença da urbanização para este recurso hídrico.

A Figura 42 apresenta o modelo digital das curvas de nível geradas a partir da batimetria realizadas em 2014 para o reservatório. As curvas de nível ou isóbasta foram fundamentais para criação do modelo digital do terreno identificando as principais características do fundo do reservatório além de auxiliar no cálculo do volume de sedimentos caracterizando as cotas de fundo.

Figura 42 – Isóbatas ou curvas de nível oriundas da amostragem batimétrica no reservatório Mãe d'Água

A ação humana visando a obtenção dos reservatórios com diferentes aplicabilidades e funcionalidades, converte a mudança do regime dos ambientes, transformando os lóticos em lênticos. Consequentemente, o fluxo de água que chega ao reservatório perde energia cinética e ganha energia potencial, num processo onde a velocidade diminui gradualmente. Com a

diminuição de velocidade, materiais em suspensão que antes eram carregados pelo fluxo começam a se depositar, primeiro os materiais maiores e mais pesados, e posteriormente os mais finos e leves. Estes materiais depositados no fundo do reservatório são provenientes de processos erosivos, naturais e/ou antrópicos, que ocorrem dentro da sua bacia de contribuição.

O volume útil em 2014 foi determinado pela diferença entre os volumes de água em 1962 e de sedimentos em 2014, sendo calculados a partir das análises dos dados batimétricos que correspondem sob a influência do volume de sedimentos depositado e compactado em cada compartimento do reservatório. Os valores encontrados foram respectivamente de 132.462,00 m³ para o volume útil de projeto e 57.469,77 m³ de assoreamento, assim constatamos que o volume em 2014 era constituído por 74.992,23 m³ representando aproximadamente 57% do volume útil total. Portanto desde sua criação até a presente data da coleta o reservatório Mãe d'água apresentou uma perda significativa do seu volume e capacidade de armazenamento.

Esses dados possibilitam estudos por carga de poluentes por camadas e, assim, é possível estimar o passivo total por poluente para cada barramento. Essa estimativa não foi contemplada nesse trabalho, sendo escopo para trabalhos futuros.

8. CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu analisar o cruzamento entre os dados deste estudo envolvendo a geocronologia por ^{210}Pb , taxa de sedimentação e a geotecnologia (SIG), constou-se que os efeitos antropogênicos como o aumento da urbanização da bacia hidrográfica, a redução das áreas naturais e, conseqüentemente, a maior produção de sedimentos refletem sob o reservatório gerando a poluição e assoreamento.

A rápida urbanização nesta bacia hidrográfica conduziu a uma alta produção de materiais particulados (sedimentos) carregados pelos recursos hídricos presentes na bacia hidrográfica, ocasionando o assoreamento do lago Mãe D'água, como foi constatado pela taxa de sedimentação ao longo das últimas 05 décadas e pelos cálculos onde foi possível verificar a perda do volume útil em cerca de 44% o que ocasionou a redução da área e a poluição do reservatório.

Foi verificado, através das camadas datadas geocronologicamente o período de deposição das camadas sedimentares, através das amostras dos *Core`s* extraídas, o acúmulo de Ni e Zn ao longo do tempo presentes nestas camadas, onde foi constatado o enriquecimento destes. Atrelado a isto, como consequência, tem-se o aumento do passivo ambiental por fontes de poluição difusas presentes na bacia, como por exemplo, os efluentes não tratados com grande carga orgânica, metais, e resíduos sólidos, que, além do assoreamento do ecossistema aquático local, oferece sérios problemas no caso de uma recuperação através do desassoreamento que poderá liberar os poluentes acumulados em altas concentrações na forma de íons livres.

Ainda, assim, a contribuição pertinente fornecida pelo estudo, diz a respeito da verificação da correlação entre a taxa de urbanização e a ampliação desses passivos ambientais, podendo ser extrapolado para bacias hidrográficas que possuam características similares a área de estudo, (Dimensões, uso e ocupação do solo, recursos hídricos e expansão urbana), portanto, possibilitar estimativas simplificadas sobre os riscos futuros presentes em bacias hidrográficas.

Fica eminente a preocupação com a bacia hidrográfica do reservatório Mãe d'Água, onde a urbanização tem afetado diretamente o uso do reservatório e prioritariamente o ecossistema local. Os estudos aqui descritos oferecem suporte e a possível atualização no plano

diretor da cidade, visando a melhor gestão para os recursos hídricos e o planejamento e gestão da bacia hidrográfica, uma vez que, seu potencial hídrico é de suma importância para os habitantes que passam extrair e consumir esta água ou mesmo o lazer no local.

Ordenar a urbanização e oferecer uma melhor infraestrutura juntamente com políticas socioambientais e um Plano de Recuperação de áreas Degradadas (PRAD), se torna imprescindível afim de minimizar os passivos ambientais gerados, e as análises bem como os resultados descritos podem oferecer soluções e métodos auxiliando na contenção da erosão e poluição, carreamento de sedimentos, assoreamento e drenagem urbana na região.

9. BIBLIOGRAFIA

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas; **Rochas e solos**. NBR 6502/95, Rio de Janeiro, 1995.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas; **análise granulométrica solo**. NBR 7181/84. Rio de Janeiro, 1984.

ABREU, M. F.; ANDRADE, J. C.; FALCÃO, A. A. **Protocolos de análises químicas**. In: ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. (Eds). Campinas: Instituto Agrônômico, p. 121- 158. 2006.

AGUIRRE, E.S.M. **Aplicación del método de fechado por ^{210}Pb en sistemas acuáticos de Andalucía Occidental**. 2001. Tese (Doutorado) - Universidad de Huelva, Espanha.

ARRUDA, M. A. Z.; SANTELLI, R. E. **Mecanização no preparo de amostras por micro-ondas: o estado da arte**. Química Nova, Campinas, v. 20, n. 6, p. 638-643, 1997.

AISSE, M. M.; BOLLMANN, H. A. e GARCIAS, C. M. (2003). Sustentabilidade urbana e gestão das águas. Curitiba, Pontifícia Universidade Católica do Paraná / Programa de Pós-Graduação em Gestão Urbana. Disponível em: . Acesso em: 1 fev 2005.

ALBERTIN, Liliane Lazzari; MATOS, Artur José Soares; MAUAD, Frederico Fábio. **Cálculo do volume e análise da deposição de sedimentos do reservatório de Três Irmãos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 15, n. 4, p. 57-67, 2010.

ALEXANDER, C. R. et al. **The historical record of metal enrichment in two Florida estuarines**, Estuarines, v. 16, n, 3B, p. 627-637, 1993.

ALMEIDA, K. Y. M. **Uso do Po-210 na avaliação da taxa de sedimentação na Floresta Estadual “Navarro de Andrade”, município de Rio Claro, São Paulo, SP**. 2003.

73 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

ALLEN, J. R. L. et al. **A comparison of the ^{210}Pb date technique with three other independent dating methods in an oxide estuarine salt-marsh sequence.** Estuaries, v. 16, n. 3B, p. 670-677, 1993.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils.** New York. John Wiley & Sons, p. 339, 1990.

ALLOWAY, B.J. (2010) **Heavy metals in soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability.** 3th Ed. John Wiley and Sons, Inc. New York.

ALVES, L. C. 2000. Perspectiva sócio-ambiental na Vila Santa Isabel, Viamão - RS: estudo de caso. In: **Ambiente e Lugar no Urbano: A Grande Porto Alegre.** Suertegaray, D. M. A.; Basso, L. A.; Verdum, R. Porto Alegre: UFRGS. pp.135-159.

ÁLVAREZ-IGLESIAS, P.; QUINTANA, B.; RUBIO, B.; PÉREZ-ARLUCEA, M. **Sedimentation rates and trace metal input history in intertidal sediments from San Simón Bay (Ría de Vigo, Nw Spain) derived from ^{210}Pb and ^{137}Cs chronology.** J. Environ. Radioact., v. 98, n. 3 p. 229 – 250, 2007.

APPLEBY, P. G.; OLDFIELD, F. **The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment.** Catena, v. 5, p. 1-8, 1978.

ARAÚJO, Alex Maurício. Evolução do processo de assoreamento em reservatório urbano. Anais... IV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos e I Encontro de Engenharia de Sedimentos do Mercosul, Santa Maria-RS, 2000.

ARGOLLO, R. M. **Cronologias de sedimentação recente e de deposição de metais pesados na Baía de Todos os Santos usando ^{210}Pb e ^{137}Cs .** 2001. 104 f. Tese (Doutorado em Geofísica) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2001.

ASTHANA, B.N.; NIGAM, P.S. **Distribution of sediment in reservoirs.** Journal of the Institute of Engineers, India, v. 60. 1980, p. 299-305.

BARBOSA, Cláudio Clemente Faria et al. **Metodologia de análise da dinâmica de área e volume inundável: o exemplo da várzea do Lago Grande de Curuaí**. Revista Brasileira de Cartografia, v. 58, n. 3, 2006.

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

BASKARAN, M; NAIDU, A. S. ^{210}Pb -derived chronology and the fluxes of ^{210}Pb and ^{137}Cs isotopes into continental shelf sediments, east Chukchi sea, Alaskiam Artic. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 59, p. 4435-4448, 1995.

BONETTO, M. Personalidades: Mainar Bonetto. **Revista Santa Isabel**. Disponível em: <<http://www.vilasantaisabel.com.br/persona-010.htm>>. Acesso em: 17 jun. 2014.

BONOTTO, D. M.; LIMA, J. L. N. ^{210}Pb -derived chronology in sediment cores evidencing the anthropogenic occupation history at Corumbataí River basin, Brazil. **Environmental Geology**, v. 50, p. 595-611, 2006.

BORDAS, J. L.; LANNA, H. E.; E SEMMELMANN, F. R. 1988. **Evaluation des risques d' érosion ET de sédimentation au Brésil a partir de bilans sedimentologiques rudimentaires**. IAHS publ. N.174, Porto Alegre: Symp. p.359-69.

BORLAND, W. H. and MILLER, C. R. **Distribution of Sediment in Large Reservoirs**. JHD, ASCE, V.84, 1968.

BRUK, S. Methods of Computing Sedimentation in Lakes and Reservoirs. UNESCO. 1985.

BUYKX, S. E. J.; BLEIJENBERG, M.; VAN DEN HOOP, M. A. G. T.; LOCH, J. P. G. 2000. **The Effect of Oxidation and Acidification on the Speciation of Heavy Metals in Sulfide-Rich Freshwater Sediments Using a Sequential Extraction Procedure**. Journal Environmental Monitoring. v.2. pp.23-27.

CABELO-GARCIA, A.; PREGO, R. Land inputs, behaviour and contamination levels of copper in a ria estuary (NW Spain). **Marine Environmental Research**. v. 56, p. 403-422, 2003.

CÂMARA, Gilberto; DAVIS, Clodoveu; MONTEIRO, Antônio Miguel Vieira. **Introdução à ciência da geoinformação**. 2001.

CAMPAGNOLI, F. MOREIRA, S. R. D., MAZZILLI, B.P. **Datação de Sedimentos Aplicada ao Monitoramento de Bacias Hidrográficas: Exemplo da Bacia do Rio Grande, Billings**. In: III ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS – ENES, nov. 1998, Belo Horizonte, MG, Brasil. 1 CD-ROM

CARDOSO, A. R. (2011). **Evolução urbana e o enriquecimento de sedimentos por metais-traço na barragem Mãe d'Água, sub-bacia do Arroio Dilúvio, RMPA/RS**. Por Alegre. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 87 f

CARDOSO, Alice Rodrigues; POLETO, Cristiano. **Evolution of enrichment of sediments by trace metals (Ni and Zn) in a dam of urbanized watershed**. Lakes reservoirs and ponds, v. 7, n. 1, 2013.

CARVALHO, N. O. 2008. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Interciência, 2ª Ed. 599p.

CARVALHO, N. de O. et al. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Agência Nacional de Energia Elétrica. Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas, 2000. p. 140.

CAZOTTI, R. I. et al. Geocronologia isotópica (^{210}Pb e ^{226}Ra) de sedimentos límnicos: Determinação de velocidades e taxas de sedimentação, e de idades. In: MOZETO, A. A.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. **Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce**. São Carlos: Cubo Multimídia, 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia Fluvial**. v.1. São Paulo: Edgard Blücher, 1981.

COIADO, E.M. **Assoreamento de reservatórios**. In: PAIVA J.B.D; PAIVA E.M.C.D (Orgs.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. p. 395-426.

DABOUS, Adel A. **Lead-210 geochronology and trace metal geochemistry of sediment cores from Lake Overstreet and Upper Lake Lafayette, Leon County, Florida**. Environmental Geosciences, v. 9, n. 2, p. 51-65, 2002.

DAMATTO, S. R.; FAVARO, D. I. T.; SAKAMOTO, A. Y.; MAZZILLI, B. M. **Datação e determinação de metais dos sedimentos da lagoa do Meio, Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul**. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 18 a 23 de outubro, 2003. Belém, Pará, São Paulo. Anais. 1 CD-ROM

DAMATTO, S. R.; Almeida, R.; Mazzilli, B. P.; Bernardi, J. V. L. **Datação dos sedimentos recentes do Lago Puruzinho, Amazônia Ocidental**. In: XI CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 21 a 26 de outubro, 2007. Atibaia, São Paulo. Anais. 1 CD-ROM.

DAMATTO, S. R. **Dating of lacustrine and marine recent sediments using ^{210}Pb method: some Brazilian examples**. In: INTERNATIONAL TOPIC CONFERENCE ON Po AND RADIOACTIVE Pb ISOTOPES. 26-28 oct. 2009, Seville, Spain. Proceedings.

DAMATTO, S. R. **Radionuclídeos naturais das séries do ^{238}U e ^{232}Th , elementos traço e maiores determinados em perfis de sedimento da baixada santista para avaliação de áreas impactadas**. Tese (Doutorado). 2010. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo.

DAMATTO S.R.; SANTOS L.F.; BARBIERO L.; FURIAN S.M.; REZENDE FILHO A.T. **Datação do sedimento lacustre recente do Pantanal da Nhecolândia – MS pelo método do ^{210}Pb** In: XIV CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOQUÍMICA, 2013, DIAMANTINA. Anais XIV congresso Brasileiro de Geoquímica, v. 1, p. 23-26, 2013.

DESIDERI, D. Determination of ^{210}Pb in sediments by extraction chromatography. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry (Letters)*, v. 200, n. 5, p. 385-396, 1995.

DUARTE, C. R.; BONOTTO, D. M. Calibração em energia e concentração de espectrômetro gama para análise de U, Th e K. **Geociências**, v. 19, n. 2, p. 313-319, 2000.

ELDER, J. F. 1988. **Metal Biogeochemistry in Surface-Water Systems - A Review of Principles and Concepts**. U.S. Geological Survey Circular 1013. 50p.

ESCOBAR, E. **História da Grande Santa Isabel**: Ao pé do Morro Santana. Disponível em: < <http://www.vilasanta Isabel.com.br/historia.htm>>. Acesso em: 15 jun. 2014.

ESTEVES, F. A. Elementos Traço. In: **Fundamentos de Limnologia**. Esteves, F. A. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. pp.285-299.

EPA1996, U. S. **Method 3050B**: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 1996.

FADIGAS et al. **Concentrações naturais de metais pesados em algumas classes de solos brasileiros**. *Bragantia, Campinas*, v. 61, n. 2, 151-159, 2002.

FAURE, G. **Principles of Isotope Geology. Second Edition**. John Wiley & Sons, Inc. United States, 1986.

FÁVARO D.I.T.; DAMATTO S.R.; SILVA P.S.C.; RIGA A.A.; SAKAMOTO A.Y.; MAZZILLI B.P. **Chemical characterization and ^{210}Pb dating in wetland sediments from the Nhecolândia Pantanal Pond, Brazil**. *J. Radioanal. Nuclear Chem.*, v. 269 p. 719– 726, 2006.

FERNANDES, F.; POLETO, C; (2017) **Geocronologia e Amostragem Aplicada aos Sedimentos Límnicos, Utilizando o Radionuclídeo Chumbo (^{210}Pb)**. In: Estudos Ambientais. POLETO, C. (Org.) – 1. Ed. Rio de Janeiro, Brasil. Interciência. p. 79-91.

FERNANDES, F., AND POLETO, C. (2017a). **“Concentrations and enrichment of metals in sediment cores: geochemistry and correlations with geoaccumulation index.”** Acta Scientiarum. Technology, 39(3) 349-356.

FERNANDES, F., AND POLETO, C. (2017b). **Particle size characterization as a support for sediment contamination analysis.** Management of Environmental Quality: An International Journal, 28(4), 462-476.

FERNANDES, F., AND POLETO, C. (2016). **“Geochemical enrichment of metals in sediments and their relation with the organic carbon.”** International Journal of River Basin Management, 15(1), 69-77.

FOSTER, G. R. Modeling the erosion process. In: HAAN, C. T.; JOHNSON, H. P.; BRAKENSIEK, D. L. **Hydrologic Modeling of small watersheds.** St. Joseph: ASAE, 1982. p. 297-380.

FREDSOE, J; DEIGAARD, Rolf. **Mechanics of coastal sediment transport.** World scientific, 1992.

FIGUEIRA, R. C. L.; TESSLER, M. G.; MAHIQUES, M. M.; FUKUMOTO, M. M. Is there a technique for the determination of sedimentation rates based on calcium carbonate content? A comparative study on the southeastern Brazilian shelf. Soils and Foundations, 47, 4: 649-656 (2007).

FISZMAN, M.; PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D. Comparison of methods used for extraction and geochemical distribution of heavy metals in bottom sediments from Sepetiba Bay, R. J. **Environmental Technology Letters**, v.5, p. 567-575, 1984.

FORSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W.; **Metal Pollution in the Aquatic Environment**; Springer-Verlag: Berlin, 1984, p. 931.

FUJIMOTO, N. S. V. M. 2001. **Análise ambiental urbana na área metropolitana de Porto Alegre - RS**: sub-bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio. São Paulo. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. 236 f.

FUJIMOTO, Nina Simone Vilaverde Moura. **Alterações ambientais urbanas na área da bacia hidrográfica da barragem Mãe D'Água: evolução da ocupação e do uso da Terra**. Boletim Gaúcho de Geografia, v. 28, n. 1, 2002.

GARLIPP, A. B. **Variação Espacial e Sazonal de Elementos Maiores e Traços no Estuário do Rio Curimataú (RN), Através de Dados Geoquímicos e de Sensoriamento Remoto**. 2006. 110f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, Natal, 2006.

GARCÍA-TENÓRIO, R. **Estudios sobre el metodo de fechado por ^{210}Pb y su aplicación a sedimentos**. Tese (Doutorado). 1986. Facultad de Física, Universidade de Sevilla, Sevilla, España.

GATTI, L. V. **Distribuição de metais em testemunhos de sedimentos de duas lagoasmarginais do Rio Mogi-Guaçu (E.E. de Jataí, Luis Antônio, SP)**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

GLYMPH, L. M. **Sedimentation of Reservoirs**. In: ACKERMANN, W. C. et al. (Ed.) **Manmade lakes: their problems and environmental**. Washington DC: American Geophysical Union, 1973. p. 342-346.

GODOY, J.M.; PADOVANI, C.R; GUIMARÃES, J.R.D.; PEREIRA, J.C.A.; VIEIRA, L.M.; CARVALHO, Z.L.; GALDINO, S. **Evaluation of the Siltation of River Taquari, Pantanal, Brazil, through ^{210}Pb Geochronology of Floodplain Lake Sediments**. J. Braz. Chem. Soc., v. 13, n. 1, p. 71-77, 2002.

GOLDEBERG, E.D. **Geochronology with ^{210}Pb** . In radioactive dating. International Atomic Agency. 121-131 (1963).

GOMES DE ANDRADE, Maurício et al. **Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo**. II-Formas e disponibilidade para plantas. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, n. 6, 2009.

GÓIS LEAL, G.C.S; FARIAS, M. S. S.; ARAUJO, A.F. **O processo de industrialização e seus impactos no meio ambiente urbano**. QUALIT@S Revista Eletrônica. ISSN 1677-4280 v.07. nº1, 2008.

GUILHERME et al. **Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos**. Rev. Bras. Ciênc. Solo, p. 345-390, 2005.

HANESH, M.; SCHOLGER, R. **Mapping of heavy metal loadings in soils by means of magnetic susceptibility measurements**. Environmental Geology, p. 857-870, 2002.

HARPER, K.; OLIVEIRA, A. P. **Determinação de Elementos-Traço em Solos e Lodos de Esgoto por ICP-OES**. Revista Analytica, n.23, p.53-59, jun./ jul. 2006.

HOLTZMAN, R. B. The determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in biological and environmental materials. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 115, n. 1, p. 59-70, 1987.

HOROWITZ, A. J. 1991. **A primer on sediment-trace element chemistry**. 2 ed. Chelsea, EUA: Lewis Publishers. 136p.

ICOLD (International Committee on Large Dams) (1989): **“Sedimentation Control of Reservoirs”**. Guidelines. Bulletin 67, 159 pp.

IVANOVICH M., HARMON R.S.. (Eds.) **“Uranium-series disequilibrium: applications to Earth, Marine and Environmental Sciences”**. (1992). Claredon Press-Oxford.S. Krishnaswami, D.Lal, J.M.Martin, M.Meybeck. **“Geochronology of lake sediments.”** Earthand Plan. Scie. Let. 11 (1971) 407-414

JETER, H. W. Determining the ages of recent sediments using measurements of trace radioactivity. **Terra et Aqua**, v. 78, p. 21-28, 2000.

JIA, G. ^{210}Pb and ^{210}Po determination in environmental samples. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 53, p. 115-120, 2000.

JIA, G. Determination of ^{210}Pb and ^{210}Po in mineral and biological environmental samples. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 247, n. 3, p. 491-499, 2001.

JOSHI, L. U.; ZINGDE, M. D.; DESAI, B. N. Studies on ^{226}Ra and ^{210}Pb activities and the concentration factors of ^{226}Ra in the surface organic layers of the estuarine sediments of Mindola and Purna river in India. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 82, n. 2, p. 369-377, 1984.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**, 3rd edn CRC Press. Boca Raton, FL, USA, 2001.

KALFF J. **Limnology: Inland Water Ecosystems**. Prentice Hall, 2001. 592p.

KINGSTOM, H. M.; JASSIE, L. **Introduction to Microwave Sample Preparation** –Theory and Practice. ACS Professional Reference Book. Washington, 1988, p. 263.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. 1928.**Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Disponível em: < <http://klima-der-erde.de/koeppen.html> > Acesso em: 10 mar. 2014.

KRONE, R. B. **Flume studies of the transport of sediment in estuarial processes, final report**. Berkeley: Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, 1962.

KRUEGER, C.P., **Levantamentos Batimétricos**, Revista INFOGEO 39 (MUNDGEO) setembro 2005, Disponível em <http://mundogeo.com/blog/2005/09/27/levantamentos-batimetricos>). Acesso em 28/11/2014.

KRUG, F. J. **Métodos de Decomposição de Amostras**. In: III WORKSHOP SOBRE PREPARO DE AMOSTRAS, Outubro, 23-27, 2000, São Carlos, p.149 .

LARINI, L. **Toxicologia**. Editora Manole, 2. ed., 1993.

LEMES, M. J. de L. **Avaliação de Metais e Elementos-traço em Águas e Sedimentos das Bacias Hidrográficas dos Rios Mogiguaçu e Pardo, São Paulo**. São Paulo. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo/IPEN. 248 f.

LICK W.; LICK J.; ZIEGLER C. K. Flocculation and its effect on the vertical transport of fine-grained sediments. **Hydrobiologia**, v. 235, p. 1-16, 1992.

LIMA, B.A.F. **Metodologia de datação em carbonatos pela série de desequilíbrio do urânio por Espectrometria de massa**. Dissertação de mestrado, UNB, Brasília 2006.

LIMA, J. L. N. **Hidroquímica pluvial e fluvial na Bacia do Rio Corumbataí (SP) e relações com o uso do Pb-210 como geocronômetro**. 2000. 260 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2000.

LIVI, F. P. Elementos do Clima. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; FERNANDES, L. A. D. (org) **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS. 1999. pp.70-72.

LOURENÇO, R.W.; LANDIM, P.M.B. **Mapeamento de áreas de risco à saúde pública por meio de métodos geoestatísticos**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2005.

MACEDO, Edivaldo Lins. **Noções de Topografia para Projetos Rodoviários**. 2008.

MAESTRO. **Maestro for Windows Model A65-B32 version 5.30**. 2001.

MAHMOOD, K. **Reservoir Sedimentation. Impact, extent and mitigation**. Washington, DC: World Bank 1987. (World Bank Technical Paper, 71).

MALLMANN, F. J. K. (2009). **Simulação do Transporte Vertical de Zinco, Chumbo e Cobre em Solos Contaminados**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Santa Maria. 147f.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry**. Boca Raton: Lewis Publishers, 7th. ed. 2000. 898 p.

MEDEIROS, Rina Lourena da Silva. **Avaliação das condições química e física dos sedimentos do estuário Jundiá-Potengi**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

MCDONALD, C. P.; URBAN, N. R. **Sediment radioisotope dating across a stratigraphic discontinuity in a mining-impacted lake**. Journal of Environmental Radioactivity, v. 92, p. 80-95, 2007.

MELLO, Leonardo Henriques. **Histórico deposicional de Poluentes Orgânicos Persistentes em testemunhos sedimentares do ecossistema estuarino da Ilha do Marajó (Pará-Brasil)**. 2016. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MELLOR, J. W. **Química inorgânica moderna**. 3. ed. Rio de Janeiro: Globo, 1958.

METRE, P. C. V.; MAHLER, B. J. The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. **Chemosphere**, v. 52, p.1727-1741, 2003.

MEURER, E. J.; RHEINHEIMER, D.; BISSANI, C. A. 2010 Fenômeno de Sorção em Solos In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. pp. 131-181.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B.; **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. Editora da Universidade de São Paulo: Brasil, 2002. 414p.

MORA, Tamires de Araujo (2015). **Avaliação da concentração de atividade de Ra-226, Ra-228 e Pb-210 em sedimentos provenientes da Antártica na região da Baía do Almirantado**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MORRIS, G.L.; FAN, J. **Reservoir sedimentation handbook** - design and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use. New York: McGraw-Hill Book, 2010. Electronic Version 1.04. 805 p.

MOREIRA, M. A. 2001. Sistemas Sensores. In: **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. INPE. Disponível em: < <http://www.ltid.inpe.br/dsr/mauricio/sensores.PDF> >. Acesso em: 20 de fev. 2010.

MOREIRA, D.I.T. FÁVARO, F. CAMPAGNOLI, B.P. MAZZILLI. S.R.D. "Sedimentation rates and metals in sediments from the reservoir Rio Grande – São Paulo/Brazil". Environmental Radiochemical Analysis II, P. Warwick editor, The Royal Society of Chemistry (2003) UK, pp 383-390.

MOZETO, A.A.O. **Manejo de qualidade da água e da dinâmica do sedimento e do particulado da Represa do Guarapiranga e do Rio Grande, RMSP**, São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, projeto RHAE, 1996.

MOZETO, A.A. **Coleta de sedimentos de ambientes aquáticos continentais, extração de águas intersticiais e determinação granulométrica**. In: MOZETO, A. A.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimentos de água doce - Projeto Qualised. Cubo Multimidia, São Carlos, 2006. 26p.

MÜLLER, G.; GRIMMER, G. BÖHNKE H. 1977. Sedimentary Record of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Lake Constance. **Naturwissenschaften**. v. 64, pp.427-431.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S; SILVA, E. 2005. Delimitação automática de Áreas de Preservação Permanente (APP) e identificação de conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Alegre. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. Goiânia. **Anais...** Goiânia, pp. 2289-2296.

NERY, J.R.C. **Determinação da Taxa de Sedimentação na Foz do Rio Amazonas Usando o ^{210}Pb como Geocronômetro**. 2009. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

NOLLER J.S.. “**Quaternary Geochronology: Methods and Applications**”. J. S. Noller, J. M.Sowers & W. Lettis, Editors. American Geophysical Union, Washington, DC. (2000) pp 115-120

OMEE (Ontario Ministry of the Environment and Energy). 1993. **Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario**. Toronto: Ontario Ministry of the Environment and Energy.

OLIVEIRA, S. A.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Avaliação de diferentes métodos de extração de metais pesados em solos contaminados provenientes de atividades de galvanoplastia**. In: FERTBIO, 2008. Londrina. Resumos. CD-Rom.

OLIVEIRA, C.E.S. de; PRADA, S.M. **A importância do chumbo na história**. Seção Química Viva, publicado em: dezembro de 2010. Disponível em: <<http://www.crq4.org.br>>, acessado em: 28/03/2014.

PARDOS, M.; BENNINGHOFF, C.; ALENCASTRO, L. F.; WILDI, W. 2004. The Impact of a Sewage Treatment Plant’s Effluent on Sediment Quality in a Small Bay in Lake Geneva (Switzerland-France), Part I: Spatial Distribution of Contaminants and the Potencial for Biological Impacts. **Lakes&Research an Management**. v.9. pp.41-52.

PETRY, Cristiane Franchi. **Determinação de Elementos Traço em Amostras Ambientais por ICP OES**. 2005. 90 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Programa de Pós-Graduação em Química, Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

PLUMMER, C. C.; MCGEARY, D.; CARLSON, D. H. **Physical geology**. Wm. C. Brown, 2005, p. 580.

POLETO, C. 2007. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. Porto Alegre. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 137 f.

POLETO, C.; CASTILHOS, Z. C. 2008. Sedimentos e Poluição Difusa em Bacias Urbanas. In: POLETO, C. (Org.). **Ambiente e Sedimentos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. pp. 193-227.

POLETO, C.; LAURENTI, A. 2008. Sedimentos Urbanos e Corpos d'água. In: POLETO, C. (Org.). **Ambiente e Sedimentos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. pp. 109-148.

POLETO, C.; TEIXEIRA, E. C. 2006. Processamento de Amostras e Extrações Sequenciais. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. (Org.). **Qualidade dos Sedimentos**. Porto Alegre: ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos. pp.282-322.

POLETO, Cristiano; GONÇALVES, G. R. Qualidade das amostras e valores de referência. **Qualidade dos Sedimentos** (ed. by Poleto, C. & Merten, GH, Porto Alegre, Brazil, 2006), ABRH, Brazil, 2006.

POLETO, Cristiano; MARTINEZ, Leidy Luz Garcia. Sedimentos urbanos: ambiente e água. **Holos Environment**, v. 11, n. 1, p. 01-15, 2011.

POPP, J.H. **Geologia geral**. Rio de Janeiro: LTC. 1998.

RANDLE, K. e AL-JUNDI, J. **Instrumental neutron activation analysis (INAA) of estuarine sediments**. J. Radioanal. and Nucl. Chem., v. 249, n.2, p. 361 – 367, 2001.

RIBEIRO JÚNIOR, Sebastião et al. **Determinação de volumes em atividades de mineração utilizando ferramentas do sensoriamento remoto**. 2011.

ROBBINS, J. A. e EGGINGTON, D. N. **Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137**. Geochim. Cosmochim Acta, v. 39, p.285-304,1975.

ROBBINS, J. A. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead isotopes. In: NRIAGU, J. O. (Ed.). **Biogeochemistry of Lead in the Environment**. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1978. p. 285-393.

ROBBINS, J. A. **The role of radiotracers in studies of Aquatic contamination**. INT. CONFERENCE HEAVY METALS IN THE ENVIRONMENT, Geneva, vol 1, Sep. 1989, Proceedings.

SANTANA, Genilson Pereira; BARRONCAS, Priscila de Souza Rosa. **Estudo de metais pesados (Co, Cu, Fe, Cr, Ni, Mn, Pb e Zn) na Bacia do Tarumã-Açu Manaus–(AM)**. Acta Amazônica, v. 37, n. 1, p. 111-118, 2007.

SAKANOE, M.; YAMAMOTO, M.; KOMURA, K. determination of actinides nuclides and ^{210}Pb (^{210}Po) by low-energy photon spectrometry with alpha spectrometry. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 115, p. 71-82, 1987.

SAUNDERS, William. **Preparation of DEMs for use in environmental modeling analysis**. In: ESRI User Conference. 1999. p. 24-30.

SASTRE, J.; SAHUQUILLO, A.; VIDAL, M.; RAURET, G. Determinations of Cd, Cu, Pb and Zn in environmental samples: microwave-assisted total digestion versus aqua regia and nitric acid extraction. *Analytica Chimica Acta*, v. 462, p.59-72, 2002.

SANCHEZ-CABEZA, J. A.; ANI-RAGOLTA, I.; MASQUÉ, P. **Some considerations of the ^{210}Pb constant rate of supply (CRS) dating model**. Limnology and Oceanography, v. 45, n.4, p. 990-995, 2000.

SAN MIGUEL, E. G. **Aplicación del método por ^{210}Pb en sistemas acuáticos de andalucía Occidental**. Tese (Doutorado). Universidade de Huelva, Departamento de Física aplicada, Huelva, España, 2001.

SALOMONS, W.; BRILS, J. (Eds). **Contaminated Sediment in European River Basins**. European Sediment Research Network, SedNet. TNO Den Helder, The Netherlands, 2004.

SEZGIN, N.; OZCAN, H. K.; DEMIR, G.; NEMLIOGLU, S.; BAYAT, C. 2003. **Determination of heavy metal concentrations in street dust in Istanbul E-5 highway**. Environment International, v.29. pp. 979-985.

SOLOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the hydrocycle**. Berlin: Springer, 1984. 653 p.

SILVA P.S.C.; DAMATTO S.R.; MALDONADO C.; FÁVARO D.I.T.; MAZZILI B.P. **Metal distribution in sediment cores from São Paulo State Coast, Brazil**. Mar Pollut Bull, v. 62, p. 1130-1139, 2011.

SILVA. L. S.; CAMARGO, F. A. O., CERETTA, C. A. 2004. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. p. 73-100.

SILVA, A. M. da; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. de. **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas**. São Carlos: Rima, 2003. 320 p.

SINGH, K. P.; MOHAN, D.; SINGH, V.K.;MAIK, S. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in gomti river sediments – a tributary of the Ganges, India. **Journal of Hydrology**, v.312, p. 14-27, 2005.

SIMPSON, Stuart L.; APTE, Simon C.; BATLEY, Graeme E. **Effect of short-term resuspension events on the oxidation of cadmium, lead, and zinc sulfide phases in anoxic estuarine sediments**. Environmental science & technology, v. 34, n. 21, p. 4533-4537, 2000.

SKJELKVÅLE B. L.; ANDERSEN, T.; FJELD E.; MANNIO, J. WILANDER, A.; JOHANSSON, K.; JENSEN, J. P.; MOISEENKO, T. 2001. Heavy Metal Surveys in Nordic Lakes: Concentrations, Geographic Patterns and Relation to Critical Limits. **Ambio**. V. 30, n. 1.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 2008. 329 p.

STEPHEN, D.; SCHERY, S. Determination of ^{210}Pb in environmental samples by gamma spectrometry with high-purity germanium detectors, **Analytical Chemistry**, v. 52, p. 1958-1959, 1980.

SUBCOMMITTEE ON SEDIMENTATION. **Determination of fluvial sediment discharge**. Washington, DC: Inter-Agency Committee on Water Resources, 1963. (Report nº 14).

SUGUIO, K. **Geologia Sedimentar**. São Paulo: Edgard Blucher, 2003. V.01. 400 p.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLANT, E.; NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; Ed. UFRGS.

TAVARES, I. S.; PINHEIRO, R. J. B.; SOARES, J. M. D.; **Notas de Aula, Mecânica dos Solos. Departamento de Transporte, Centro de Tecnologia**, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Maio de 2006.

TAYLOR, K. Urban Environments. 2007. In: TAYLOR, K.; PERRY, C. **Environmental Sedimentology**. Manchester: Blackwell. Pp. 441.

THUM, A.B.; AVEIRO, C. E.; VERONEZ, M. R. 2006. **Regularização Fundiária – Caso da Vila Caí, Porto Alegre/RS**. In: ERBA, Diego Alfonso (org). **Sistemas de Información Geográfica aplicado a estudios urbanos: Experiencias latinoamericanas**. Cambridge: Lincoln Institute. pp. 07-17.

TOLEDO M.C.M., OLIVEIRA S.M.B., MELFI A. 2000. **Intemperismo e formação do solo**. In: TEIXEIRA W., TOLEDO M.C.M., FAIRCHILD T.R., TAIOLI F. (org.) **Decifrando a Terra**. Oficina de textos, São Paulo, p. 139-166

TUNDISE, J.G E TUNDISI, T.M. 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. São Paulo.

TURNER, L. J.; DELORME, L. D. Assessment of ^{210}Pb data from Canadian lakes using the CIC and CRS models. *Environmental Geology*, v. 28, n. 2, p. 78-87, 1996.

TUCCI, C. E. M; GENZ, F. 1995. Controle do Impacto da Urbanização. In: Tucci,C.E.M.; Porto, R.L.L.; Barros, M.T. **Drenagem Urbana**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ABRH, V.5.

USEPA - UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2009). USEPA 3050B, Method 3050B. Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils.

UTERMANN, J.; DÜWEL, O.; NAGEL, I. (2006). Contents of trace elements and organic matter in European soils. In B. M. Gawlik & G. Bidoglio (Eds.) **Background values in European soils and sewage sludges. Results of a JRC-coordinated study on background values (Part II)**. European Comission DG-JRC., EUR 22265 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

VAN RIJN, L.C. Sediment transport, part I: bed load transport. **Journal of Hydraulic Engineering** ,v. 110, n.10, p. 1431-1456, 1984.

VANONI, V.A. **Sedimentation engineering**. New York: American Society of Civil Engineers, 1977.

VESTENA, L. R. **Análise da relação entre a dinâmica de áreas saturadas e o transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica por meio de monitoramento e modelagem**. 2008. 268 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

WARD, A. D.; TRIMBLE, S. W. **Environmental hydrology**. 2ª ed. New York: Lewis Publishers, 1995. 475 p.

WHO – World Health Organization (1982) **Micropollutants in river sediments**. World Health Organization, Copenhagen.

WMO - WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. **Manual on Sediment Management and Measurement**. Operational Hydrology Report No. 47. Geneva, Switzerland, Secretariat of the World Meteorological Organization, 2003.

WORLD COMMISSION ON DAMS. **Dams and development: a new framework for decision-making**. London: Earthscan, 2000.

ZURITA, M. L. L.; TOLFO, A. M. (orgs.). 2000. **A Qualidade do Ar em Porto Alegre**. Porto Alegre: Secretaria Municipal de Meio Ambiente – Porto Alegre. 92p.