

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR**

**COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE**

Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares

**AVALIAÇÃO DE METAIS E RADIONUCLÍDEOS EM AMOSTRAS DE
ÁGUA E LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DA
REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE**

ADRIANA MUNIZ DE ALMEIDA ALBUQUERQUE

Orientador: Profa. Dra. Eliane Valentim Honorato

Co-orientador: Prof. Dr. Clovis Abrahão Hazin

Recife, PE

Agosto, 2013

ADRIANA MUNIZ DE ALMEIDA ALBUQUERQUE

**AVALIAÇÃO DE METAIS E RADIONUCLÍDEOS EM
AMOSTRAS DE ÁGUA E LODO DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ÁGUA DA REGIÃO METROPOLITANA
DO RECIFE**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares para obtenção do título de Mestre em Ciências, Área de Concentração: Dosimetria e Instrumentação Nuclear.

Orientador: Profa. Dra. Eliane Valentim
Honorator

Co-orientador: Prof. Dr. Clovis Abrahão Hazin

Recife, PE
Agosto, 2013

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

- A345a Albuquerque, Adriana Muniz de Almeida.
 Avaliação de metais e radionuclídeos em amostras de água e lodo de estações de tratamento de água da região metropolitana do Recife / Adriana Muniz de Almeida Albuquerque. – Recife: O Autor, 2013.
 91 folhas, il., gráfs., tabs.
- Orientadora: Profa. Dra. Eliane Valentim Honorator.
 Co-Orientador: Prof. Dr. Clovis Abrahão Hazin.
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares - PROTEN, 2013.
 Inclui Referências.
1. Energia Nuclear. 2. Metais. 3. Radionuclídeos. 4. Estação de tratamento de água. I. Honorator, Eliane Valentim. (Orientadora). II. Hazin, Clovis Abrahão. (Co-Orientador). III. Título.

UFPE

612.01448 CDD (22. ed.)

BCTG/2013-290

**AVALIAÇÃO DE METAIS E RADIONUCLÍDEOS EM AMOSTRAS DE
ÁGUA E LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DA
REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE**

Adriana Muniz de Almeida Albuquerque

APROVADA EM: 07.08.2013

ORIENTADORA: Profa. Dra. Eliane Valentim Honorato

CO-ORIENTADORA: Prof. Dr. Clovis Abrahão Hazin

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes – DEN/UFPE

Prof. Dr. José Araújo dos Santos Junior – DEN/UFPE

Prof.^a Dr.^a Maria Helena Paranhos Gazineu – Dept. de Química/UFRPE

Visto e permitida a impressão

Cordenadora(o) do PROTEN/DEN/UFPE

Aos meus pais e à meu esposo

“E disse [Deus] ao homem: Eis que o
temor do Senhor é a sabedoria, e o
apartar-se do mal é o entendimento”
Jó.28.28

AGRADECIMENTOS

A Deus por estar comigo em todos os momentos.

A minha família meu pai, minha mãe, meu esposo e meus irmãos por todo apoio, incentivo e amor.

A Dr^a Eliane Valentim por toda a sua ajuda na execução deste trabalho, amizade e compreensão.

Ao Dr Clovis A. Hazin por seu apoio, compreensão e contribuição para execução deste trabalho.

A todos os professores que participaram das bancas por suas excelentes sugestões que muito contribuíram para a finalização deste trabalho, em especial ao Professor Rômulo Simões, à Professora Maria Helena Gazineu e ao Professor José Araújo.

A todos da Divisão de Análises Ambientais (DIAMB) do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE), em especial à Amanda Correia, Carlos Monteiro, Cláudia Poggi, Danielle Patrice, Emerson Emiliano, Fernanda Soares, Fernando Loureiro, Patrícia Brandão, Rosemário Honorato e Thiago Oliveira.

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, especialmente as secretárias do programa.

Ao CNPq e à Facepe pelo apoio financeiro.

A todos os amigos que direta ou indiretamente contribuíram para execução deste trabalho.

RESUMO

Os metais e radionuclídeos estão naturalmente incorporados aos corpos d'água. Estes elementos podem chegar a população configurando um risco potencial a saúde pública. Em virtude disto a concentração destes elementos é um dos critérios inseridos no padrão de potabilidade. Os mananciais que apresentam a volume necessário para o abastecimento da população, contudo, não possuem a qualidade requerida, sendo por tanto necessária a utilização de tecnologias de tratamento que possam remover tais impurezas. Os tratamentos aplicados retêm nas etapas do processo os materiais incorporados as águas e em consequência é gerado um resíduo comumente denominado lodo. Este resíduo pode apresentar concentrações apreciáveis de metais e radionuclídeos, e é classificado como um resíduo sólido pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT e como um Material Radioativo de Ocorrência Natural Concentrado Tecnologicamente (TENORM) pela United States Environmental Protection Agency – USEPA. Foi realizado assim a análise da concentração dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, e Pb e dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{40}K em amostras de água e lodo de duas Estações de tratamento de águas – ETA's distintas da Região Metropolitana do Recife. A partir dos resultados obtidos foi possível inferir que as águas tratadas nas ETA's analisadas estão em concordância com os valores estabelecidos na legislação vigente, para os metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb e para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra . Por outro lado, as concentrações de Fe e Al nas amostras de água pronta para o consumo em uma das ETA estão acima do estabelecido, estando esta inadequação possivelmente relacionada à falha no floculador. A concentração dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb e Fe no lodo foram superiores aos valores observados na literatura, estando inclusive as concentrações de Pb e Zn superiores ao estabelecido no padrão de lançamento de efluentes da resolução nº430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA o que intensifica a necessidade do tratamento dos resíduos das ETA's avaliadas, antes do início de qualquer processo de descarga no ambiente. Quanto aos valores obtidos para a concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{40}K , os valores obtidos estão similares ao observado na literatura. O presente estudo possibilitou assim a obtenção de informações relacionadas à presença e comportamento de metais e radionuclídeos de águas e lodo de ETA's da Região Metropolitana do Recife.

Palavras-chave: metais, radionuclídeos, estação de tratamento de água.

ABSTRACT

Metals and radionuclides are naturally incorporated into water sources. These elements can reach the people setting up a potential risk to public health. Because of this the concentration of these elements is included in the standard for drinking. The fountains which have the necessary volume to supply the population, however, do not possess the required quality is therefore necessary to use treatment technologies can remove such impurities. The treatments retain the stages of the materials incorporated water and is consequently generated a residue commonly called sludge. This residue can apesentar appreciable concentrations of metals and radionuclides, and is classified as a solid waste by the Brazilian Association of Technical Standards (ABNT) and as a Technologically-Enhanced, Naturally-Occurring Radioactive Materials - TENORM by the United States Environmental Protection Agency – USEPA. Analysis was performed so the concentration of metals Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb and radionuclides 226Ra, 228Ra and 40K in samples of water and sludge from two different Water treatment plants of Metropolitan Region of Recife. From these results it was possible to infer that the treated water in water treatment plants analyzed are in agreement with the values established in the current legislation to the metals Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb and radionuclides 226Ra and 228Ra. On the other hand, the concentrations of Fe and Al in water samples ready for consumption in one of the treatment stations are established up, with this possibly related to inadequate failure flocculator. The concentration of the metals Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb and Fe in the sludge were higher than values reported in the literature, with the concentrations of Pb and Zn exceeding concentrations established the standard for effluent discharge of Resolution No. 430/11 National Council of Environment (CONAMA) which intensifies the need for treatment of waste water treatment plants evaluated, before the start of any process of unloading the environment. As for the values obtained for the activity concentration of radionuclides 226Ra, 228Ra and 40K, the values obtained are similar to those observed in the literature. The present study thus enabled to obtain information related to the presence and behavior of metals and radionuclides in water and sludge of water treatment plants of Metropolitan Region of Recife.

Keywords: metals, radionuclides, water treatment plants.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

	Página
Figura 1 – Fluxograma esquemático do sistema de tratamento de ciclo completo	18
Figura 2 - Reação do Sulfato de Alumínio com a água	20
Figura 3 - Modelo esquemático de decantador convencional retangular	23
Figura 4 - Modelo esquemático de decantadores tubulares	24
Figura 5 - Fluxogramas esquemáticos dos sistemas de filtração direta	27
Figura 6 – Representação esquemática de um espectrômetro de absorção atômica	41
Figura 7 – Representação esquemática do processo de seleção do feixe	43
Figura 8 - Representação esquemática de um espectrômetro gama	46
Figura 9 - Mapa da Região Metropolitana do Recife	48
Figura 10 - Tanques de floculação da ETA-1(a) e ETA-2(b)	50
Figura 11 - Tanques de decantação da ETA-1 (a) e ETA-2 (b)	50
Figura 12 – Diagrama da metodologia aplicada para tratamento das amostras de água	51
Figura 13 - Diagrama da metodologia aplicada para tratamento das amostras de lodo	53
Figura 14 - Espectrômetro de absorção atômica por chama	54
Figura 15 - Sistema de medidas espectromêtro de gama HpGe	57
Figura 16 - Concentrações de Cd, Cr, Pb e Mn na água pronta para o consumo das ETA's estudadas e valores estabelecidos na portaria	59
Figura 17 - Concentrações de Fe, Al, Cu e Zn na água pronta para o consumo das ETAs estudadas e valores estabelecidos na portaria	59
Figura 18 - Concentração de zinco nos estágios de tratamento	60
Figura 19 – Concentração de manganês nos estágios de tratamento	61
Figura 20 - Concentração de cádmio nos estágios de tratamento	62
Figura 21 - Concentração de cobre nos estágios de tratamento	62
Figura 22 - Concentração de cromo nos estágios de tratamento	63
Figura 23 - Concentração de cádmio nos estágios de tratamento	64
Figura 24 - Concentração de ferro nos estágios de tratamento	64
Figura 25 - Concentração de alumínio nos estágios de tratamento	65
Figura 26 - Concentração de Fe e Al na água descartada e água bruta da ETA-1	67
Figura 27 - Concentração de Fe e Al na água descartada e bruta da ETA-2	68
Figura 28 - Concentrações de metais obtidas e observadas na literatura (Cr, Cu, Pb, Cd, Zn)	72
Figura 29 - Concentrações de metais obtidas e observadas na literatura (Fe e Mn)	72
Figura 30 – Concentração de metais no lodo	73

Figura 31 - Concentração de atividade dos radionucléios nas amostras de lodo das ETA's estudadas

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 - Classificação e tratamento para potabilização	16
Tabela 2 - Qualidade da água recomendável para tratamento em Filtração Lenta	30
Tabela 3 - Eficiência de remoção de radionuclídeos	38
Tabela 4 - Energia gama utilizada para determinação de radionuclídeo	55
Tabela 5 - Eficiência de remoção de Fe e Al	66
Tabela 6 - Concentrações de metais em amostras de lodo	69
Tabela 7 - Recuperação do material de referência	70
Tabela 8 - concentração de metais no lodo	71
Tabela 9 - Concentrações de metais para lançamento de efluentes e valores encontrados para o lodo da descarga do decantador	74
Tabela 10 - Atividade de radionuclídeos no lodo proveniente de ETA	76

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA	15
2.1. ÁGUA	15
2.1.1. Qualidade da água	15
2.1.2. Classificação das águas	16
2.2. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO	19
2.2.1. Ciclo completo	19
2.2.1.1. Coagulação	20
2.2.1.2. Floculação	23
2.2.1.3. Decantação	24
2.2.1.4. Filtração	27
2.2.1.5. Desinfecção	28
2.2.2. Filtração direta	28
2.2.2.1. Filtração direta ascendente	29
2.2.2.2. Filtração direta descendente	30
2.2.2.3. Dupla filtração	30
2.2.3. Filtração em múltiplas etapas	30
2.2.4. Filtração lenta	31
2.3. RESÍDUOS GERADOS NO TRATAMENTO	32
2.3.1. Características do resíduo	33
2.4. METAIS PRESENTES NA ÁGUA E NO LODO	34
2.5. RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NA ÁGUA E NO LODO	39
2.6. EQUIPAMENTOS DE DETERMINAÇÃO DE METAIS E RADIONUCLÍDEOS	43
2.6.1. Espectrometria de Absorção Atômica	43
2.6.2. Espectrometria Gama	46
3. METODOLOGIA	49
3.1.ÁREA DE ESTUDO	49
3.2.COLETA DAS AMOSTRAS	51
3.3.DETERMINAÇÃO DE METAIS	52

3.3.1.	Tratamento para determinação de metais	53
3.3.2.	Análise das amostras	55
3.4.	DETERMINAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS	56
3.4.1.	Tratamento para determinação dos radionuclídeos	57
3.4.2.	Análise das amostras	58
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4.1.	METAIS EM AMOSTRAS DE ÁGUA	60
4.2.	METAIS EM AMOSTRAS DE LODO	70
4.3.	RADIONUCLÍDEOS EM AMOSTRAS DE ÁGUA	75
4.4.	RADIONUCLÍDEOS EM AMOSTRAS DE LODO	76
5.	CONCLUSÃO	81
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83

1. INTRODUÇÃO

A água é uma substância indispensável à vida, participante das mais diversas atividades metabólicas dos organismos. Ela possui alta capacidade de dissolução, facilitando a incorporação de várias substâncias aos corpos d'água (ERVIM, 2009; MEDEIROS, 2005).

Entre os materiais incorporados às águas, tanto subterrâneas como superficiais, podem ser encontrados tanto metais quanto radionuclídeos. A ingestão destes elementos em determinadas concentrações pode ocasionar danos à saúde do homem (RICHTER, 2001; WISSER, 2003; PROSAB, 2000).

Em virtude da importância da qualidade da água, agências nacionais e internacionais estabeleceram limites máximos de concentração destes elementos nas águas destinadas ao consumo humano, bem como de outras substâncias e microrganismos, estando estes valores inseridos aos padrões de potabilidade (BRASIL, 2011).

Os mananciais que dispõem do volume requerido para o abastecimento da população, contudo, em geral não possuem a qualidade necessária para a sua utilização, apresentando valores de concentração superiores aos estabelecidos como padrões de potabilidade. Para que haja a adequação dessas águas é necessária assim a submissão das mesmas a processos de tratamento (AZEVEDO NETO, 1998; DI BERNARDO, 2005).

As tecnologias empregadas para o tratamento da água destinada ao consumo humano promovem a remoção de impurezas incorporadas a partir da adição de uma série de reagentes químicos e/ou de mecanismos de filtração (AZEVEDO NETO, 1998; RICHTER, 2001). A remoção destas impurezas, dissolvidas ou em suspensão, é realizada através da co-precipitação com os reagentes e/ou de sua retenção no decorrer das etapas do tratamento, formando como subproduto um resíduo denominado comumente de lodo (RICHTER, 2001, ERVIM, 2009).

Os resíduos gerados nas Estações de Tratamento de Água - ETA's acabam por concentrar as impurezas presentes nas águas dos mananciais podendo apresentar níveis apreciáveis de metais e radionuclídeos. Em vista disso estes resíduos são enquadrados como resíduos sólidos pela ABNT (NBR 10004) e como um Material Radioativo de Ocorrência Natural Concentrado Tecnologicamente (TENORM) pela United States Enviromental Protection Agency - USEPA (ABNT, 2004; USEPA, 2005).

Torna-se por tanto relevante a realização de estudos para avaliar a qualidade da água fornecida à população, quanto à presença e concentração de metais e radionuclídeos, e a eficiência apresentada pelos processos de tratamento para eliminação destes elementos.

Outro ponto que também deve ser avaliado é a composição dos resíduos gerados nos processos de tratamento das ETA's, tendo em vista que uma vez lançados no ambiente podem configurar um risco a saúde da população e ao próprio ambiente.

É importante também ressaltar que os fatores geológicos das áreas dos mananciais são indicados como os principais contribuintes para o aumento dos níveis de concentrações de radionuclídeos e na região metropolitana do Recife ainda não existem dados de levantamento das concentrações de atividade dos radionuclídeos no lodo das ETA's. (PALOMO, 2010; KLEINSCHMIDT, 2011).

Desta forma, o presente estudo foi realizado com o objetivo avaliar amostras de água e lodo oriundos de duas ETA's distintas localizadas em municípios da Região Metropolitana do Recife, os quais se encontram situados em unidades geotectônicas bem distintas, correspondentes à Bacia Sedimentar Pernambuco/Paraíba (PE-PB) e a Bacia Sedimentar do Cabo, quanto à presença e comportamento de metais e radionuclídeos (CPRM, 2001).

Especificamente foi realizada para o estudo dos metais e radionuclídeos: a determinação dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb, Fe e Al em amostras de água pronta para o consumo, das etapas de tratamento e a descartada no processo; a determinação dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb e Fe nos resíduos gerados nas etapas do processo de tratamento; a determinados os isótopos ^{226}Ra , ^{228}Ra nas amostras de água; e de ^{226}Ra , ^{228}Ra ^{40}K nas amostras de lodo.

2. REVISÃO DE LITERATURA.

2.1. ÁGUA

A água é uma substância indispensável à vida, participante das mais diversas reações metabólicas dos organismos. Ela se distingue das demais substâncias por apresentar propriedades específicas, dentre as quais pode se destacar a sua capacidade como solvente (BAIRD, 2002; ERVIM, 2009).

Por ser um excelente solvente, a água se apresenta na natureza como uma substância complexa, estando em seu estado de pureza química como uma mistura de cerca de trinta e três substâncias distintas (RICHTER, 1991).

As substâncias encontram-se incorporadas às águas, dissolvidas, em suspensão ou em estado coloidal. Elas são, por vezes, denominadas de impurezas, sendo compostas por agentes biológicos, metais e radionuclídeos (FERNANDES NETO, 2007, HELLER, 2006; PIVELI, 2006).

A água, devido a sua capacidade de incorporação de substâncias, é descrita como uma importante via de transporte de materiais aos organismos, podendo veicular, inclusive, um elevado número de enfermidades resultantes da ingestão de águas contaminadas por organismos patógenos e/ou determinadas concentrações de metais e radionuclídeos, o que pode configurar um risco à saúde da população (BRASIL, 2006, CETESB, 1974; LEITE, 2004).

A concentração e o tipo de materiais incorporados aos corpos d'água tornam-se um fator determinante para o seu consumo, tendo em vista os riscos que podem estar atrelados a este consumo. Para tanto, são, então, estabelecidos critérios químicos, físicos e biológicos de qualificação da água, de forma a definir alguns padrões de adequação da água para o consumo humano e demais atividades.

2.1.1. Qualidade da água

A qualidade da água é estabelecida por parâmetros relacionados às características físicas, químicas, biológicas e radiológicas.

Os parâmetros físicos mais relevantes, quando considerada a água para fim de abastecimento e consumo humano são: a cor, turbidez, sabor, odor, temperatura e

condutividade elétrica. Estas características são geralmente de fácil determinação e possuem pouca importância, do ponto de vista sanitário, por não apresentarem relação direta com riscos à saúde da população (DI BERNARDO, 2002).

Quanto aos parâmetros químicos, eles estão diretamente associados às substâncias dissolvidas nas águas e representam grande importância, devido ao efeito que a presença de alguns elementos ou compostos causam ao organismo dos consumidores. As principais características que devem ser observadas considerando os parâmetros químicos são: pH, alcalinidade, dureza, cloretos e sulfatos, ferro e manganês, nitratos e nitritos, impurezas orgânicas e substâncias tóxicas, com destaque para a presença de metais pesados (ARAÚJO, 2006, HANRAHAN, 2003).

Os parâmetros biológicos, por sua vez, estão relacionados à presença de organismos patogênicos, como certos vírus, bactérias, protozoários, toxinas produzidas por estes, e ainda organismos responsáveis pela ocorrência de sabor e odor desagradáveis. Estes parâmetros são de grande importância sanitária e a inadequação dos mesmos podem ser a causa de várias epidemias (ERVIM, 2009, POWER, 1999).

Os parâmetros radiológicos para a água destinada ao consumo humano são representados pela concentração de atividade alfa total e beta total. Os valores estabelecidos para estes parâmetros estão relacionados à exposição individual a níveis que possam apresentar risco de efeitos biológicos. Assim, em casos de concentrações alfa e beta acima dos níveis estabelecidos deverá ser realizada a análise específica para os radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra presentes nas águas em questão, sob solicitação da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) (BRASIL, 2011).

2.1.2. Classificação das águas

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 classifica os corpos d'água utilizando inicialmente como parâmetro o grau de salinidade. As águas são classificadas como águas doces, salobras e salinas.

Os três tipos de água classificadas são ainda diferenciados em treze classes de qualidade, estabelecidas a partir da sua finalidade de uso e das características físicas, químicas e biológicas apresentadas.

Dentre as demais classes de qualidade, cinco delas são destinadas a diferenciar as águas doces, sendo elas:

- Classe Especial: destinadas ao abastecimento para consumo humano (após desinfecção), preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas gerais e de unidades de conservação.
- Classe 1: destinadas ao abastecimento para consumo humano (após tratamento simplificado), proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
- Classe 2: podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional); proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário, irrigação de hortaliças, plantas frutíferas com os quais o público possa vir a ter contato direto; aquicultura e atividade de pesca.
- Classe 3: podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional ou avançado), irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário; e dessedentação de animais.
- Classe 4: podem ser destinadas à navegação; e à harmonia paisagística.

As classes especial, 1, 2 e 3, podem ser utilizadas para o abastecimento destinado ao consumo humano, e para tanto devem atender aos padrões de potabilidade, os quais são determinados por normas nacionais e internacionais.

As normas estabelecem limites individuais para certas substâncias, com base em critérios científicos que avaliam o risco para um indivíduo e o dano causado pela exposição a uma dose conhecida de um determinado poluente (DI BERNARDO, 1999, NASCIMENTO, 2005; UMBUZEIRO, 2010).

Atualmente no Brasil, os padrões de potabilidade estão especificados na Portaria Nº 2.914 de Ministério da Saúde, publicada no Diário Oficial da União (DOU) em 12 de dezembro de 2011. Esta portaria define a água potável como a água que atende aos padrões estabelecidos por ela e que não ofereçam riscos à saúde.

Em geral, na natureza, a água dos mananciais que possuem o volume requerido para ser utilizado para a distribuição de água não possui a qualidade requerida para ser empregada como água potável, sendo necessária a aplicação de tratamentos que possam promover a melhoria da sua qualidade (FRONTANA, 2004; PINTO, 2006; RICHTER, 1991).

Como a necessidade de tratamento é uma constante, as normas definem referências quanto à água natural (água bruta) que será fornecida para o tratamento, sugerindo métodos a serem empregados. Além disso, a resolução do CONAMA nº 357, observada anteriormente, e a NBR 12.216 de 1992 da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT estabelecem a norma de projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público.

Segundo a ABNT, através da norma NBR 12.216, as águas são classificadas como:

- Tipo A - águas subterrâneas ou superficiais, provenientes de bacias sanitariamente protegidas, com muitos dos padrões de qualidade satisfazendo aos padrões de potabilidade;
- Tipo B - águas subterrâneas ou superficiais, provenientes de bacias não protegidas, mas que podem ser enquadradas nos padrões de potabilidade, mediante processo de tratamento que não exija coagulação;
- Tipo C - águas superficiais provenientes de bacias não protegidas, e exigem coagulação para enquadrar-se nos padrões de potabilidade;
- Tipo D - águas superficiais provenientes de bacias não protegidas, sujeitas a fontes de poluição, que exijam processos especiais de tratamento para que possam enquadrar-se nos padrões de potabilidade.

Assim, levando-se em consideração a resolução do CONAMA e a Norma da ABNT, têm-se definido as medidas de aplicação de tecnologias de tratamento, a fim de garantir a qualidade da água destinada ao abastecimento público para consumo humano (Tabela 1).

Tabela 1 – Classificação e tratamento para potabilização

Classificação		Tratamento indicado
CONAMA	Classe especial	Desinfecção
	Classe 1	Tratamento simplificado
	Classe 2	Tratamento convencional
	Classe 3	Tratamento convencional ou avançado
ABNT	Tipo A	Desinfecção e correção de pH
	Tipo B	Tecnologia que não exija coagulação química
	Tipo C	Tecnologia com coagulação química
	Tipo D	Tecnologia Tipo C e tratamento complementar apropriado a cada caso

Fonte: adaptado ABNT (1992) e do CONAMA (2005).

2.2. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO

Do ponto de vista tecnológico, qualquer água pode ser tratada e enquadrada como água potável. Contudo, o processo pode ser inviável ao levar-se em consideração o custo, a confiabilidade e a manutenção no uso de determinados corpos d'água para fim de abastecimento (AZEVEDO NETTO, 1987; DI BERNARDO, 1999).

A seleção da tecnologia de tratamento a ser aplicada é determinada pela qualidade da água bruta a ser tratada, por fatores econômicos, pela característica da comunidade a ser beneficiada e pelos critérios de potabilidade exigidos nas normas. Contudo, de forma geral o tratamento deve ser focado em garantir a adequação aos parâmetros de potabilidade, sendo, portanto, requerido que ocorra a adequação aos critérios biológicos, físicos e químicos (DI BERNARDO, 2003; DI BERNARDO, 1999).

Desta forma, é imprescindível para a escolha da tecnologia de tratamento, a avaliação cuidadosa dos mananciais a serem utilizados, devendo estes apresentar as melhores condições de água natural possível, o que possibilita a aplicação de tratamentos eficientes, com menor custo de forma mais simples e com menor geração de resíduos (AZEVEDO NETTO, 1998).

Dentre as tecnologias de tratamento que podem ser aplicadas tem-se o tratamento de ciclo completo, a filtração direta, que pode ser ascendente e descendente, a filtração em múltiplas etapas e a filtração lenta, sendo estas tecnologias aplicadas conforme os critérios descritos anteriormente.

2.2.1. Tratamento de ciclo completo

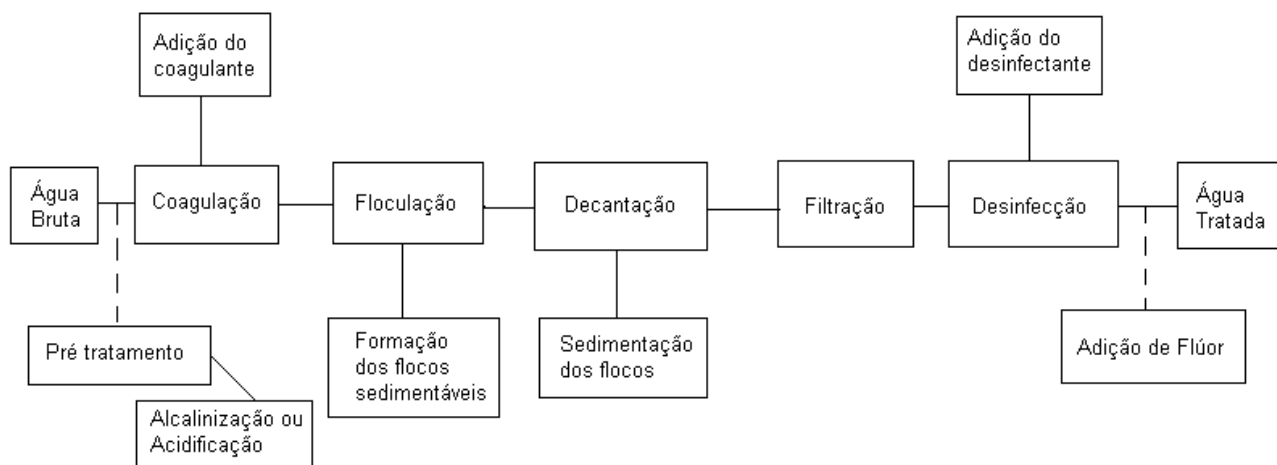
Segundo pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE no Brasil, a tecnologia de ciclo completo é a mais aplicada, correspondendo o volume de água tratada por esta via a 69,2% do total distribuído no Brasil, com destaque para sua utilização na região Nordeste, Sul e Sudeste (IBGE, 2013).

Devido a sua ampla utilização, a tecnologia de tratamento de ciclo completo é também denominada de tratamento convencional. Ela é aplicada em águas que apresentam elevado grau de cor e turbidez, e logo apresentando altas concentrações de coloides (AZEVEDO NETTO, 1998, DI BERNARDO, 2005).

A tecnologia de tratamento completo consiste das etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção, podendo ou não ser acompanhada de etapas como pré-

filtração e fluoretação. Na Figura 1 pode ser observado o fluxograma esquemático destas etapas.

Figura 1- Fluxograma esquemático do sistema de tratamento de ciclo completo



Fonte: o autor.

2.2.1.1. Coagulação

A etapa de coagulação consiste na dispersão de produtos químicos na água a ser tratada. Estes produtos são denominados coagulantes e conferem a esta etapa o seu nome (DI BERNARDO, 2003).

Os coagulantes são empregados para a remoção de materiais em suspensão ou coloides que estejam incorporados às águas naturais. Nesta etapa, a remoção de coloides é observada com maior ênfase, tendo em vista que partículas coloidais apresentam carga elétrica e, em consequência, formam forças de repulsão que impedem sua aglomeração e sedimentação, e logo não são removidas por processos físicos de tratamento (FRANCO, 2009, DI BERNARDO, 2005).

O coagulante é um produto químico utilizado para desestabilizar partículas coloidais de modo que possam ser formados os flocos. Estes produtos são em geral metálicos ou polímeros e promovem a coagulação dependendo de fatores como alcalinidade, cor, pH, temperatura, turbidez, força iônica, presença de metais, entre outras (AMIRTHARAJAH, 1989; FERNANDES, 2010).

A dosagem dos coagulantes é um ponto determinante na adequação da etapa de coagulação, pois a dosagem ideal permite que as cargas presentes nas superfícies das partículas, que em geral são negativas, sejam minimizadas pelas cargas positivas geradas nas espécies hidrolisadas formadas pelo coagulante. O equilíbrio gerado entre as cargas permite a agregação das partículas e em consequência são formados os coágulos que darão origem aos flocos que na etapa de decantação irão sedimentar movidos pela força da gravidade (DI BERNARDO, 2005, AZEVEDO NETTO, 1987).

Geralmente as substâncias utilizadas como coagulantes são:

- Sulfato de alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$
- Cloreto férrico - $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
- Sulfato ferroso clorado - $\text{FeCl}_3 \cdot \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
- Sulfato férrico - $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$
- Hidroxi-cloreto de alumínio - $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}$
- Polímeros sintéticos - catiônico, aniônico e não-iônicos
- Polímeros naturais - amido de mandioca, batata e araruta.

Dentre os coagulantes citados pode ser destacar o sulfato de alumínio por ser o mais utilizado na ETA's brasileiras, devido ao seu baixo custo e eficiência. Este composto possui a coloração branca-acinzentada e sua síntese pode ser obtida pela dissolução de hidróxido de alumínio $\text{Al}(\text{OH})_3$, em ácido sulfúrico H_2SO_4 (FRANCO, 2009).

As reações do sulfato com a água ocorrem efetivamente em faixa de pH de 5,5 a 8,0 e são divididas em cinco etapas. Estas etapas são descritas como: dissociação, hidratação, hidrólise, polimerização e formação do “gel”, caracterizando a formação do coágulo que posteriormente dará origem aos flocos. Estas etapas podem ser observadas na Figura 2.

A pesar de descrita como a etapa química do processo de tratamento, a etapa de coagulação é dependente não só de fenômenos químicos, mas também de fenômenos físicos. O fenômeno químico do processo consiste da formação das espécies hidrolisadas e tem dependência da concentração de metais e pH final da mistura. O fenômeno físico, por sua vez, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato entre elas e as impurezas (FRANCO, 2009).

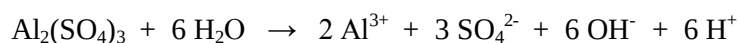
É necessário então que ocorra não só a adição do coagulante, mas também a mistura através de mecanismos que maximizam o contato dos colóides com as partículas hidrolisadas, favorecendo o fenômeno físico que atua para a formação do coágulo. São utilizados então para promover a mistura dispositivos mecânicos e hidráulicos que tem como representantes agitadores mecânicos de escoamento radial e axial, e dispositivos mecânicos representados

pelos medidores Parshall, sendo a utilização deste último muito difundida no Brasil (AZEVEDO NETTO, 1987; DE JULIO, 2010).

Figura 2 - Reação do sulfato de alumínio com a água

Dissociação

O sulfato de alumínio adicionado à água é dissociado:

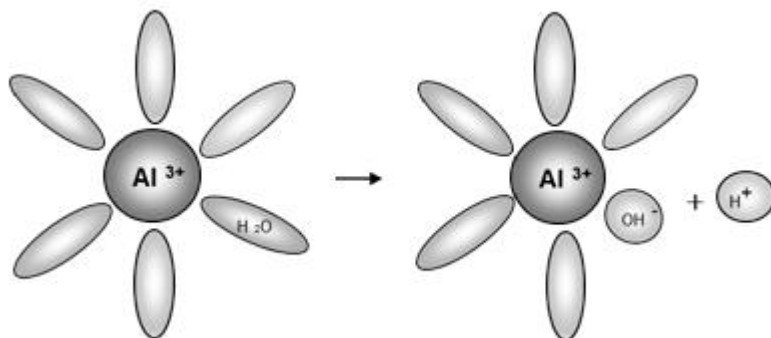
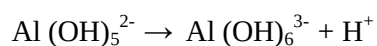
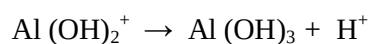


Hidratação

Após a dissociação, ocorre a hidratação do íon Al^{3+} , coordenando 6 moléculas de H_2O , formando o íon $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$

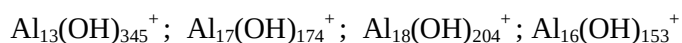
Hidrólise

Em seguida, os íons OH^- passam a substituir as moléculas de H_2O



Polimerização

A partir dessas espécies hidrolisadas formam-se polímeros (hidroxo - complexos)



Formação do “gel”

Grande parte do alumínio passa a existir como hidróxido de alumínio $\text{Al}(\text{OH})_3$, que possui forma de pequenos coágulos gelatinosos, insolúveis, neutros e precipitáveis.

2.2.1.2. Floculação

Subsequente à coagulação ocorre a etapa denominada de floculação. Esta etapa é marcada pela formação dos flocos sedimentáveis a partir do crescimento dos coágulos formados na etapa de coagulação. A formação destes flocos se dá através da agregação do material dissolvido e em suspensão na água em tratamento (ARAUJO, 2006).

Do ponto de vista operacional, a coagulação se destingue da floculação devido a diferença do gradiente hidráulico aplicado e do tempo decorrido em cada etapa. Isto acontece por que na coagulação ocorre o processo de mistura rápida durante um curto espaço de tempo, enquanto na floculação ocorre a aplicação de um sistema de baixa turbulência por um maior período de tempo (FRANCO, 2009).

Sob as condições de floculação, ocorre a formação dos flocos, onde a partir da agitação lenta ocorre um maior numero de choques entre as partículas e estas se agregam ao “gel” formado na etapa anterior. Os mecanismos que atuam para possibilitar tais interações são a sedimentação diferenciada, a interação pericínética e a interação ortocinética (DI BERNARDO, 2003).

A sedimentação diferencial é o mecanismo no qual os choques que promovem a formação do floco ocorrem devido à relativa desigualdade entre a velocidade de decantação e os flocos formados. As interações pericínéticas ocorrem por movimento Browniano, onde as partículas se movem desordenadamente, regendo as interações entre as partículas menores por ser um movimento próprio destas. No que diz respeito as interações ortocinéticas, estas, consistem de choques provocados pela aplicação do gradiente de velocidade e são mais efetivas para formação dos flocos. (RICHTER, 1991, DI BERNARDO, 2003).

O gradiente de velocidade é a variação da velocidade em uma determinada direção. Ele, nesta condição, consiste na diferença entre a velocidade de duas partículas, de modo que a energia cinética aplicada ao sistema por um dispositivo adequado influencia diretamente na diferença entre as mesmas, sendo expresso pela equação 1 (DI BERNARDO, 2005; FRANCO, 2009).

$$G = \sqrt{\frac{2\pi \cdot N \cdot t}{60 \cdot V \cdot \mu}}$$

Equação 1

Onde:

G - gradiente de velocidade

μ - viscosidade absoluta do líquido

N - velocidade do rotor em rpm

t - o torque.

Nas ETA's a floculação ocorre predominantemente por mecanismos ortocinéticos, podendo ser utilizados para aplicar a energia que promove o gradiente de velocidade adequado à formação dos flocos, dispositivos hidráulicos e mecânicos (ARAÚJO, 2006; PINTO, 2006).

- Os Dispositivos Hidráulicos apresentam menor custo inicial de operacional e de manutenção podendo ser: câmaras com chicanas de fluxo horizontal ou vertical, câmaras dos tipos Alabama ou Cox e câmaras com meio granular.
- Os Dispositivos Mecânicos apresentam maior flexibilidade e menor perda de carga e são representados pelos agitadores de eixo horizontal ou vertical, rotores de paletas paralelas ou perpendiculares e turbinas com pás ou com hélices.

A seleção do tipo de equipamento a ser utilizado depende do tamanho da instalação, da regularidade na vazão, período de operação, segurança operacional, capacidade operativa de manutenção local, características construtivas, custo e disponibilidade energética (RICHTER, 1991).

2.2.1.3. Decantação

A decantação ou sedimentação é um dos processos mais comuns para remoção de partículas sólidas, sendo provavelmente a mais antiga operação para tratamento de água (DI BERNADO, 2002).

No tratamento de ciclo completo a decantação consiste da etapa subsequente a floculação. Na decantação, as partículas floculentas sofrem o processo de sedimentação, e as unidades onde se realiza este processo são denominadas de tanques de decantação ou, simplesmente, decantadores (AZEVEDO NETTO, 1998; FRANCO, 2009).

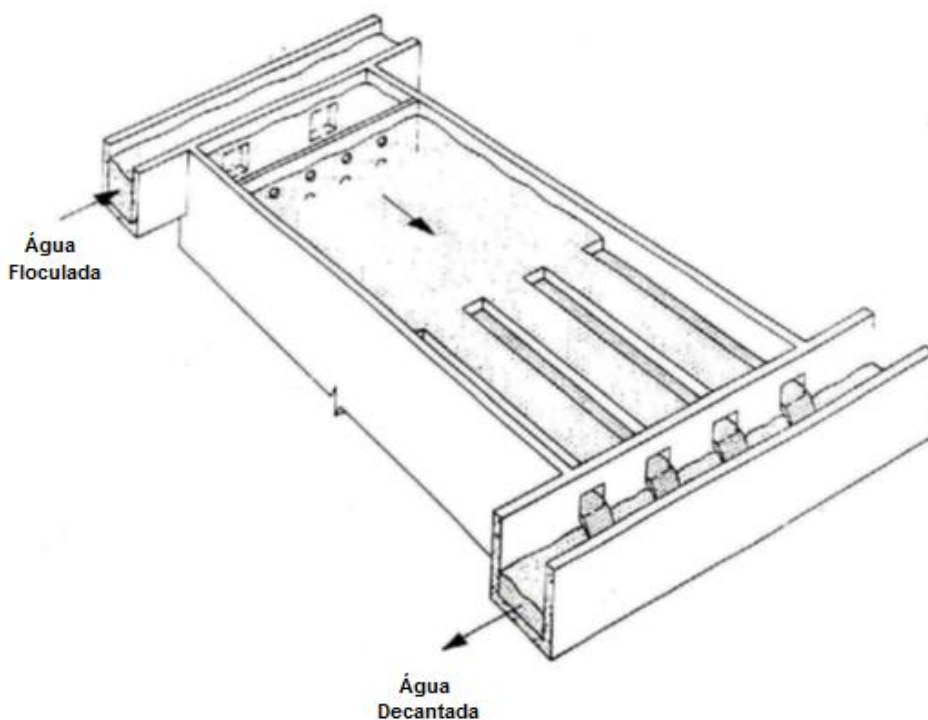
A sedimentação ocorre devido a um fenômeno físico, no qual as partículas suspensas, formadas durante a floculação, apresentam movimento descendente em meio líquido de

menor massa específica devido à ação da gravidade, sendo depositada no fundo dos decantadores (ARAÚJO, 2006; DI BERNARDO, 2002).

A NBR 12.216 classifica os decantadores em convencionais e tubulares, e estes se diferenciam entre si devido a taxa de aplicação superficial que cada um deles apresenta. A Taxa de Aplicação Superficial representa a razão da vazão afluente ao decantador e sua área superficial, tendo dimensão de velocidade e sendo expressa em unidade de área por tempo (ROJAS, 1995).

Os decantadores convencionais apresentam baixa taxa de aplicação superficial, com regime de escoamento turbulento e, em condições ideais, quatro zonas de sedimentação e escoamento horizontal constante em qualquer profundidade. Estes decantadores podem apresentar configuração de seção retangular, em planta ou de seção circular, também em planta, sendo os retangulares os usualmente mais encontrados nas ETA'S. Na Figura 3 pode ser observado o modelo esquemático deste tipo de decantador (SANEAGO, 2006).

Figura 3 - Modelo esquemático de decantador convencional retangular

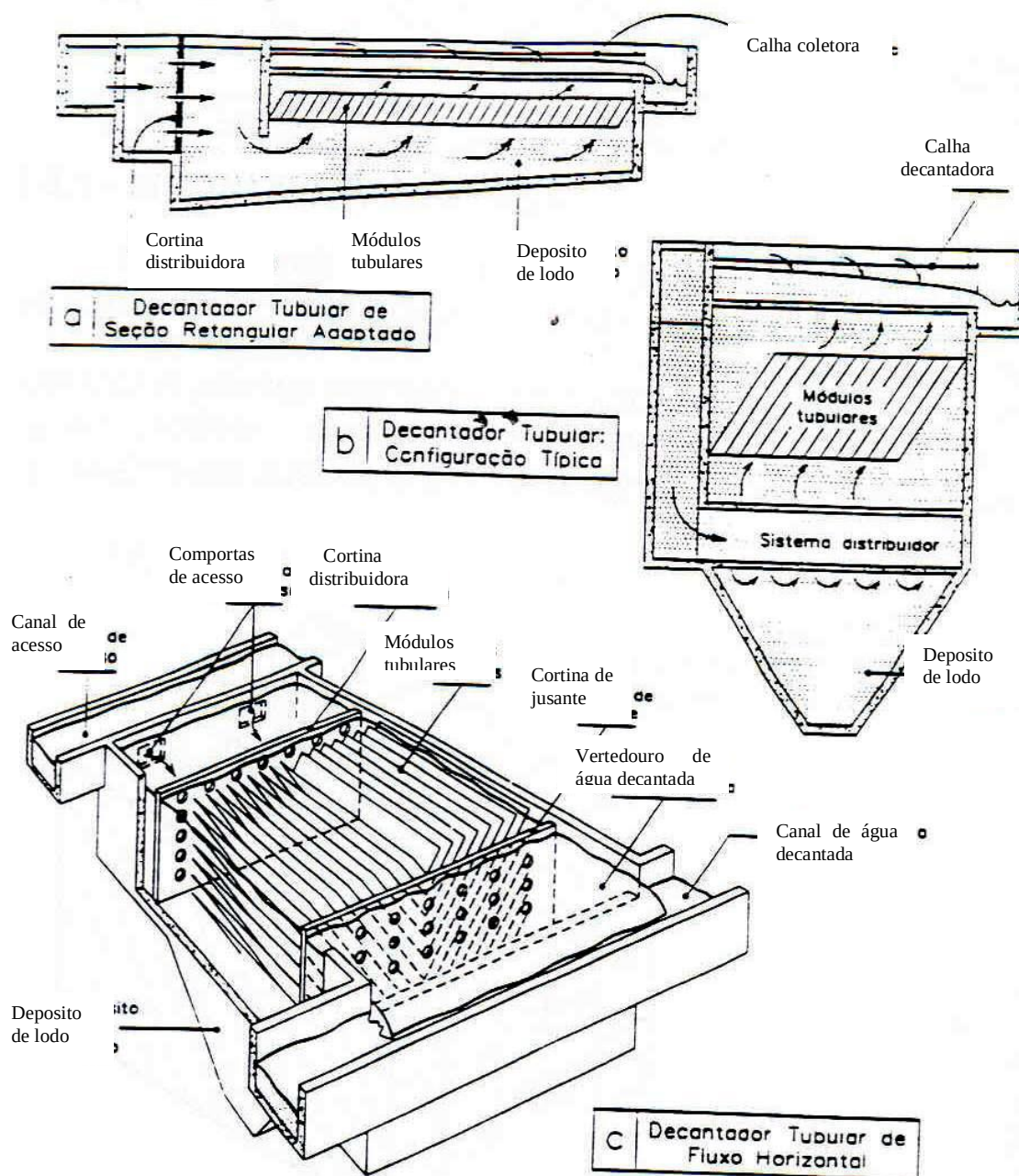


Fonte: SANEAGO, 2006.

Os decantadores tubulares, por sua vez, apresentam alta taxa de aplicação superficial e são constituídos por tubos inclinados que permitem uma boa sedimentação em espaços

menores que os requeridos por decantadores clássicos. Na Figura 4 podem ser observados os modelos esquemáticos de decantadores tubulares atualmente aplicados.

Figura 4 - Modelo esquemático de decantadores tubulares



Fonte: SENEAGO, 2006.

A escolha do tipo do decantador e da quantidade que é necessário destes em uma determinada ETA, segundo a NRB 12.216, depende de fatores operacionais e econômicos, não dependendo, neste caso, da escolha da tecnologia da qualidade da água bruta a ser tratada,

tendo em vista que os decantadores, tanto convencionais quanto tubulares são igualmente eficientes neste aspecto (DI BERNARDO, 2005; SENEAGO, 2006).

2.2.1.4. Filtração

Durante a etapa de decantação algumas partículas apresentam resistência, ocorrendo a remoção efetiva destas apenas na etapa seguinte denominada filtração (DI BERNARDO, 2003; FRANCO, 2009; SCALIZE, 1997).

A filtração é um processo de separação sólido-líquido, em que a água a ser tratada escoar através de um meio poroso (meio filtrante granular), ocorrendo a remoção parcial do material suspenso e dissolvido. Tal remoção se dá através de fenômenos físicos, químicos e/ou biológicos (ARAUJO, 2006; AZEVEDO NETO, 1998).

Em meios filtrantes granulares, a filtração pode ocorrer com ação da profundidade, no qual o meio granular pode ser constituído por pedregulho, areia ou antracito, apresentando predominância da ação de fenômenos físicos e químicos e uma alta taxa de filtração, sendo chamados de filtros rápidos. A filtração pode ocorrer também com ação superficial com predominância da ação de fenômenos biológicos, onde o meio granular é constituído de areia fina, ocasionando uma baixa taxa de filtração, onde, neste caso, os filtros são denominados lentos (PINTO, 2006).

Na filtração com ação de profundidade a ação física de coar não é importante, sendo as características físicas e químicas da suspensão, do meio filtrante e da água os responsáveis pela filtração (AMIRTHARAJAH, 1988).

Os mecanismos de remoção de partículas em suspensão durante a filtração podem ser divididos em mecanismos de transporte e de aderência. Os mecanismos de transporte dominantes na filtração de águas de abastecimento são os processos de difusão e sedimentação, e os de aderência são os das forças de atração de London-van der Waals, e das forças de repulsão ou atração de Coulomb (IVES, 1975; LUCAS, 2006).

De acordo com a ABNT (1992), os filtros lentos são assim chamados porque operam com taxa de filtração máxima de $6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ e os filtros rápidos operam com taxa de filtração máxima de $180 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, no caso de camada simples, e com taxa de filtração de $360 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, no caso de dupla camada.

Os filtros também podem ser classificados, de acordo com o sentido do escoamento da água, em horizontais e verticais, onde nos filtros de fluxo horizontal, a água escoar

horizontalmente através do meio granular, enquanto nos de escoamento vertical a água poderá escoar em sentido ascendente ou descendente, sendo realizados diversos rearranjos de filtros no desenvolvimento de tecnologias para tratamento da água (PINTO, 2006).

2.2.1.5. Desinfecção

A água já tratada é submetida à etapa de desinfecção, na qual são adicionadas substâncias com potencial para promover a desinfecção a partir da eliminação de microrganismos patogênicos, com o objetivo de perpetuar os padrões de potabilidade e a preservação da saúde dos consumidores (FRANCO, 2009).

O processo desinfecção não só assegura a completa desinfecção, visto ser não ser possível assegurar-se uma remoção total dos microrganismos nas ações físico-químicas dos tratamentos, como também garante que não ocorra a contaminação da água tratada no sistema de distribuição (ERVIM, 2009; RICHTER, 1991).

Diversas técnicas de desinfecção são utilizadas em todo o mundo no tratamento da água, tais como a cloração com: a aplicação do cloro molecular (gás cloro), dos compostos de cloro (hipoclorito de sódio e hipoclorito de cálcio), do dióxido de cloro, do ozônio e da radiação ultravioleta, iodo, permanganato de potássio, peróxido de hidrogênio e íons metálicos (ARAÚJO, 2006; AZEVEDO NETTO, 1987).

Entre os agentes desinfetantes aplicados, o cloro é o mais largamente utilizado, por ser facilmente disponível, de fácil aplicação, com capacidade de destruir um grande número de microrganismos e possuir baixo custo. Ao ser adicionado à água ele resulta na formação de ácido hipocloroso, que apresenta uma maior eficiência na desinfecção, e do íon hipoclorito. A formação do ácido hipocloroso e do íon hipoclorito é dependente do pH em que se encontra a água, ocorrendo predominância do ácido hipocloroso em pH baixo (RICHTER, 1991).

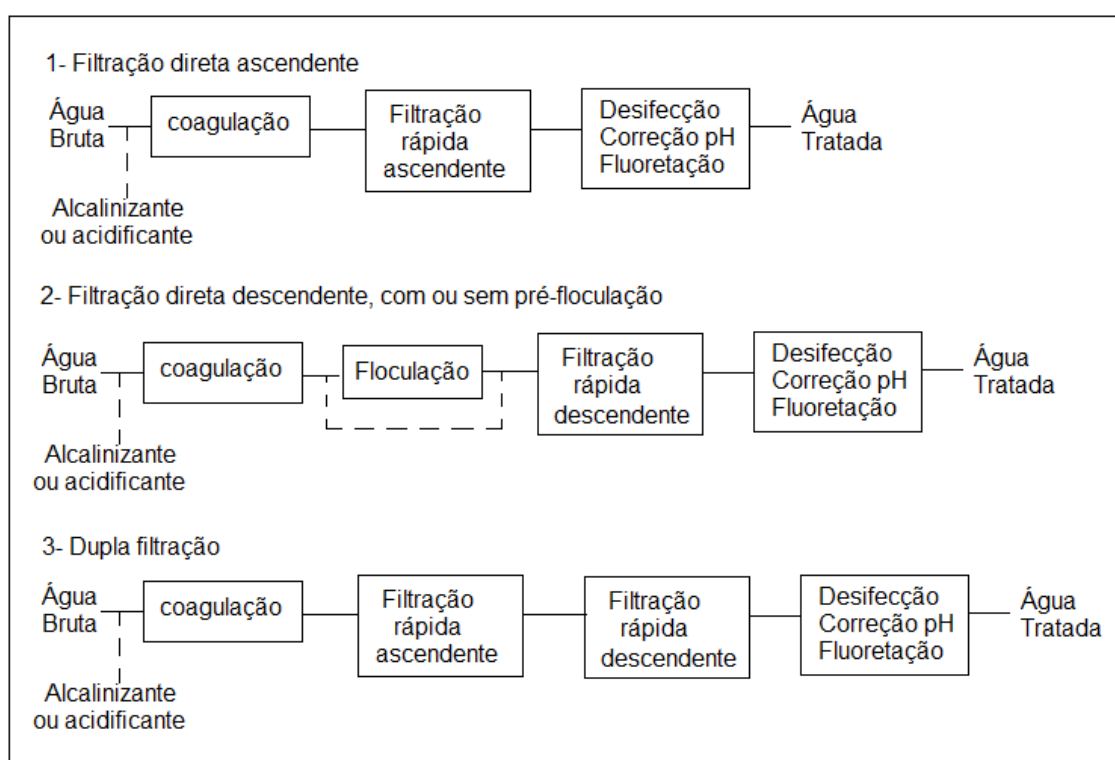
2.2.2. Filtração direta

A filtração direta tem sido apontada como uma tecnologia alternativa ao tratamento em ciclo completo (ou convencional), sendo, contudo limitada ao tratamento de água com boa qualidade. Quando comparada com o tratamento em ciclo completo, a filtração direta apresenta as vantagens de requerer espaços mais reduzidos que o tratamento convencional,

produzir menor quantidade de lodo, utilizar menores dosagens de coagulantes e apresentar menor custo (DI BERNARDO, 2003).

A filtração direta pode ser empregada em três configurações distintas: filtração direta ascendente (FDA), filtração direta descendente (FDD) e dupla filtração (DF). A escolha do tipo de filtração a ser aplicada deve ser realizada considerando-se todos os parâmetros que envolvem direta e indiretamente a qualidade da água a ser tratada. Na figura 5 podem ser observadas as etapas que compõem as configurações de filtração direta.

Figura 5 - Fluxogramas esquemáticos dos sistemas de filtração direta



Fonte: DI BERNARDO, 2003.

2.2.2.1. Filtração direta ascendente

A filtração direta ascendente é um sistema que opera com escoamento da água no sentido vertical, ascendendo através do meio granular constituído por areia ou pedregulho. Ela vem sendo empregada com sucesso em diversos países, tendo sido no Brasil, nas últimas décadas, substituído algumas ETAs de ciclo completo (DI BERNARDO, 2003).

Esta tecnologia apresenta grande eficiência na remoção de sólidos suspensos e redução na dosagem de coagulante utilizada, podendo ser até 25% dos valores de dosagem ótimas

utilizadas na coagulação para tratamento em ciclo completo. Ela também tem sido utilizada como etapa da tecnologia de tratamento de dupla filtração, onde são aproveitadas as vantagens do sistema de filtração direta ascendente e supridas suas deficiências por meio da complementação com a filtração rápida descendente (PINTO, 2006).

2.2.2.2. Filtração direta descendente

Na filtração direta descendente a água a ser tratada escoar no sentido vertical descendente através do meio granular. Esta tecnologia é recomendada para águas naturais com baixos valores de cor, turbidez e concentração de microrganismos. Ela pode ainda ser realizada com ou sem pré-floculação, dependendo da concentração e tamanho das partículas na água bruta.

O meio granular desta tecnologia é geralmente, o antracito e a areia, ou somente areia uniforme, que garante a penetração de impurezas ao longo do material granular. Nesta técnica, as impurezas são removidas com o auxílio do emprego de sais de alumínio e ferro com polímeros para auxiliar a floculação ou como promotores da coagulação (ARAÚJO, 2006).

2.2.2.3. Dupla filtração

A tecnologia de dupla filtração associa a filtração direta ascendente e descendente separadamente ou em uma só unidade. O meio filtrante utilizado é a areia com diferentes granulometrias para cada filtro, sendo o ascendente constituído de areia com maior e o descendente com menor granulometria (DI BERNARDO, 2003; WIECHETECK, 2013).

2.2.3. Filtração em múltiplas etapas

A filtração em múltiplas etapas (FiME) consiste de um tratamento em que a água a ser tratada é submetida a diferentes etapas de tratamento, ocorrendo em cada delas uma progressiva remoção das substâncias em solução. Cada uma das etapas do processo tem a finalidade de adequar a água à próxima etapa (DI BERNARDO, 1999).

As etapas de tratamento da FiME são constituídas, em sequência, pela pré-filtração dinâmica, pré-filtração grosseira e filtração lenta.

A pré-filtração dinâmica é geralmente usada para remoção de sólidos grosseiros, devendo ser utilizado um meio granular apropriado, em geral constituído de pedregulho, sob o qual se situa um sistema de drenagem, geralmente constituído por tubos perfurados. Nessa etapa uma parcela da água de entrada escoar superficialmente enquanto outra se infiltra, sendo coletada e encaminhada para unidades subsequentes.

A filtração grosseira pode ou não ser utilizada, tendo quando aplicada a finalidade de remover tanto impurezas quanto suavizar os picos de turbidez ou de sólidos suspensos.

A filtração lenta é a última etapa da FiME e a principal responsável pelo tratamento da água, sendo as etapas anteriores aplicadas para adequar a água aos padrões necessários para a utilização desta tecnologia.

2.2.4. Filtração lenta

A filtração lenta é a técnica na qual a água escoar com movimento descendente através de meio filtrante de areia fina, ocorrendo, portanto, filtração com ação de superfície, que se caracteriza quando a água escoar através de um meio granular constituído de areia fina (PARTANIANE, 2004; PELEGRINE, 2004).

Para que seja aplicada a filtração lenta, a água bruta deve atender a certos padrões de qualidade, garantindo a potabilidade da água que sai do sistema e permitindo uma maior vida útil do filtro. Na tabela 2 pode ser observada a qualidade que a água fornecida ao sistema de tratamento deve apresentar para que possa ser aplicado o tratamento de filtração lenta (DI BERNARDO, 1999).

Devido ao pequeno tamanho dos grãos do meio filtrante há uma considerável retenção de impurezas no topo do meio filtrante. A remoção destas impurezas resulta de complexa interação entre mecanismos biológicos e mecanismos físicos (MURTHA, 2000).

Essa interação no topo da camada superior do meio filtrante é responsável pela formação de uma camada biológica constituída de partículas inertes; matéria orgânica; microrganismos (bactérias, algas, protozoários, etc); e precipitados de ferro e manganês quando dissolvidos na água afluente (HELLER, 2005).

Tabela 2 - Qualidade da água recomendável para tratamento em Filtração Lenta

Características da água	VMR	VMR
	(Di Bernardo – 1993)	(Cleasby – 1991)
Turbidez (uT)	10	5
Cor verdadeira (uC)	5	----
Ferro (mg Fe/L)	1	0,3
Manganês (mg Mn/L)	0,2	0,05
Algas	250 UPA/mL	50 µg clorofila-a/L
Colif.Totais (NMP/100mL)	1000	----

Fonte: Di Bernardo, 1999.

Onde:

VMR – Valor Médio Recomendável

UPA – Unidade Padrão de Área

NMP – Número Máximo Permitido

A eficiência da filtração lenta depende dessa camada biológica, cuja formação demora de dias a semanas (período de amadurecimento). Só após esse período é produzida água com qualidade satisfatória (DI BERNARDO, 1999).

2.3. RESÍDUOS GERADOS NAS ETA's

As águas dos mananciais tanto superficiais quanto subterrâneas entram em contato com o solo e com a atmosfera durante o ciclo hidrológico, e incorporam materiais (impurezas). Estes materiais permanecem nos corpos d'água dissolvidos, em estado coloidal ou em suspensão (ERVIM, 2009).

As tecnologias de tratamento de água para abastecimento têm justamente a finalidade de remover estas impurezas. A remoção se dá de formas variadas, dependentes da tecnologia aplicada, mas em todos os casos ocorre a retenção dos materiais incorporados, gerando um resíduo que comumente é chamado lodo (DI BERNARDO, 2005; RICHTER, 2001).

Os lodos gerados nas ETA's possuem as mais diferenciadas características, sendo, de um modo geral, constituídos de água e sólidos originalmente contidos nela, acrescidos dos reagentes aplicados (CORDEIRO, 2001; FRACO, 2009; SANTOS, 2011).

No Brasil, as estações de tratamento utilizam em sua maioria processo convencional de tratamento. Neste, os pontos de geração de lodo são os decantadores e as águas de lavagem dos filtros, sendo, no entanto, nos decantadores gerada a maior concentração deste resíduo em termo massífico (MARQUÊS, 2002; ARAÚJO, 2006).

A NBR 10004 classifica o lodo das ETA's como resíduo sólido, sendo ele enquadrado como um resíduo sólido de classe II. Por ter esta classificação ele é tido como um material que deve ser caracterizado e disposto de maneira a não causar danos ao ambiente ou a saúde humana, uma vez que pode apresentar concentração de substâncias que podem ser nocivas (BIDONE, 2001; ABNT, 2004).

Nos resíduos das ETA's também podem estar presentes concentrações apreciáveis de radionuclídeos, sendo este resíduo classificados como materiais com radioatividade tecnologicamente reforçada-TENORM e devendo seu manejo estar em concordância com os critérios de proteção radiológica (PALOMO, 2010; USEPA, 2005).

2.3.1. Características do lodo

As características do lodo gerado em ETA's estão subordinadas a inúmeras variáveis, tais como a característica da água bruta, as particularidades físicas das estações, a forma de remoção do lodo, o tempo de retenção deste nos tanques, o tipo de produto químico utilizado, entre outras. Este comportamento evidencia mudanças de características entre lodos originados de ETA's e regiões distintas, e sugere a necessidade de análises individualizadas para caracterização do lodo em cada caso (CORDEIRO, 1998; FRANCO, 2009).

É indicada para a realização da caracterização do lodo a determinação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos que este apresenta. Nos estudos para caracterização são realizados mais comumente levantamentos quanto aos teores de sólidos, turbidez, pH, alcalinidade, indicadores do teor de matéria orgânica (Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, Demanda Química de Oxigênio - DQO, carbono orgânico total - COT, concentração de Sólidos Voláteis - ST), indicadores bacteriológicos e metais (PERREIRA, 2011).

Os estudos deste resíduo tem indicado sua natureza como predominantemente inorgânica, e seu descarte tem contribuído para a deterioração da qualidade das águas dos

mananciais, por apresentar um alto potencial tóxico aos peixes, crustáceos, comunidades bentônicas e planctônicas, e causam risco à saúde humana devido à presença de agentes patogênicos e metais pesados (CORDEIRO, 1999; TAVARES, 2003).

2.4. METAIS PRESENTES NA ÁGUA E NO LODO

A investigação da concentração dos metais pesados no ambiente tem sido o foco de diversos estudos nos últimos anos. Isto se deve a características tóxicas inerentes a alguns destes elementos, que podem causar efeitos adversos aos sistemas vitais dos organismos (AHMET, 2006; MUHAMMAD, 2011).

Alguns metais tais como ferro, cobre, manganês e zinco apresentam função metabólica nos organismos, sendo requeridos em pequenas concentrações. Contudo, a partir de determinadas concentrações mesmo estes podem apresentar efeitos adversos à saúde. Outros metais ainda, como o chumbo, cádmio, manganês e cromo não participam de nenhuma atividade metabólica conhecida, e mesmo em concentração muito baixas, na ordem de $\mu\text{g.kg}^{-1}$, manifestam sua toxicidade (CALDERON, 2000; KAVCAR, 2008).

Os metais chegam à população através da inalação do ar ou ingestão de alimentos e/ou águas com concentrações significativas. As águas como uma importante via para contaminação da população incorporam os metais oriundos de fontes naturais (intemperismo e erosão de rochas) ou fontes artificiais (mineração, indústrias, águas residuais de irrigação e atividades agrícolas) (CHANPIWAT, 2010; DOGAN, 2005; PEKEY, 2004; RITTER, 2002).

No tratamento da água ocorre ainda o incremento da concentração dos metais devido à aplicação do coagulante que apresenta metais na sua composição, como é o caso de sulfato de Alumínio que representa uma das principais fontes de metais para a água em tratamento e para o resíduo gerado (HANRAHAN, 2003; TAVARES, 2003).

São realizados assim estudos para avaliar e monitorar as concentrações de metais tanto nas águas para abastecimento da população como nos resíduos gerados no tratamento para avaliação da presença destes elementos e estabelecimento do potencial de risco gerado. Entre os metais analisados tem-se o Fe, Al, Mn, Zn, Pb, Cd, Cu e Cr, descritos a seguir.

Ferro

O Fe é um metal cinza ou preto, dúctil, maleável, muito reativo, facilmente oxidável, muito magnético. É extremamente abundante na crosta terrestre, sendo considerado o mais comum, mais barato e mais importante dos metais (DNPM, 2013). Sua ingestão não é diretamente relacionada à transtornos a saúde, em concentrações moderadas, sendo ele incluído entre os padrões organolépticos de potabilidade, por conferir as águas sabor desagradável a partir de determinadas concentrações. (BRASIL, 2011). Nos resíduos gerados nas ETA's este se apresenta em grande abundância, principalmente no lodo das ETA's que aplicam coagulante a base deste elemento (FRANCO, 2009; RICHTER, 2001).

Alumínio

O Al é um metal prateado, leve, maleável, dúctil, com alta condutividade elétrica e boa resistência à corrosão. É um dos metais mais abundante na crosta terrestre e não ocorre no seu estado nativo (DNPM, 2013). Este elemento na forma química de sulfato de alumínio apresenta um risco a vida aquática, pois ele possui habilidade de ligar-se ao fósforo imobilizando o que acaba por afetar o ciclo deste elemento essencial a vida aquática (TAVARES, 2003). A ingestão, contudo não está relacionada diretamente a riscos a saúde, em concentrações moderadas, sendo este elemento enquadrado como um parâmetro organoléptico de potabilidade (BRASIL, 2011). No lodo ele está presente em grande abundância, principalmente em ETA's que utilizam coagulante químico o Sulfato de Alumínio, correspondendo a até 40% do resíduo gerado (ARAÚJO, 2006; RICHTER, 2001).

Manganês

O Mn é um metal cinza brilhante, quebradiço, com alto grau de dureza. Ele ocorre na forma de minerais e é considerado um elemento estratégico na economia mundial, apresentando um amplo uso comercial. O manganês é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre e encontra-se largamente distribuído em solos, sedimentos, rochas, água e materiais biológicos (ROCHA, 2012). A ingestão deste elemento não está diretamente relacionada a riscos a saúde, em concentrações moderadas, sendo classificado como um parâmetro organoléptico de potabilidade (BRASIL, 2011). Nos resíduos das ETA's este

elemento esta presente em níveis apreciáveis na ordem de mg.kg^{-1} (PROSAB,2000; TAVARES, 2003)

Zinco

O Zn é um metal de cor branco-azulada, com alta resistência a corrosão e de fácil combinação com outros metais. É um elemento abundante na natureza e encontra-se distribuído na atmosfera, no solo, em rochas e na água. Ele é um elemento essencial, sendo requerido em pequenas concentrações para o bom funcionamento dos sistemas imunológico, digestivo e nervoso (JESUS, 2001). Contudo, o consumo em concentrações elevadas pode acarretar danos a saúde, causando, em casos de consumo prolongado de altas concentrações, anemia, danos ao pâncreas e diminuição dos níveis de Lipoproteínas de Alta Densidade (HDL) (GERBERDING, 2005). A ingestão deste elemento em concentrações moderadas não está diretamente relacionada a riscos a saúde, sendo ele classificado como um parâmetro organoléptico de potabilidade (BRASIL, 2011). No resíduo gerado nas ETA's este elemento é encontrado em níveis na ordem de mg.kg^{-1} (PROSAB,2000; TAVARES, 2003)

Chumbo

O Pb é um metal cinza-azulado encontrado em pequenas quantidades na crosta terrestre, geralmente associado a minérios, principalmente aos que contêm zinco. O chumbo metálico é empregado nas indústrias químicas e de construção. Cerca de 40% é usado como metal, 25% em ligas e 35% em compostos químicos. A concentração de Pb no solo geralmente é baixa, sendo um pouco maior nas camadas superficiais devido a precipitação atmosférica (SANTOS, 2009). A contaminação dos corpos d'água por este elemento ocorre principalmente devido a emissão de efluentes industriais. O Pb pode estar presente na água de abastecimento como resultado de sua dissolução a partir de fontes naturais, ou ainda a partir das tubulações através das quais ocorre a distribuição (CETESB, 2012). A exposição a este elemento mesmo em baixas concentrações apresenta riscos a saúde. As principais vias de contaminação por chumbo são a oral e a inalatória. Mais de 80% do chumbo que ingressa diariamente no organismo é oriundo da ingestão de alimentos, sujeiras e poeiras contendo o metal. O chumbo pode afetar quase todos os órgãos, sendo o sistema nervoso central mais sensível (OGA, 2008). Devido a sua alta toxicidade o chumbo é enquadrado no padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde, sendo necessária a

constate investigação dos níveis deste elemento nas águas destinadas ao consumo (BRASIL, 2011). Nos resíduos das ETA's em geral este elemento encontra-se em concentrações baixa, contudo em alguns casos já em níveis que podem apresentar risco ao ambiente e a saúde da população (CONAMA, 2011; PROSAB, 2000).

Cádmio

O Cd é um metal encontrado na natureza associado a sulfetos de minérios de zinco, cobre e chumbo. Suas fontes principais na natureza são a atividade vulcânica e a erosão de rochas sedimentares e fosfáticas. Este elemento também pode se dispersar devido a fontes antropogênicas que incluem as atividades de mineração, produção, consumo e disposição de produtos que utilizam cádmio. Determinados sais e complexos de cádmio são solúveis e apresentam significativa mobilidade na água. A água potável pode ser contaminada por cádmio devido à presença do metal como impureza de tubulações, soldas e acessórios metálicos. O cádmio também chega aos corpos d'água adsorvido na argila ou no material orgânico (CETESB, 2012). Este elemento é altamente tóxico manifestando sua toxicidade mesmo em pequenas concentrações (OGA, 2008). Ele é assim incluído entre os elementos que constituem o padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde nas águas destinadas ao consumo (BRASIL, 2011). Nos resíduos das ETA's em geral este elemento encontra-se em concentrações em níveis de $\mu\text{g.kg}^{-1}$, devendo contudo a concentração deste elemento ser avaliada devido a alta toxicidade apresentada mesmo em concentrações nestes níveis (ARAÚJO, 2006)

Cobre

O Cu é um metal maleável muito utilizado na fabricação de moedas, fios elétricos e tubulações. Ele é abundante na natureza e está naturalmente presente na atmosfera por dispersão pelo vento e erupções vulcânicas e não se degrada no ambiente. As principais fontes antropogênicas do metal são: mineração, fundição, queima de carvão e incineração de resíduos municipais. O cobre é encontrado incorporado a animais, plantas, alimentos e bebidas e através destes chega a população (CETESB, 2012). O cobre é um elemento essencial aos organismos vivos em pequenas quantidades. Contudo, a ingestão de concentrações elevadas deste elemento pode causar vômito, letargia, anemia hemolítica aguda, dano renal e hepático e em casos extremos até a morte (AZEVEDO, 2003). Em vista

disto, ele é incluído entre os elementos que constituem o padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde (BRASIL, 2011). Nos resíduos das ETA's este elemento está presente em níveis de mg.kg^{-1} , e podem nestes níveis causar danos a flora e fauna após lançamento deste resíduo no ambiente sem prévio tratamento (CONAMA, 2011; PROSAB, 2000).

Cromo

O Cr é um metal de coloração branca, duro e brilhante, extremamente resistente aos agentes corrosivos normais. O metal é dissolvido facilmente em ácidos minerais oxidantes. Em temperaturas elevadas se une prontamente aos halogênios, enxofre, silício, boro, nitrogênio, carbono e oxigênio. Não é oxidado pelo ar mesmo em presença de umidade. O cromo metálico é principalmente usado na fabricação de aços especiais e na produção de camadas protetoras por eletrodeposição sobre peças metálicas (OHWIELER, 1973). Este elemento pode ocorrer como contaminante nas águas, quando estas estão sujeitas a lançamentos de indústrias. Quando ingerido ele pode causar efeitos corrosivos no aparelho digestivo e nefrite, sendo sua forma mais tóxica hexavalente (PIVELE, 2006). Este elemento está incluído entre os que constituem o padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde (BRASIL, 2011). Em geral nos resíduos gerados nas estações de tratamento de água este elemento está em concentrações em níveis de mg.kg^{-1} , sendo encontrados em estudo valores de concentração variando entre 0,3 a $1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, valores aos quais não se tem atribuído riscos (PROSAB, 2000; TAVARES, 2003)

Em vista das características nocivas dos metais a investigação dos níveis encontrados destes nos variados ambientes e matrizes é de extrema importância. Dentre os estudos realizados muitos buscam realizar a avaliação da concentração destes elementos nas águas de abastecimento e nos resíduos gerados nas ETAs durante o tratamento destas águas que são fornecidas à população (ARAÚJO, 2006; BARROSO, 2001; CHANPIWAT, 2010; CODEIRO, 1993; DI BERNARDO, 1999; KAVCAR, 2008; MUHAMMAD, 2011).

As concentrações dos metais nas águas são avaliadas por ser este um parâmetro de potabilidade, que representa, em casos de não adequação, risco à saúde da população. O estudo da concentração destes elementos nos resíduos gerados, por sua vez, é realizado sobre uma perspectiva de serem estes acumuladores de metais, e por tanto meios de dispersão destes elementos no ambiente.

2.5. RADIONUCLÍDEOS PRESENTES NA ÁGUA E NO LODO

Os radionuclídeos estão presentes naturalmente em todo o ambiente, dentre os quais os mais importantes são da série radioativa do ^{238}U e do ^{232}Th e o ^{40}K , responsáveis por cerca de 85% da dose média anual recebida pela população (BONOTO, 2004; IAEA, 2004; SILVA, 2013).

Algumas atividades humanas podem contribuir para o aumento da concentração dos radionuclídeos de ocorrência natural, promovendo um aumento da dose em determinados grupos. Esses materiais têm sido amplamente estudados pela comunidade científica a fim de avaliar a interferência das atividades humanas no equilíbrio dos radionuclídeos naturais (EL AFI FI, 2009; JAVIED, 2011; LANDA, 2007; PACHOA, 2001; PACHOA, 2002; SAUEIA, 2006).

A International Commission on Radiological Protection - ICRP estabeleceu, para tanto, dois conceitos de materiais com radionuclídeos: o NORM, que se caracteriza como um material com radioatividade de ocorrência natural e o TENORM que é definido como o material com radioatividade de ocorrência natural tecnologicamente reforçada.

Os TENORM's são produzidos em diversas atividades humanas, sendo formados geralmente devido à utilização de grandes volumes de matéria prima para extração de produtos de pouca concentração e grande valor econômico, como é o caso das atividades de mineração que tem destaque como indústria geradora de TENORM (HEATON, 1995; PONTEDEIRO, 2007).

Entre as atividades geradoras de TENORM está incluído o processo de tratamento de água para consumo humano (USEPA, 2005). Os processos de tratamento de água para abastecimento e consumo humano são bastante eficientes para a remoção dos radionuclídeos presentes nas águas naturais, sendo observadas eficiências superiores a 90% em vários tratamentos, como pode ser observado na Tabela 3 (WISSER, 2003).

Tabela 3 - Eficiência de remoção de radionuclídeos

	Processo de Tratamento de Água					Fonte
	Floculação e Filtração	Carbono Ativado	Nano filtração	Osmose reversa	Troca iônica	
Urânio	98%	95%	95%	99%	99%	Lee & Bondietti, 1983
				99%		Raff, 1999
				99%		Huikuri et al, 1998
				99%	100%	AWWA, 1993
Rádio				97%		Brinck et al, 1978
				95%		Sorg & Logdson, 1980
			98%			Sorg et al, 1980
			99%			Huikuri et al, 1998
Radônio		> 99%				Raff, 1999
e Tório		99,8%				Lowry & Lowry, 1987
Polônio					97%	TENAWA, 2000
Chumbo					93%	TENAWA, 2000

Fonte: Adaptado de WISSER, 2003.

Considerando um processo de tratamento convencional, a remoção dos radionuclídeos se dá nas etapas de floculação, decantação e filtração, e o resíduo gerado contém principalmente ^{226}Ra , Po, Bi e Pb (IAEA, 2003).

A remoção dos radionuclídeos se dá através da co-precipitação destes com a matéria orgânica e desta forma eles são retidos nas etapas dos processos de tratamento e participam da formação do lodo (BAEZA, 2008; GARTVERT, 2002; IAEA, 2003; PALOMO, 2009; RICHTER, 1991).

As águas apresentam radionuclídeos com concentrações bem distintas, variando tanto a presença quanto a concentração conforme a composição do solo onde se encontra o manancial (geologia da área), ou se a fonte é superficial ou subterrânea (AELLEN, 1993; BONOTO, 2004; MONTAÑA, 2011).

Dentre os radionuclídeos presentes nas águas naturais o ^{226}Ra e o ^{228}Ra tem sido observados com maior interesse devido a sua alta radiotoxicidade, sendo incluídos como parâmetros radiológicos de potabilidade pela Portaria 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde (AHMED, 2004; BRASIL, 2011). A seguir estão descritas algumas características destes importantes isótopos do rádio.

^{226}Ra

O ^{226}Ra é um emissor alfa membro da série radioativa do ^{238}U com tempo de meia vida de 1600 anos. Ele apresenta um comportamento químico homólogo ao Cálcio, seguindo os caminhos metabólicos deste metabólito essencial, e por isso depositando-se preferencialmente nos ossos, onde permanece promovendo a irradiação deste tecido (BITUH, 2008). Este elemento está presente nas rochas e no solo, resultando do decaimento do elemento primordial ^{238}U , o processo de transferência para a água está relacionado à composição química desta, variando conforme as mudanças de parâmetros tais como: pH, salinidade, sólidos totais dissolvidos, presença de ferro, cloretos, bicarbonatos entre outros (AHMED, 2004).

 ^{228}Ra

O ^{228}Ra tem tempo de meia vida de 5,7 anos, decai por emissão beta e pertence a série radioativa do ^{232}Th . Assim como o ^{226}Ra apresenta um comportamento homólogo ao Ca e é incorporado facilmente pelo organismo se depositando no tecido ósseo. Também considerando seu comportamento no ambiente estará quimicamente atrelado as mesmas condições que o isótopo mencionado anteriormente, sendo as diferenças de concentrações encontradas entre estes isótopos relacionada à presença e comportamento geoquímico dos seus percussores, ^{228}U e ^{232}Th (AHMED, 2004; BITUH, 2008).

Em estudos realizados foram observadas concentrações de atividade de ^{226}Ra a partir de 4.10^{-4} a $4 \times 10^{-2} \text{ Bq.L}^{-1}$ em águas de superfície e de 0,02 a $0,93 \text{ Bq.L}^{-1}$ na água subterrânea (SUESS, 1993; SZABO, 1987; USEPA, 2013). Relatos de concentrações de ^{226}Ra tão altas como $7,4 \text{ Bq.L}^{-1}$ foram documentados, mas normalmente as concentrações raramente excedem $1,85 \text{ Bq.L}^{-1}$ (HESS, 1985; IAEA, 2003). O ^{228}Ra apresenta concentração de atividade proporcional com ^{226}Ra , esta proporção varia entre 0,2 : 1 e 5 : 1, sendo a proporção de 1,2 : 1 a mais provável representante em condições médias de água extraída para uso humano e agrícola (GILKESON, 1984; IAEA, 2005).

O grande volume de água que passa no sistema e a alta eficiência de remoção dos radionuclídeos promovem a concentração de radionuclídeos no resíduo gerado no tratamento de água. Este lodo pode apresentar níveis significativos de concentração de atividades, sendo

por isso este material classificado como um material TENORM (IAEA, 2003; KLEINSCHMIDT, 2008; PALOMO, 2010; USEPA, 2005).

É necessário por tanto ser realizada a investigação das concentrações de atividade dos resíduos gerados nas diversas áreas geológicas, tendo em vista a influência deste fator na composição dos radionuclídeos na água e consequentemente no resíduo gerado, e por outro ponto avaliar a disposição final destes resíduos levando-se em consideração os critérios de proteção radiológica (IAEA, 2003; USEPA, 2005; KLEINSCHMIDT, 2008; PALOMO, 2010).

Nos resíduos gerados nas ETA's são avaliados em geral os emissores gama, por ser a exposição direta a radiação gama dominante quando considerada a exposição externa entre indivíduos do público e trabalhadores (O'BRIEN, 1998). Dentre os emissores gama pode ser destacado o ^{40}K . A seguir podem ser observadas algumas características deste nuclídeo.

^{40}K

O potássio é um elemento essencial aos organismos, estando amplamente distribuído na natureza. Este elemento apresenta três isótopos de ocorrência natural, destes o isótopo ^{40}K é o único radioativo. A concentração do potássio no corpo de indivíduos adultos é de cerca de 0,18%, com abundância natural para o ^{40}K de 0,0117%. Este isótopo apresenta uma atividade específica de $2,6 \cdot 10^8$ Bq/kg, o que resulta em uma dose de aproximadamente 0,003 mSv/a por Bq/kg, a dose equivalentes anuais de ^{40}K é de 0,165 mSv/a para adultos. Os mesmos valores são adequados para as doses efetivas, sendo a distribuição do potássio uniforme no corpo (UNSCEAR, 2008). Considerando a dose efetiva devido a ingestão de radionuclídeos terrestres aproximadamente 59% corresponde ao ^{40}K , correspondendo o restante aos radionuclídeos da série do Urânio e do Tório, sendo portanto de grade interesse a investigação deste nuclídeo nas águas destinadas ao consumo. O ^{40}K tem um tempo de meia-vida de $1,26 \cdot 10^9$ anos, e decai por emissão beta de probabilidade de 89,2%, captura eletrônica com probabilidade de emissão de 6,5% e emite radiação gama com energia de 1460 KeV e 10,7% de probabilidade de emissão. O ^{40}K contribui significativa para a dose anual média recebida pela população (IAEA, 1989). A dose proveniente deste isótopo está relacionada tanto, a exposição interna, devido à ingestão, quanto, a exposição externa, por ser este um importante emissor gama (IAEA, 2004). Nos resíduos gerados nas ETA's as concentrações de atividade deste elemento descritas na literatura vão de 7 Bq.L⁻¹ a 4800 Bq.L⁻¹, sendo indicada como principal causa de tal variação a geologia da área em estudo (PALOMO, 2010).

2.6. EQUIPAMENTOS DE DETERMINAÇÃO DE METAIS E RADIONUCLÍDEOS

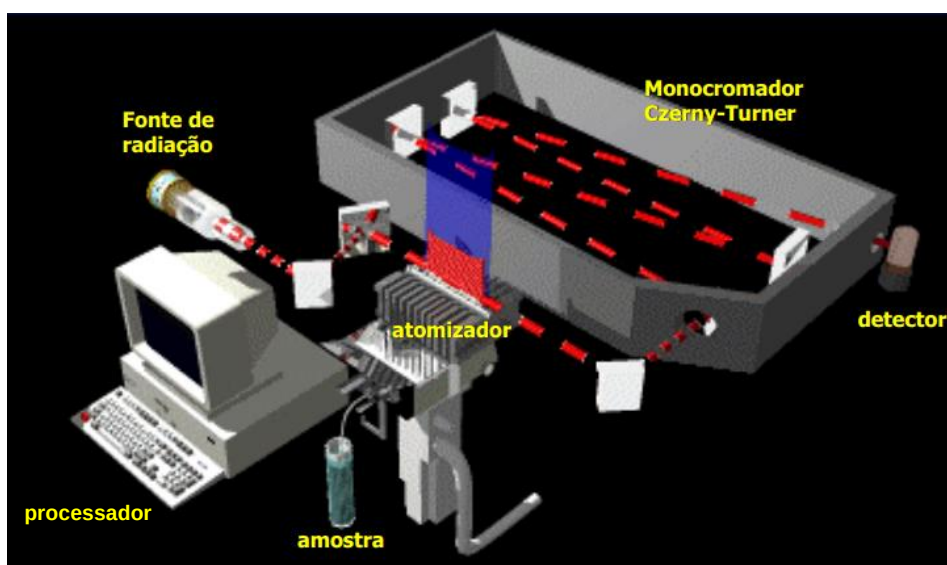
Para determinação de metais e radionuclídeos em amostras ambientais podem ser utilizadas variadas técnicas com aplicação de diversos equipamentos para realização das análises. Dentre os mais utilizados temos: para determinação dos metais a espectrometria de absorção atômica e para determinação de radionuclídeos emissores gama a espectrometria gama com a utilização do diodo de germânio hiper puro.

2.6.1. Espectrometria de Absorção Atômica

A espectrometria de absorção atômica (AAS – Atomic Absorption Spectrometry) é amplamente difundida, utilizada para determinação quantitativa de uma série de elementos, metais, semi-metais e não metais em uma ampla variedade de matrizes, tais como amostras ambientais (solo, água, sedimento, plantas), materiais biológicos (tecidos e fluidos), entre outras (KRUG, 2004).

O espectrômetro de absorção atômica é um equipamento que possui como componentes básicos uma fonte de radiação, um sistema de atomização, um conjunto monocromador, um detector e um processador. Na Figura 6 pode ser observada uma figura esquemática do equipamento.

Figura 6 – Representação esquemática de um espectrômetro de absorção atômica



Fonte: KRUG, 2004.

Na execução da técnica de absorção atômica, a solução a ser analisada (amostra) é aspirada e convertida em aerossol. A amostra em aerossol é misturada a um gás combustível, o acetileno, e a um gás oxidante, ar ou óxido nítrico, e fluem para o atomizador. No atomizador a amostra é submetida à elevada temperatura, ocorrendo a evaporação do solvente e as partículas que se formam são fundidas e vaporizadas. É gerado assim um vapor constituído por uma mistura de compostos que tendem a decompor-se em átomos.

A fonte de radiação emite uma frequência característica do elemento a ser determinado e parte da radiação emitida é absorvida pelos átomos do elemento de interesse. O grau de absorção dessa radiação será proporcional à quantidade de átomos livres do elemento de interesse presentes no sistema atomizador, obedecendo a Lei de Lambert- Beer (equação 2) (VOGEL, 1986).

$$\text{ABSORBÂNCIA} = \log I_0 / I_t = K \cdot C \cdot L.$$

Equação 2

Onde:

I_0 - intensidade da radiação incidente emitida pela fonte de luz;

I_t - intensidade da radiação transmitida (quantidade não absorvida)

C - concentração da amostra (átomos livres)

K - constante de proporcionalidade.

L - caminho óptico

A região do espectro de interesse é isolada pelo monocromador, e um sistema constituído por células fotomultiplicadoras registra o sinal a ser processado digitalmente para o processador que exprimir os resultados (PAIVA, 2005).

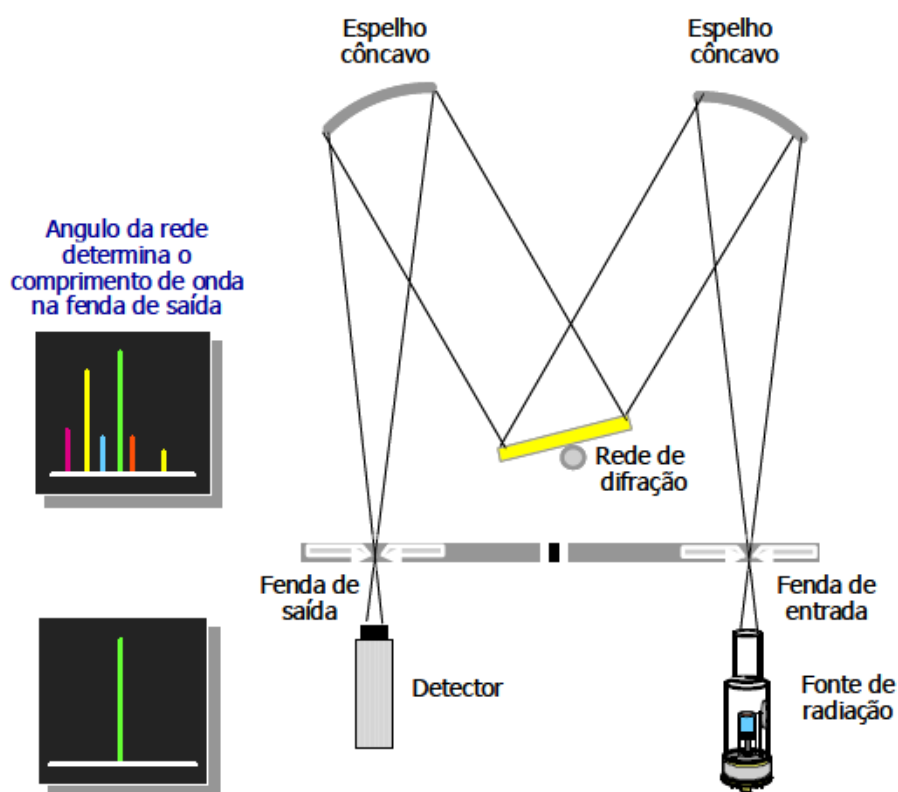
Nos equipamentos de espectrometria de absorção atômica a atomização é realizada mais usualmente por atomizadores a chama e a forno de grafite. A espectrometria por chama é a técnica mais utilizada para realização de análises elementares em nível de ppm (mg.L^{-1}). Nesta técnica a chama fornecerá a energia necessária para a atomização com a finalidade de transformar íons e moléculas em átomos no seu estado fundamental (JENNISS, 1997).

Em geral a fonte de radiação em um espectrômetro de absorção atômica é uma lâmpada de cátodo oca constituída por um tubo de vidro preenchido com gás inerte, contendo em uma extremidade o cátodo que apresenta em sua composição o elemento de interesse e um anodo de zircônio ou tungstênio, e na outra extremidade uma janela, constituída por um

material transparente ao comprimento de onda de interesse, que sela a lâmpada (WELZ, 1999).

O monocromador separa a linha espectral de interesse das demais através da utilização de um prisma ou rede de difração, estes irão decompor o feixe de radiação em discretos comprimentos de onda, com diferentes ângulos. Uma vez decomposto o feixe com comprimento de onda de interesse atinge a fenda de saída, a qual permite a sua passagem em direção ao detector (KRUG, 2004). A figura 7 apresenta um esquema deste processo.

Figura 7 – Representação esquemática do processo de seleção do feixe



Fonte: KRUG, 2004

O detector por sua vez é constituído por válvulas fotomultiplicadoras ou detectores em estado sólido, estes são sensíveis à luz e registram a emissão eletromagnética de saída, formando por fim um pulso que na interface de um computador (processador) expressa a concentração do elemento de interesse (KRUG, 2004).

2.6.2. Espectrometria gama

A espectrometria gama é uma técnica radioanalítica bastante difundida. Ela é não destrutiva e possibilita por isso a análise dos radionuclídeos emissores gama sem segregá-los da amostra original.

Os métodos descritos para sua aplicação implicam na utilização do detector de diodo de germânio (Ge) ou detector de cristal de iodeto de sódio dopado com tálio [NaI(Tl)]. A técnica é aplicada para medir fótons gama com energia entre 60 e 2000 Kev emitidos dos radionuclídeos contidos no material em estudo (GILMORE, 2008).

O método é usado para determinação quantitativa e qualitativa, quando aplicado o detector de germânio, ou semi-quantitativa e semi-qualitativa para determinação com o NaI(Tl) (APHA, 1998).

A grande vantagem de se utilizar o cristal NaI(Tl) é sua alta densidade ($3,667 \text{ g/cm}^3$), que permite uma maior absorção das radiações incidentes implicando em uma maior taxa de absorção e portanto maior eficiência de detecção (MONTANHEIRO, 1997).

O detector de iodeto, contudo apresenta uma desvantagem, a baixa resolução. A quantificação exata da concentração de atividade quando aplicado o detector [NaI(Tl)] é possível para determinação de um único nuclídeo por leitura ou para múltipla leitura quando os emissores gama de interesse apresentam limites de energia bem separados (APHA, 1998).

O detector de germânio, por sua vez apresenta boa resolução, discriminando picos de energias próximas, o que possibilita a determinação de vários nuclídeos em uma única leitura. Este detector apresenta também uma linearidade de resposta em uma ampla faixa de energia e é utilizado na maioria dos estudos de materiais com radioatividade de origem natural (GILMORE, 2008; GORDON, 2008).

Quando a análise é realizada aplicando espectrometria gama devem ser observados alguns parâmetros que certificam a boa qualidade da análise assegurando as condições do equipamento durante a mesma. Entre estes parâmetros pode-se destacar o limite de detecção, a calibração de energia, a eficiência de contagem, a resolução em energia, e o tempo de contagem.

O limite de detecção para uma série de sistemas de contagem é de poucos bequeréis (Bq) de atividade gama em 100 minutos, contando aproximadamente 3,7 Bq em 5 minutos de contagem. O limite de detecção irá variar dependendo da geometria do material contado, da energia do raio gama e da abundância do radionuclídeo de interesse (APHA, 1998; SILVEIRA, 2009).

A calibração da energia e a eficiência de contagem são realizadas com a utilização de padrões com radionuclídeos de atividade conhecida e que emitem radiação gama na faixa de interesse. São geralmente utilizados os padrões de ^{152}Eu , ^{133}Ba e ^{241}Am , em conjunto para alcançar uma maior escala de energia, possibilitando a análise de um maior número de radionuclídeos.

A determinação da eficiência de contagem é realizada, utilizando a equação 3.

$$\mathcal{E} = \frac{C}{A \times t \times I_Y \times V}$$

Equação 3

Onde:

C – contagem líquida total na energia de interesse;

t - o tempo de contagem;

A - a concentração de atividade gama do radionuclídeo padrão;

I_y - a abundância gama percentual do radionuclídeo em consideração.

V – o volume da amostra

O tempo de contagem está relacionado a estatística de contagem, onde o aumento do tempo leva a diminuição do erro estatístico associado a técnica. Esse tempo, contudo deve ser otimizado, sendo considerado o tempo de contagem ideal o que representa o valor máximo entre a relação do menor tempo e a melhor estatística de contagem, que na prática vai representar fotopicos bem definidos.

Outro parâmetro importante para a análise da resposta do detector é a resolução em energia. Este parâmetro está diretamente relacionado à largura do pico, sendo quanto mais largo o pico pior a resolução, ocorrendo a sobreposição de respostas. Este parâmetro é calculado pela equação 4 (KNOLL, 1998).

$$R = \frac{FWHM}{E} \cdot 100$$

Equação 4

Onde:

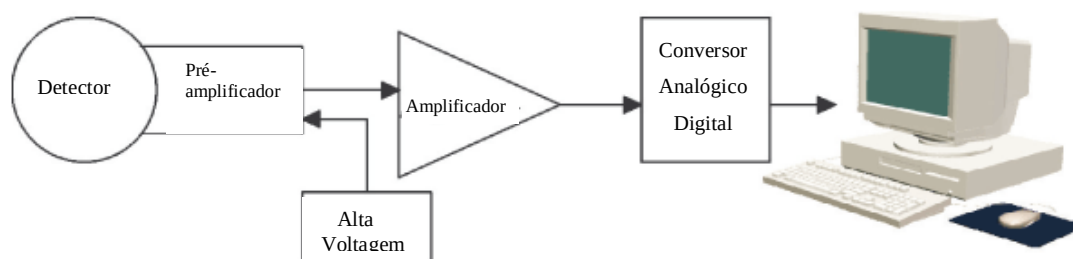
R – resolução em energia

FWHM - é a largura do pico a meia altura

E – transição média do fotopico

O sistema de contagem de espectrometria gama é basicamente composto por um detector sensível à radiação incidente, um conjunto de pré-amplificador e amplificador, um sistema de conversão de pulsos analógicos em digital e por fim um computador que expressa os resultados. Na figura 8 pode ser observado um esquema do sistema descrito.

Figura 8 - Representação esquemática de um espectrômetro gama



Fonte: SILVA, 2009.

Parte do sistema de conversão de pulsos analógicos em digital é o analisador multicanal (MCA) que permite a transformação dos pulsos lineares em sinais digitais, realizando o processamento de separação por intervalos de energias. O resultado é representado no monitor do computador na forma de um histograma que correlaciona o número de contagens e a amplitude de pulso (energia). O software permite o processamento e a manipulação do espectro.

No presente trabalho a determinação dos emissores gama foi realizada através da espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro (HPGe), que apresenta vantagens quanto à resolução em energia, à linearidade de resposta numa ampla faixa de energia, rapidez nas análises e o maior número de informações obtidas por análise (GORDON, 2008).

3. METODOLOGIA

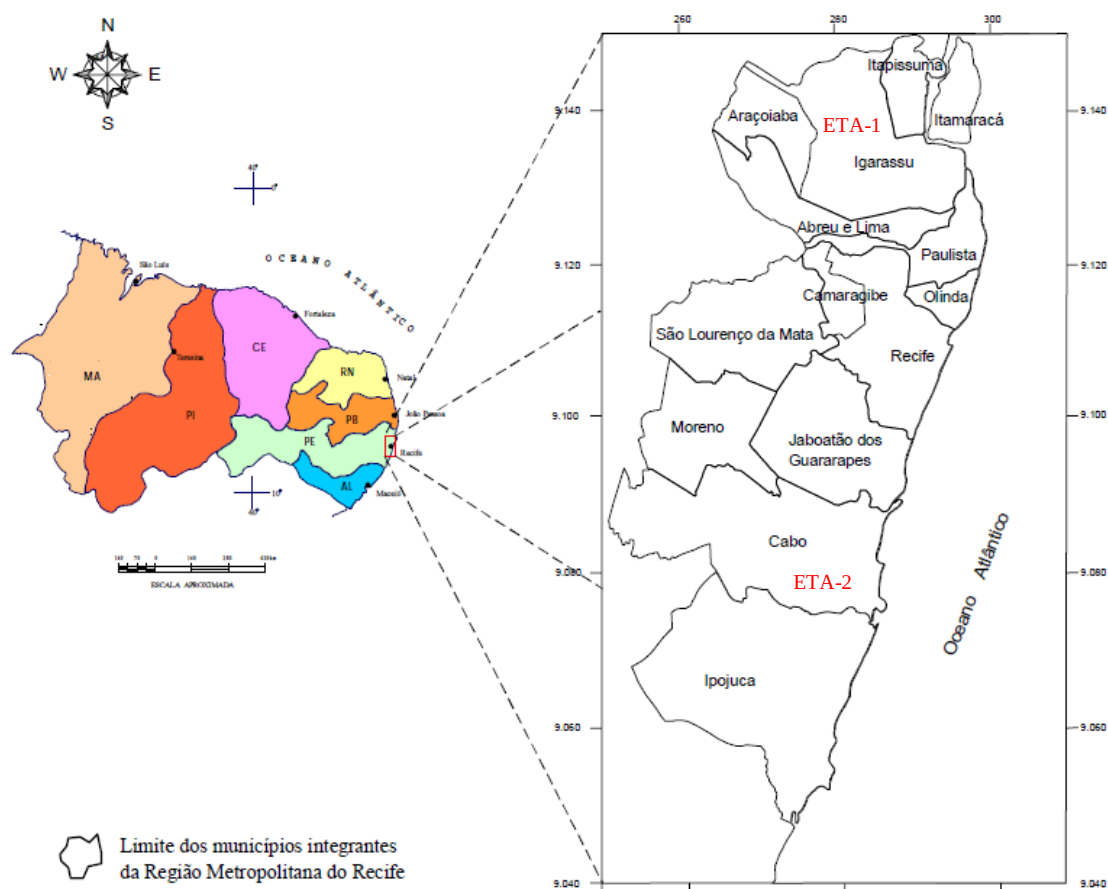
No presente trabalho foram determinadas as concentrações de alguns metais e radionuclídeos em amostras de água e lodo oriundas de Estações de Tratamento de Água – ETA's localizadas na região metropolitana do Recife.

A determinação dos metais foi realizada aplicando-se os métodos analíticos descritos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater e pela agência ambiental americana com o método EPA 3051 A, para as amostras de água e lodo, respectivamente. A determinação de radionuclídeos por sua vez foi realizada seguindo a metodologia do laboratório de Análises Ambientais do Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste (CRCN-NE), sendo o mesmo participante de Programa Nacional de Intercomparação (PNI), o que confere a técnica utilizada maior confiabilidade.

3.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de interesse foi a Região Metropolitana do Recife - RMR. Esta área localiza-se no nordeste do Brasil entre os meridianos 34° 45' e 35° 00' oeste e, os paralelos 8° 45' e 7° 40' sul. Ela é composta por quatorze municípios, sendo eles os municípios de Ipojuca, Cabo de Santo Agostinho, Jaboatão dos Guararapes, Moreno, Recife, São Lourenço da Mata, Camaragibe, Olinda, Paulista, Abreu e Lima, Igarassu, Araçoiaba, Itamaracá e Itapissuma (Figura 9) (CPRM, 2001; PREFEITURA DO RECIFE, 2013).

Figura 9 - Mapa da Região Metropolitana do Recife



Fonte: adaptado CPRM, 2001.

A RMR apresenta uma grande influência social e econômica no Estado de Pernambuco, comportando uma população de 3.690.547 habitantes correspondentes a 42% da população, apresentando-se como a região de maior importância econômica do estado (IBGE, 2013).

Quanto ao clima, na classificação climática de Köppen a região possui o clima As' na parte norte da região, a partir aproximadamente do norte do município de Olinda, e clima AMs' na parte Sul. Estas configurações climáticas são caracterizadas por temperaturas altas, com estação seca mais demorada e chuvas nos meses de março a julho para o clima As' e característica quente úmida com chuvas durante quase todo ano e estação seca de outubro a dezembro para o AMs' (CPRM, 2001; FIDEM, 2004).

Existe também uma divisão na área quanto aos aspectos geológicos, pois na RMR ocorrem três unidades geotectônicas bem distintas, sendo elas: o maciço Pernambuco-Alagoas, a bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba e a bacia Sedimentar do Cabo. Nestas, a predominância da bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba ocorre ao norte da RMR, a partir do

município de Olinda. A bacia Sedimentar do Cabo ocupa a faixa costeira sul do estado e o maciço Pernambuco-Alagoas compõem as áreas restantes (CPRM, 2001).

Na RMR encontram-se concentrados os maiores sistemas de tratamento e distribuição de água para a população do estado. O abastecimento e tratamento da água fornecida à população na região contam com seis sistemas e três subsistemas, sendo destes os mais importantes os sistemas Pirapama, Tapacurá e Botafogo, que fornecem o maior volume de água à população. (COMPESA, 2013).

Destes sistemas, as coletas foram realizadas em duas ETA's localizadas na RMR ao norte e ao sul. A ETA denominada de ETA-1 localiza-se no município de Igarassu, na bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba, e a ETA denominada ETA-2, no município do Cabo de Santo Agostinho, na bacia sedimentar do Cabo (COMPESA, 2013, CPRM, 2001).

A ETA-1 tem como mananciais de abastecimento Rio Catucá (Barragem de Botafogo), Cumbe, Pilão, Tabatinga, Conga, Arataca/Jardim e ainda os Rios Pitanga e Utinga. Ela é capaz de tratar um volume de $2,2 \text{ m}^3/\text{s}$ e fornece 17% da água tratada da RMR. A ETA-2, por sua vez, apresenta capacidade de tratar $5,13 \text{ m}^3/\text{s}$ fornecendo cerca de 40% da água tratada fornecida a população da RMR, tendo como mananciais de abastecimento rios da bacia hidrográfica Pirapama (COMPESA, 2013).

Ambos os sistemas em estudo apresentam tecnologia de tratamento de ciclo completo apresentando em suas composições: coaguladores rápidos, tanques de floculação mecanizados, decantadores convencionais, filtros rápidos de areia, e pavilhões de desinfecção com adição de cloro gasoso.

3.2. COLETA DAS AMOSTRAS

As amostras foram coletadas no mês de Agosto sob condições climáticas chuvosas.

As coletas das amostras de água foram realizadas com a utilização de recipientes plásticos efetivamente nos tanques das etapas de tratamento de floculação e decantação, além das águas de pré (água bruta) e pós-tratamento (água fornecida a população), e da água descartada na descarga do decantador na ETA-1, e a água da lagoa de estabilização na ETA-2. Em cada ponto descrito foram coletadas três amostras, totalizando 30 amostras de água, sendo 15 oriundas da ETA-1 e 15 da ETA-2.

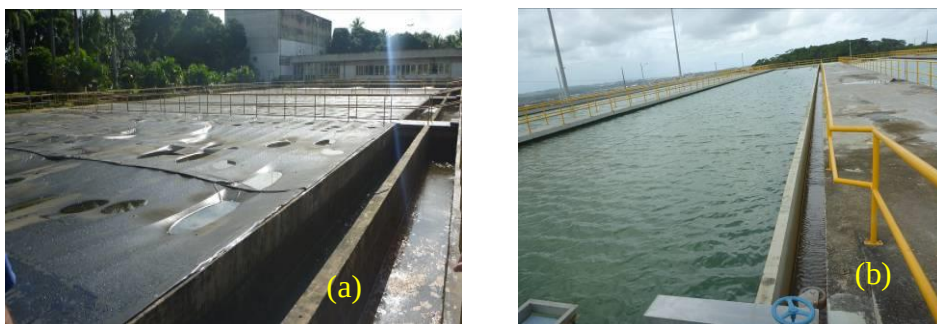
As amostras de lodo de igual forma foram retiradas com o auxílio de recipientes plásticos. Para coleta deste resíduo os tanques de floculação e decantação (figura 10 e 11),

além do lodo descartado na descarga do decantador foram selecionados como pontos de amostragem. As amostras foram coletadas do fundo e da superfície dos tanques de decantação, da superfície dos tanques de floculação, e na ETA-1 lodo da parede dos tanques, conforme possibilidade no momento da coleta. Foram obtidas assim 30 amostras, sendo 15 da ETA-1 e 15 da ETA-2, recolhidas três de cada ponto descrito.

Figura 10 - Tanques de floculação da ETA-1(a) e ETA-2(b)



Figura 11 - Tanques de decantação da ETA-1 (a) e ETA-2 (b)



3.3. DETERMINAÇÃO DE METAIS

As amostras foram submetidas a análise para determinação das concentrações dos metais Fe, Al, Mn, Zn, Pb, Cd, Cu e Cr, tanto para a matriz água como para a de lodo. As amostras foram analisadas em triplicata e as análises das concentrações dos metais de interesse foram realizadas utilizando a espectrometria de absorção atômica por chama.

Na água os metais analisados foram selecionados por serem elementos incluídos entre os padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano, estabelecidos pela Portaria 2.914 do Ministério da Saúde.

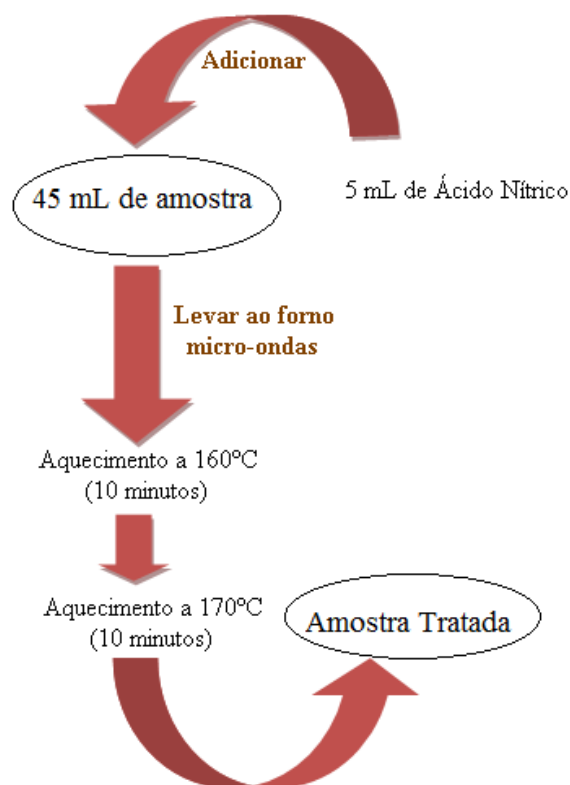
Como os processos de tratamento são aplicados, entre outros fins, para eliminação destes elementos das águas, possivelmente eles podem ser acumulados no resíduo gerado, sendo por isso estes elementos também determinados na matriz lodo.

3.3.1. Tratamento das amostras para determinação de metais

Para determinação das concentrações dos metais nas amostras de água foi necessária a realização do processo analítico de digestão das amostras, este processo possibilita que metais presentes nas amostras passem para uma forma química disponível, possibilitando sua análise instrumental.

O método aplicado para a digestão das amostras foi o descrito no Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater. Este método consiste na adição de 5 mL de ácido nítrico concentrado em 45 mL da amostra, e posterior submissão a temperaturas de 160°C por 10 minutos e posteriormente mais 10 minutos a 170°C no micro-ondas. Na figura 12 pode ser observado um diagrama deste método (APHA, 1998).

Figura 12 - Diagrama da metodologia aplicada para tratamento das amostras de água



Fonte: o autor.

Os metais analisados podem ser determinados pela técnica escolhida, com metodologia validada, não sendo, portanto, necessária a realização das medidas de validação do método, e sim medidas de verificação do método.

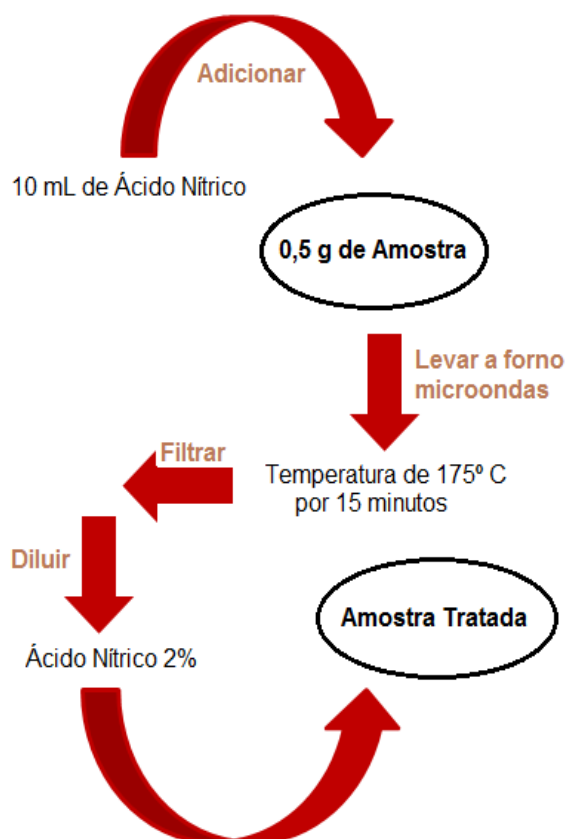
Para verificação dos resultados foi realizado o teste de exatidão do método, utilizando um padrão multi elementar da Merck, a fim de verificar-se o grau de concordância entre os resultados individuais encontrados e o valor de referência. O teste utilizado foi o teste t-student, o qual é bastante aplicado para verificação da exatidão em procedimentos analíticos (SCHULER, 2010).

A metodologia aplicada para tratamento das amostras de lodo foi a descrita pela agência ambiental americana EPA 3051A, onde para a determinação destes metais no lodo é necessária a aplicação de métodos analíticos de digestão.

No tratamento do lodo anteriormente ao processo de digestão as amostras foram secas em estufa, pulverizadas e homogeneizadas, sendo reduzidas a uma granulometria inferior a 63 μm .

A digestão desta matriz segundo metodologia escolhida consistiu da adição de 10 mL de ácido Nítrico concentrado em 0,5 g da amostra, já submetida ao pré-tratamento, em recipiente polimérico inerte adequado para microondas. No microondas a amostra foi submetida a temperatura de 175 ± 5 °C por um período de aproximadamente 15 minutos. Após o arrefecimento, o conteúdo do recipiente foi filtrado e diluído, até um volume de 70 mL, para padronização das amostras, com ácido nítrico a 2%. Na Figura 13 pode ser observado o diagrama da técnica aplicada.

Figura 13 – Diagrama metodologia aplicada para tratamento das amostras de lodo



Fonte: o autor

Foi utilizada para verificação da metodologia analítica aplicada os materiais de referência NIST 2781 de lodo doméstico e o NIST 2782 de lodo industrial, e foi aplicado para verificação do método o teste t-student.

3.3.2. Análise das amostras

No presente estudo as concentrações dos metais foram determinadas com a utilização do Espectrofotômetro de Absorção Atômica Varian modelo GTA 110 e foi utilizada a técnica de atomização por chama. Na figura 14 pode ser observado o sistema utilizado.

Figura 14 - Espectrômetro de absorção atômica por chama



Fonte: do autor.

As curvas de calibração para análise dos elementos de interesse foram construídas com o padrão de calibração da Merck, e checadas a cada passagem de 10 amostras, sendo aceitas variações de até 5% na absorbância.

3.4. DETERMINAÇÃO DE RADIONUCLÍDEOS

A partir da aplicação da técnica de espectrometria gama foram determinadas as concentração de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{40}K .

O ^{226}Ra e o ^{228}Ra foram determinados pela contagem dos seus filhos que se apresentam em equilíbrio secular com estes, sendo o valor de suas atividades expressos pela média ponderada das contagens dos seus filhos. O ^{40}K por sua vez foi determinado diretamente, pela energia de sua emissão gama. As energias utilizadas para as determinações podem ser observadas na tabela 4.

Tabela 4 - Energias gama utilizadas para determinação de radionuclídeo

Radionuclídeo	Emissor	Energia (KeV)
²²⁶ Ra	²¹⁴ Pb	295,21
	²¹⁴ Pb	351,92
	²¹⁴ Bi	609,31
	²¹⁴ Bi	1120,29
²²⁸ Ra	²²⁸ Ac	911,21
	²²⁸ Ac	968,97
⁴⁰ K	⁴⁰ K	1460,8

Nas amostras de água foram determinadas as concentração de atividade do ²²⁶Ra e ²²⁸Ra, devido a radiotoxicidade que estes apresentam e por serem incluídos pela Portaria 2.914 do ministério da saúde como padrão de radioatividade na água para consumo humano, com limites estabelecidos de 1Bq.L⁻¹ e 0,1 Bq.L⁻¹ respectivamente (BRASIL, 2011).

Os radionuclídeos determinados nas amostras de lodo foram ²²⁶Ra, ²²⁸Ra e ⁴⁰K.

O ²²⁶Ra e o ²²⁸Ra foram determinados a fim de permitir o estudo comparativo entre as concentrações encontradas na água e o resíduo gerado no tratamento possibilitando inferir a capacidade de concentração do processo.

O ⁴⁰K por sua vez foi determinado devido a sua importância radiológica, tendo em vista que sobre a perspectiva do impacto radiológico de materiais TENORM a radiação direta gama constitui a principal via de exposição (O'BRIEN, 1998).

3.4.1. Tratamento para determinação dos radionuclídeos

A determinação dos radionuclídeos foi realizada por uma técnica não destrutiva, o que permite que para a determinação não seja necessária a aplicação de métodos analíticos destrutivos, como os descritos para determinação dos metais.

As amostras de água foram armazenadas em recipientes específicos (marinele) com geometria adequada e volume de 1L. Os recipientes posteriormente foram selados para impedir o escape do radônio, possibilitando a determinação de seus radionuclídeos filhos.

As amostras de lodo para determinação dos radionuclídeos foram levadas a secagem em estufa, e posteriormente foram pulverizadas e homogeneizadas. Em seguida as amostras foram armazenadas em recipiente de poliestireno padrão do laboratório no qual foram

realizadas as medidas. O recipiente possui um volume de $12,5 \text{ cm}^3$ e a massa das amostras armazenadas variaram de 7 a 14 gramas. Após o armazenamento os recipientes foram selados.

3.4.2. Análise das amostras

O equipamento utilizado para análise dos radionuclídeos foi um espectrômetro gama de alta eficiência com Germânio Hiper puro. O equipamento apresenta uma resolução de 2,1 keV em 1.332 keV para o ^{60}Co , eficiência intrínseca de 40% e está acoplado a um MCA (“multichannel analyzer”) Canberra com 8.192 canais, com aquisição é gerenciada pelo “software” Genie-2000 Canberra. Na Figura 15 pode ser observado o sistema utilizado.

Figura 15 - Sistema de medidas pelo espectromêtro gama de HpGe



Fonte: o autor

Para a contagem da radiação de fundo foi utilizado um recipiente vazio, com a mesma geometria utilizada para contagem das amostras, em um mesmo tempo de contagem, sendo por fim esta contagem subtraída da contagem de cada amostra analisada.

O tempo de contagem das amostras foi de 80.000 segundos, tempo este estabelecido pelo sistema da qualidade do laboratório onde as análises foram realizadas.

A calibração da energia e a eficiência de contagem foram realizadas utilizando padrões de ^{152}Eu , ^{133}Ba e ^{241}Am .

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram obtidas as concentrações dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb, Fe e Al e dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{40}K , em amostras de água e lodo de ETA's. A partir destes resultados foi possível avaliar, considerando-se os parâmetros relacionados à concentração de metais e radionuclídeos estabelecidos na legislação vigente, a adequação da água fornecida à população e o descarte do resíduo gerado. Além disso, foi avaliado o comportamento dos metais nos estágios de tratamento e medida a eficiência de remoção dos mesmos. Para o lodo é importante também salientar que foi realizado um levantamento radiológico inicial deste material, sendo o presente estudo pioneiro na área em estudo.

4.1. METAIS EM AMOSTRAS DE ÁGUA

A avaliação das amostras de água foram realizadas a partir da determinação da concentração dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb, Fe e Al na água pronta para o consumo, relacionando os valores obtidos ao padrão de potabilidade. Foi também investigado o comportamento destes metais no decorrer do tratamento, sendo determinada eficiência de remoção de etapas do processo. Por fim foi estimada a qualidade do efluente lançado pelos sistemas de tratamento em questão. Todos estes critérios foram analisados e os resultados obtidos podem ser observados a seguir.

Adequação da qualidade da água fornecida à população

As concentrações dos metais de interesse foram determinadas nas amostras de água pronta para o consumo e os valores obtidos foram comparados aos teores aceitáveis, segundo a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde e expressos nas figuras 16 e 17.

Figura 16 - Concentrações de Cd, Cr, Pb e Mn na água pronta para o consumo e os valores estabelecidos na portaria vigente

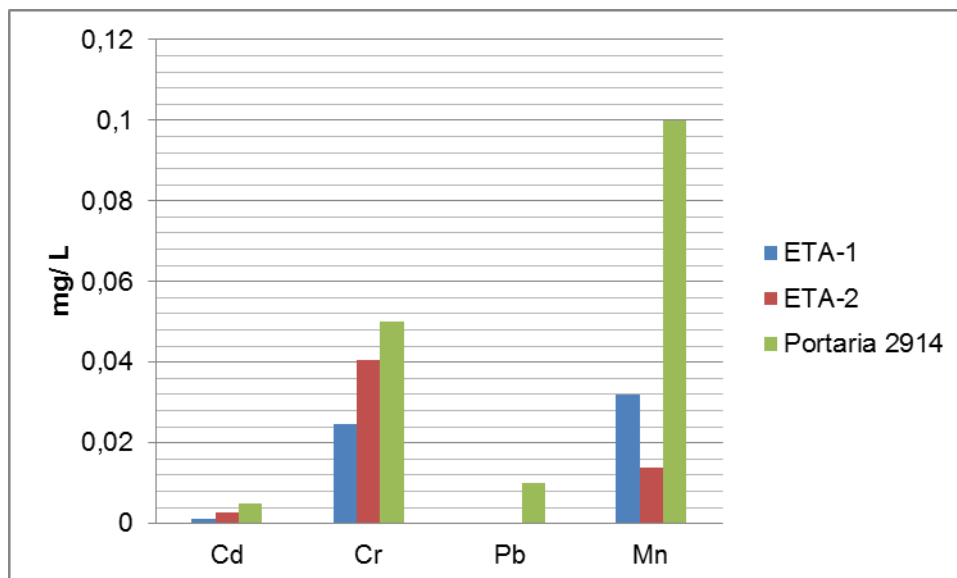
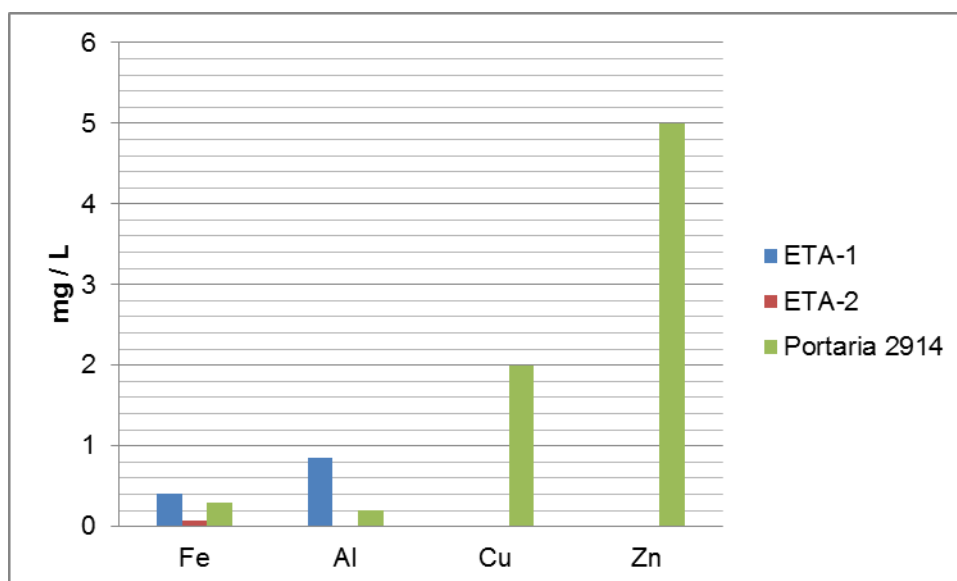


Figura 17 - Concentrações de Fe, Al, Cu e Zn na água pronta para o consumo e os valores estabelecidos na portaria vigente



Segundo a Portaria 2.914, os metais Cd, Cu, Cr e Pb são enquadrados como causadores de danos à saúde, quando presentes em concentrações acima dos valores máximos estabelecidos, enquanto que os metais Zn, Mn, Fe e Al são enquadrados como padrões organolépticos de potabilidade.

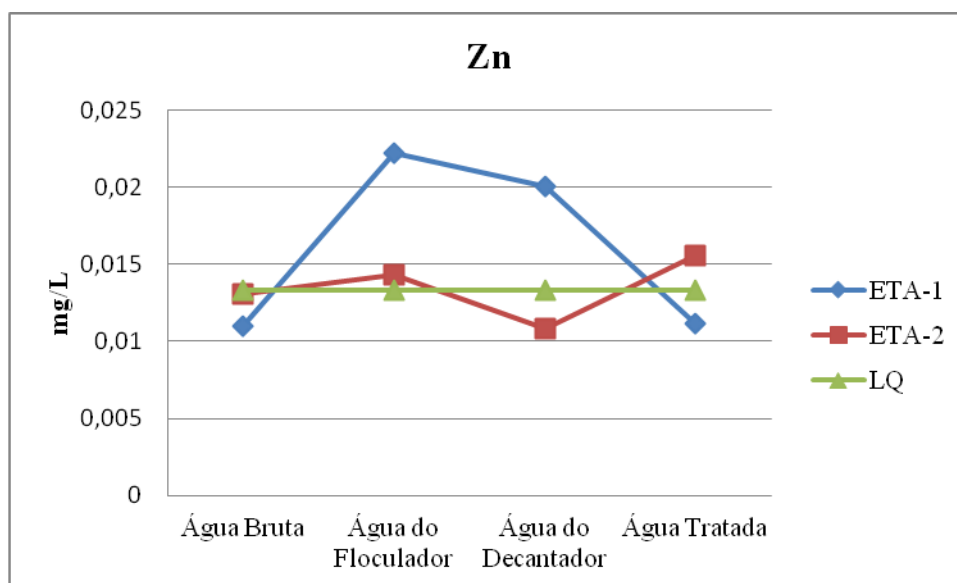
As concentrações encontradas nas amostras de água prontas para o consumo em ambas as ETA's apresentaram valores inferiores ao estabelecido na Portaria, exceto para os valores

de Fe e Al que apresentaram concentração acima do estabelecido nas amostras da ETA-1, configurando que a água fornecida à população por esta ETA apresenta padrões organolépticos de potabilidade inadequados. As causas desta inadequação devem ser avaliadas e quando encontradas, devem ser tomadas medidas de reparação.

Comportamento dos metais em processo de tratamento

Uma forma de entender o processo de eliminação dos metais no tratamento é observar o comportamento destes no decorrer das etapas. O comportamento dos metais nas etapas de tratamento pode ser observado nas Figuras 18 a 25.

Figura 18 – Concentração de zinco nos estágios de tratamento



LQ: Limite de Quantificação

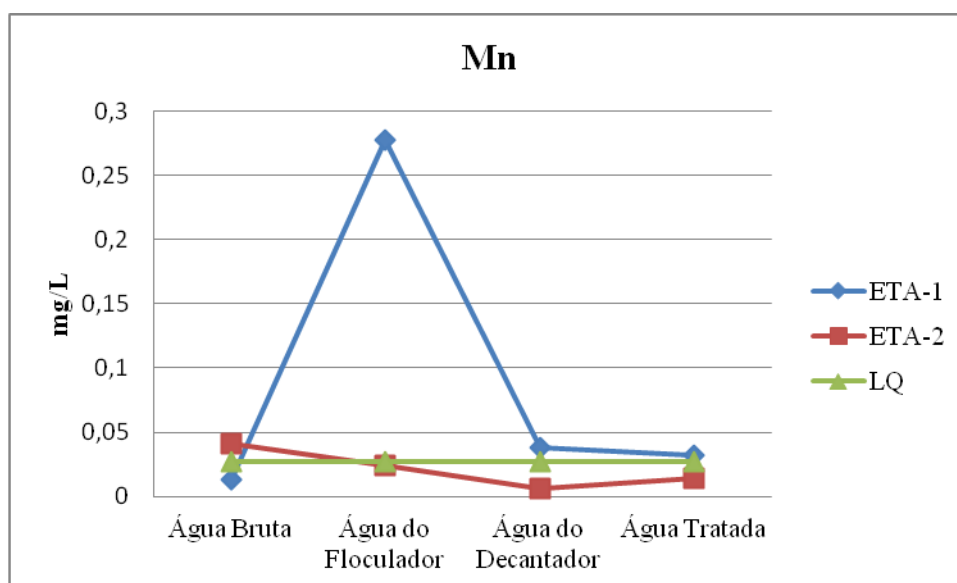
Considerando a ETA-1, é possível observar que houve um acréscimo na concentração do zinco após a entrada no sistema e que posteriormente houve uma redução, não sendo possível avaliar se, após o tratamento, a concentração presente foi superior ou inferior a da água bruta, uma vez que estes valores encontram-se abaixo do limite de quantificação da técnica (LQ).

Na ETA-2 os valores encontrados para a água bruta e água do decantador estiveram abaixo do limite de quantificação, sendo possível inferir, portanto, que houve um acréscimo

na concentração na água tratada, configurando um comportamento indesejável, uma vez que o tratamento é proposto para remoção.

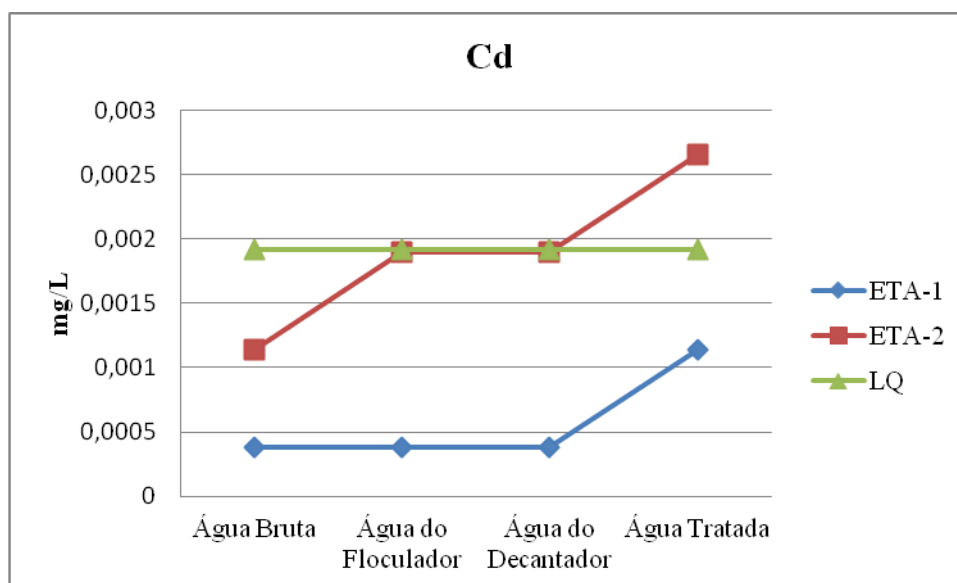
Quando observado o balanço do Mn (Figura 19) é possível observar que muitos dos valores encontrados se apresentam abaixo do LQ, sendo possível, a partir dos resultados obtidos, afirmar que ocorre um acréscimo na etapa de floculação e um decréscimo na etapa de decantação da ETA-1.

Figura 19 – Concentração de manganês nos estágios de tratamento



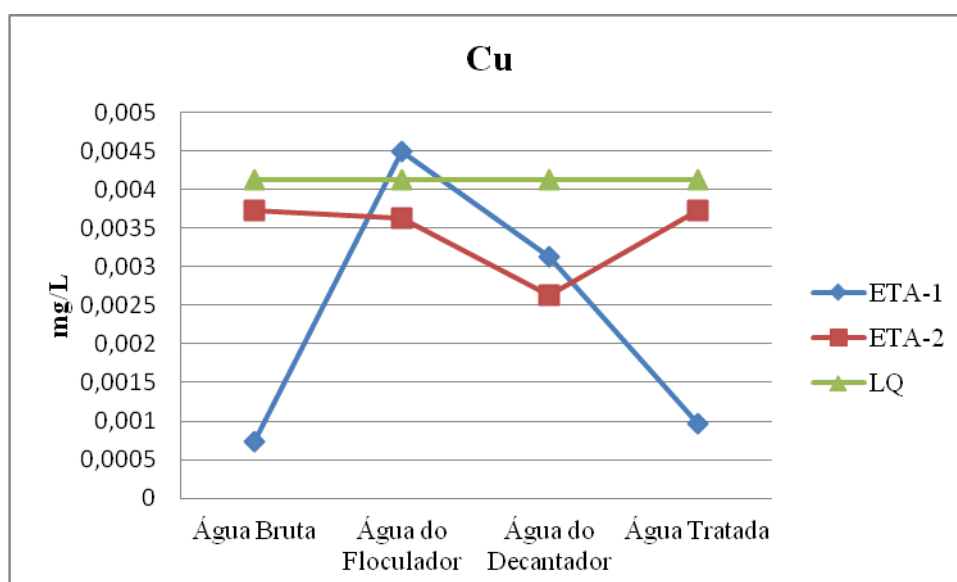
LQ: Limite de Quantificação

As concentrações de Cd (Figura 20) se apresentaram abaixo do limite de quantificação em todos os pontos, exceto para concentração da água tratada na ETA-2, configurando uma situação indesejável.

Figura 20 – Concentração de cádmio nos estágios de tratamento

LQ: Limite de Quantificação

As concentrações de cobre (Figura 21), de igual forma, apresentaram valores de concentração em sua maioria abaixo do LQ.

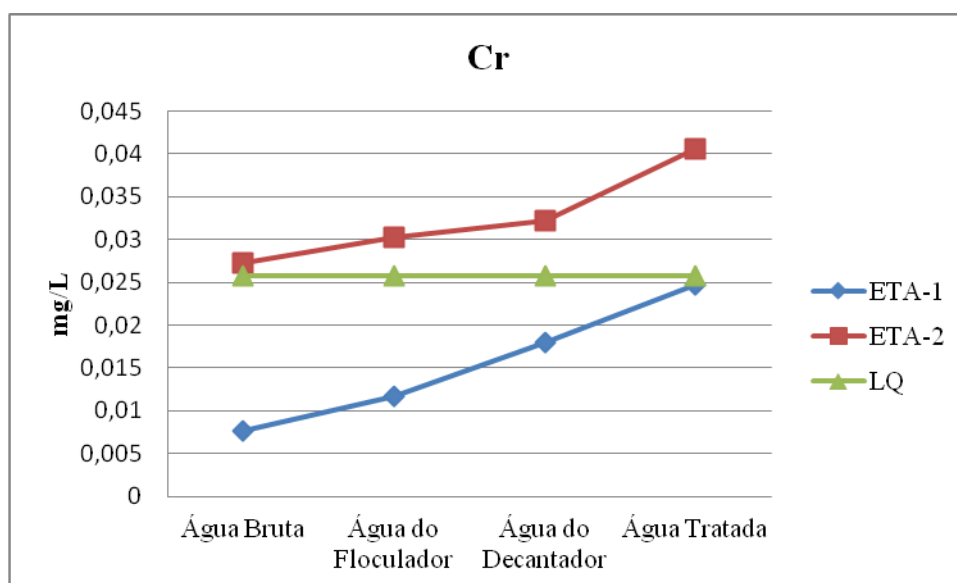
Figura 21 - Concentração de cobre nos estágios de tratamento

LQ: Limite de Quantificação

Os resultados das concentrações de cromo na ETA-1 apresentaram valores abaixo do LQ, enquanto na ETA-2 os resultados situavam-se acima do referido limite, e é observada a ocorrência de um acréscimo na concentração deste elemento, tendo como consequência uma

concentração superior na água tratada em relação à água bruta. As vias de eliminação deste elemento, desta forma, devem ser revistas e as causas do incremento devem ser avaliadas, sendo esta situação agravada por ser o cromo um elemento causador de dano à saúde (Figura 22).

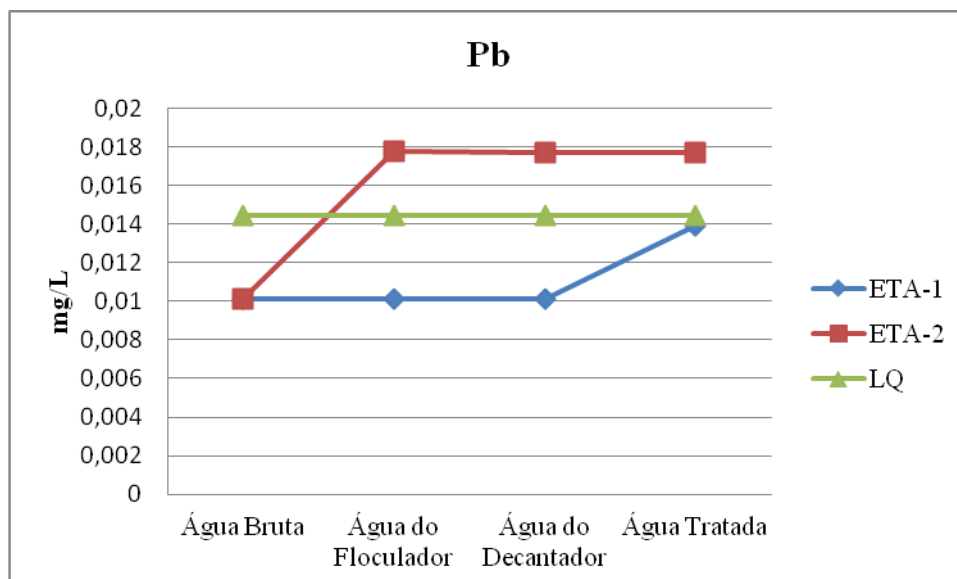
Figura 22 - Concentração de cromo nos estágios de tratamento



LQ: Limite de Quantificação

As concentrações encontradas para o chumbo foram abaixo do LQ nas amostras da ETA-1 e na água bruta da ETA-2. Com os resultados obtidos foi visto que na ETA-2 ocorre um incremento na concentração de chumbo durante o tratamento e esta concentração se mantém constante nas etapas que seguintes (Figura 23).

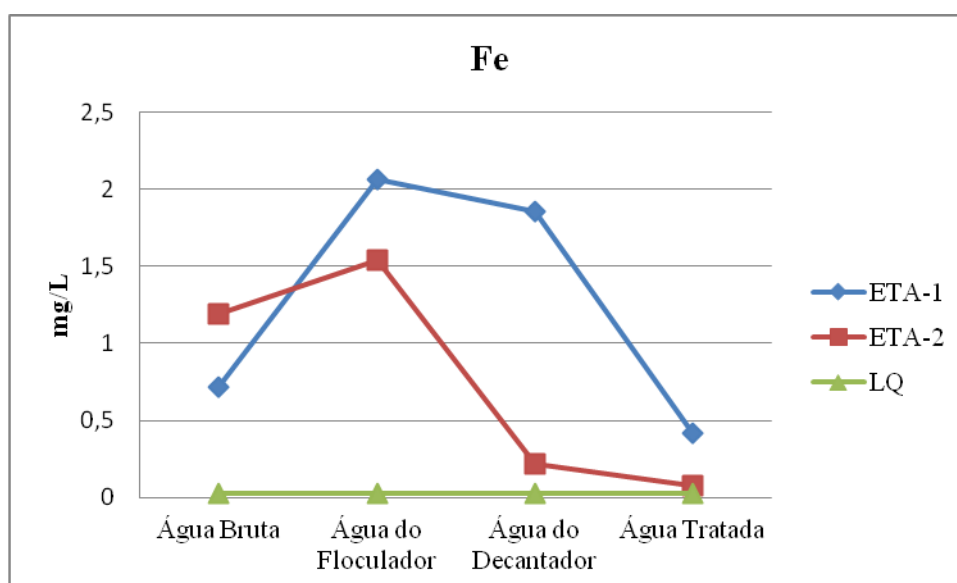
Figura 23 - Concentração de chumbo nos estágios de tratamento



LQ: Limite de Quantificação

As concentrações de ferro variaram entre as etapas de tratamento de forma similar nas ETA's avaliadas. Ocorre um incremento da concentração de ferro na etapa inicial, com posterior redução promovida pela remoção promovida pelo tratamento. Em consequência, a água tratada apresenta uma menor concentração em relação ao observado na água bruta (Figura 24).

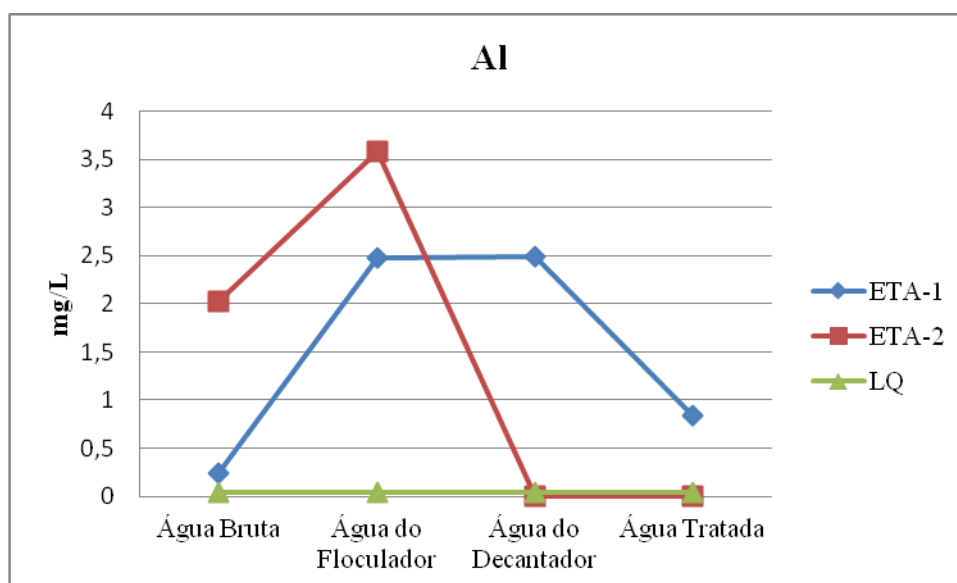
Figura 24 - Concentração de ferro nos estágios de tratamento



LQ: Limite de Quantificação

Os resultados obtidos para o alumínio (Figura 25) foram similares aos encontrados para o ferro, apresentando em ambas as ETA's um acréscimo seguido por uma eliminação do metal. Contudo, diferente do observado para o ferro, na ETA-1, a concentração na água tratada foi superior à encontrada na água bruta.

Figura 25 - Concentração de alumínio nos estágios de tratamento



LQ: Limite de Quantificação

É possível observar também, tanto nos resultados de alumínio quanto nos demais resultados, que a água bruta submetida a tratamento na ETA-2 possui pior qualidade comparando a água bruta submetida a tratamento na ETA-1, apresentando concentrações de metais superiores. Contudo, o tratamento da ETA-2 apresentou maior eficiência na remoção destes, sendo a água tratada nesta ETA adequada aos parâmetros estabelecidos para concentração dos metais analisados.

De forma geral, o comportamento dos metais é variável entre as ETA's demonstrando que as condições geradas no tratamento sofrem variação mesmo quando são aplicadas as mesmas tecnologias para o tratamento e o mesmo coagulante, como é o caso das ETA's em estudo (DI BERNARDO, 2003).

Estas diferenças possivelmente são advindas das condições da água fornecida ao sistema, tendo em vista que a qualidade da água bruta é um dos aspectos que deve ser considerado por influenciar diretamente às condições no tratamento. Outro ponto que pode estar relacionado às diferenças do comportamento dos metais nas ETA's é a condição do próprio sistema, pois a utilização do sistema gera variações no tratamento, resultantes do

acumulo de resíduos e desgaste dos componentes (AZEVEDO, 1999; DI BERNARDO, 2005).

A concentração dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr e Pb nas amostras analisadas foram baixas, considerando o padrão de potabilidade estabelecido, o que é desejável tendo em vista que estes elementos apresentam potencial tóxico. Contudo, na avaliação destes elementos foram observadas situações indesejáveis, onde houve incremento das concentrações de metais. As causas do comportamento observado devem ser investigadas em futuros trabalhos, a fim de promover a indicação da melhor medida a ser adotada para reparação.

O Fe e o Al apresentaram concentrações elevadas, e para complementação da avaliação do comportamento destes dois metais, foram calculadas suas eficiências de remoção nas etapas do processo de tratamento (Tabela 5).

Tabela 5 - Eficiência de remoção de Fe e Al

Metais	Eficiência de remoção (%)					
	Floculação		Decantação		Tratamento	
	ETA-1	ETA-2	ETA-1	ETA-2	ETA-1	ETA-2
Fe	-	85%	78%	9%	42%	94%
Al	-	100%	-	-	-	100%

- Não houve remoção

A remoção do Fe se dá tanto na etapa de floculação quanto na etapa de decantação para a ETA-2, enquanto para a ETA-1 a eliminação só ocorre na decantação, sendo indicado este como um importante fator que promoveu a não adequação dos valores de Fe na água pronta para o consumo da ETA-1 quando comparados aos valores determinados na legislação vigente.

Quanto à remoção do Al na ETA-2, ela ocorre exclusivamente na etapa de floculação. Na ETA-1 não ocorre remoção na etapa de floculação, e consequentemente na referida ETA na há remoção deste metal, como observado na tabela 3.

Nestes aspectos, os resultados inapropriados encontrados das concentrações de Fe e Al para a água pronta para o consumo na ETA-1 possivelmente estão relacionados a alguma inadequação nos floculadores desta ETA. No momento da coleta os taques da ETA-1 estavam no período anterior a lavagem, apresentando um volume de lodo considerável, o que possivelmente está associado à causa da perda da eficiência de remoção observada.

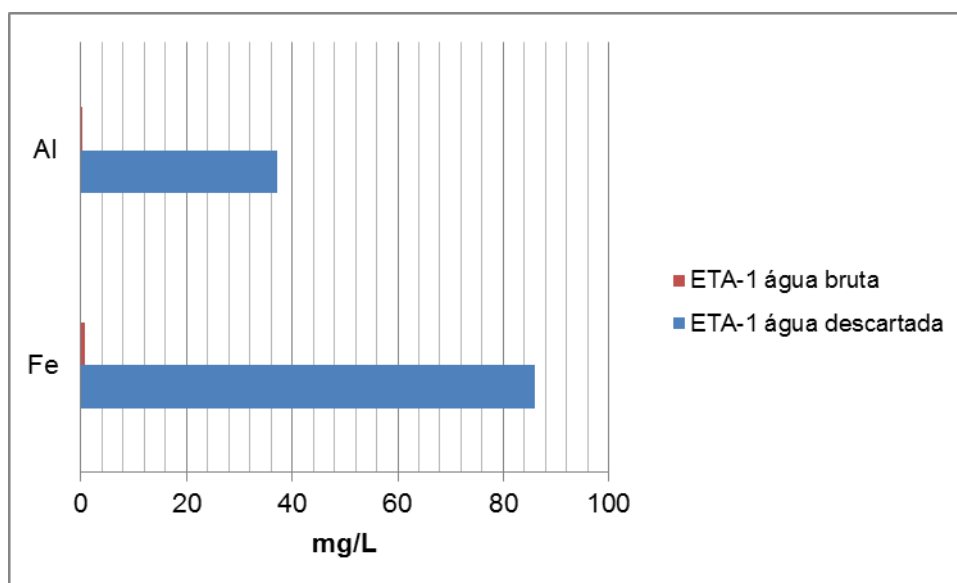
Qualidade da água residual

Foi avaliada, também, a qualidade das águas descartadas na descarga do decantado, tendo em vista que elas podem ser lançadas no ambiente como efluentes da indústria de tratamento de água.

A Resolução do Conama nº430 de 2011, que dispõem sobre as condições de lançamento de efluentes, estabelece que a qualidade do efluente lançado não deve ser inferior à qualidade da água captada.

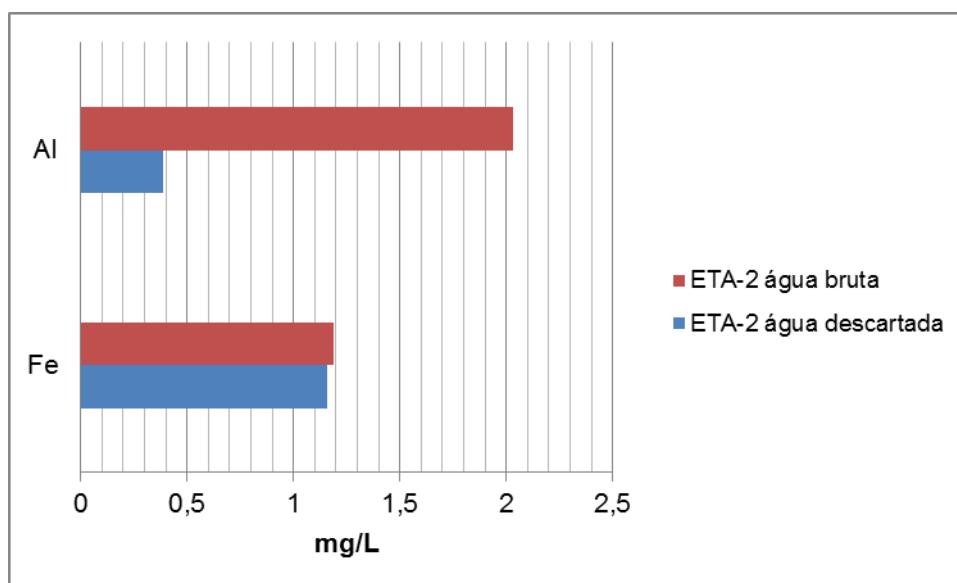
Os resultados obtidos na análise indicam valores discrepantes entre a água bruta (água captada) e a água residual gerada nos sistemas de tratamento. Na Figura 26 pode ser observada a concentração de Al e Fe da água bruta e a descartada.

Figura 26 - Concentração de Fe e Al na água descartada e água bruta da ETA-1



Ao serem observados os valores obtidos para o Al e Fe das águas de descarte da ETA-1 é visto que estes valores não se enquadram no estabelecido pela resolução do CONAMA, isto é, a água descartada possui qualidade inferior à captada, o que indica a necessidade de tratamento desta água antes do seu descarte, de forma a não trazer riscos ao ambiente e à saúde da população à jusante.

Na ETA-2 a água da descarga do decantado é lançada na lagoa de lodo. Comparando-se os resultados da água desta lagoa com a água captada, é observado que a ETA-2 apresentou concentrações inferiores na água de descarte, estando assim à mesma adequada, considerando a resolução descrita anteriormente, como pode ser observada na figura 27.

Figura 27 - Concentração de Fe e Al na água descartada e bruta da ETA-2

4.2. METAIS EM AMOSTRAS DE LODO

Os resíduos gerados nas ETA's são produzidos por mecanismos físicos e químicos utilizados para purificação das águas destinadas ao abastecimento da população. Nestes resíduos estão concentrados componentes que anteriormente se encontravam incorporados aos corpos d'água, entre eles, metais que apresentam alta toxicidade (CORDEIRO, 2000; DI BERNARDO, 2003).

Em vista disso, foram realizados estudos que buscam investigar a concentração dos metais nos resíduos gerados nas ETA's, resíduos estes classificados como resíduo sólido segundo a ABNT (NBR 10004). Na Tabela 6 podem ser observados os resultados obtidos na literatura para concentrações destes elementos em resíduo de ETA's.

Tabela 6 - Concentrações de metais em amostras de lodo

Metais	PROSAB, 2000			TAVARES, 2003				ARAÚJO, 2006	
	São Carlos	Rio Claro	Araraquara	Alto do céu	Gurjaú	Suape	Tapacurá	Barreiros	
								AM1	AM2
	Concentração mg.L ⁻¹								
Al	11100,00	30,00	2,16	1237,00	1582,00	1127,00	2405,00	1303,60	442,10
Fe	5000,00	4200,00	214	1398,00	104,10	491,70	247,80	759,00	815,00
Cr	1,58	0,86	0,19	0,50	0,30	1,10	0,50	0,38	0,42
Cu	2,06	0,91	1,70	0,10	0,00	0,20	0,00	0,26	0,21
Mn	-	-	-	1,70	1,60	15,70	37,30	4,19	5,16
Pb	1,60	1,06	-	-	-	-	-	-	-
Cd	0,02	0,27	-	-	-	-	-	0,00	0,00
Zn	4,25	48,53	0,10	0,10	0,10	1,20	0,10	0,71	0,38

Os resultados observados na tabela 5 são referentes às concentrações encontradas em lodos de decantadores das referidas ETA's, sendo estes, entre os resíduos gerados, os mais avaliados por corresponderem a até 97% do lodo gerado e acumulado no sistema de tratamento (RICHTER, 2001).

As concentrações encontradas são bem variáveis e estão fortemente relacionadas à qualidade da água a ser tratada. Esta qualidade é um reflexo da geologia da área onde se encontram os mananciais que fornecem água bruta ao sistema, bem como de possíveis lançamentos oriundos de atividades antrópicas realizadas nos mesmos (DI BERNARDO, 2005; AZEVEDO NETTO, 1987; RICHTER, 2001).

Foram assim avaliadas as concentrações de metais nos resíduos gerados em ETA's, sendo, para tanto, avaliadas amostras de duas ETA's que estão localizadas em áreas geológicas distintas e possuem, nas proximidades dos seus mananciais de abastecimento, a presença de atividades antrópicas variáveis.

Para verificação do método aplicado na análise das amostras foram avaliados dois materiais de referencia o NIST 2781 de lodo doméstico e o NIST 2782 de lodo industrial. A recuperação do material foi satisfatória para todos os metais em estudo. Na tabela 7 estão apresentados os valores de recuperação obtidos.

Tabela 7 - Recuperação do material de referência

	NIST 2781	NIST 2782
Zn	85%	96%
Mn	-*	92%
Cd	82%	-*
Cu	86%	80%
Cr	94%	87%
Pb	99%	83%
Fe	96%	82%

* Valores não descritos

A exatidão do método também foi avaliada a partir da aplicação do teste t-student, sendo inferido que o método apresenta exatidão para 95% de confiança. Especificamente foram avaliados os metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb e Fe.

Os lodos analisados foram oriundos das etapas de floculação e decantação, importantes etapas de formação de lodo. As amostras da ETA – 1 eram constituídas de lodos da Parede do Floculador (PF), da Descarga do Decantador (DD), da Superfície do Floculador (SF); do lodo tratado do sistema de tratamento de lodo desta ETA - Lodo Final (LF) e da Parede do Decantador (PD). Na ETA – 2 os lodos analisados eram originados da Descarga do Decantador, da Superfície do Floculador, do Fundo do Decantador (FD), e duas amostras da Superfície do Decantador (SD) que apresentavam consistências diferentes.

Os resultados obtidos para as amostras de lodo podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8 - Concentração de metais no lodo

Metais	Concentração mg.L ⁻¹											
	Zn		Mn		Cd	Cu		Cr		Pb		Fe
ETA 1	PF	58,58 ± 2,70	368,87 ± 4,27	> LQ		27,55 ± 1,52		47,52 ± 1,61		47,19 ± 2,31		77149,75 ± 920,20
	DD	44,68 ± 3,10	408,74 ± 8,73	> LQ		29,44 ± 1,65		57,24 ± 1,17		43,48 ± 3,66		26583,63 ± 831,05
	SF	28,72 ± 0,17	447,16 ± 8,15	> LQ		20,70 ± 0,97		35,75 ± 2,23		42,58 ± 2,69		7441,94 ± 74,13
	LF	49,50 ± 3,15	387,50 ± 6,85	> LQ		30,56 ± 1,85		28,81 ± 1,51		51,02 ± 4,18		91702,97 ± 377,22
	PD	35,60 ± 0,96	427,31 ± 2,31	> LQ		24,67 ± 2,14		41,39 ± 2,75		43,01 ± 2,24		7794,73 ± 22,92
ETA 2	DD	41,71 ± 1,04	1205,28 ± 9,45	> LQ		39,43 ± 2,79		43,32 ± 2,70		121,58 ± 1,14		10647,62 ± 40,12
	SF	40,13 ± 1,03	402,82 ± 8,25	> LQ		23,98 ± 2,08		42,40 ± 3,14		42,05 ± 3,60		7782,18 ± 37,06
	FD	30,62 ± 2,11	414,11 ± 13,27	> LQ		20,60 ± 2,25		40,15 ± 0,42		40,33 ± 3,11		8016,49 ± 91,31
	SD	20,07 ± 1,62	281,03 ± 3,57	> LQ		10,46 ± 0,76		43,48 ± 1,00		25,01 ± 2,36		4284,92 ± 8,75
	SD1	37,77 ± 4,40	422,48 ± 10,48	> LQ		29,82 ± 1,64		35,85 ± 1,70		32,47 ± 0,99		5339,91 ± 43,04
LQ	0,07		0,12		0,02	0,08		0,10		0,06		1,17

PF- Parede do Floculador

SF- Superfície do Floculador

PD- Parede do Decantador

SD- Superfície de decantador

DD- Descarga do Decantador

LF- Lodo Final

FD- Fundo do Decantador

Comparando os resultados descritos na literatura (Tabela 6) e os obtidos no presente estudo (Tabela 8) pode ser observado que as concentrações encontradas foram superiores no presente estudo, com exceção da concentração de Zn na ETA Rio Claro avaliada por PROSAB, (2000), como pode ser visto nas figuras 28 e 29. As concentrações comparadas são as do lodo do decantador, este que é o principal resíduo formado no tratamento das águas para fim de abastecimento, e um único material analisado no estudo citado.

Figura 28 - Concentrações de metais obtidas e observadas na literatura (Cr, Cu, Pb, Cd, Zn)

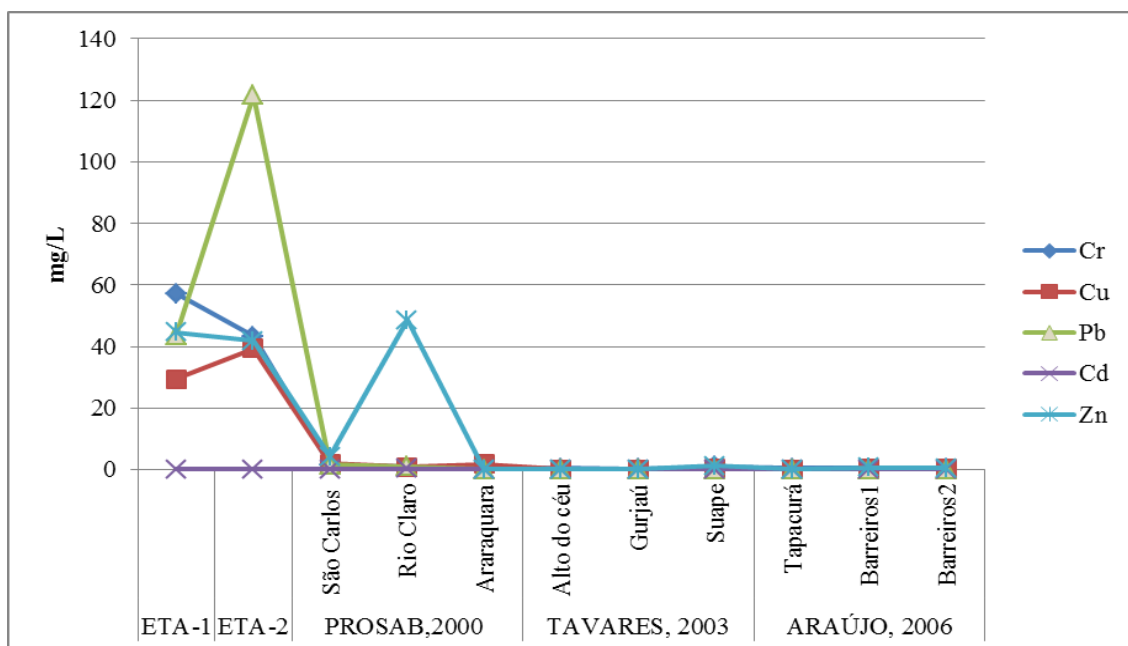
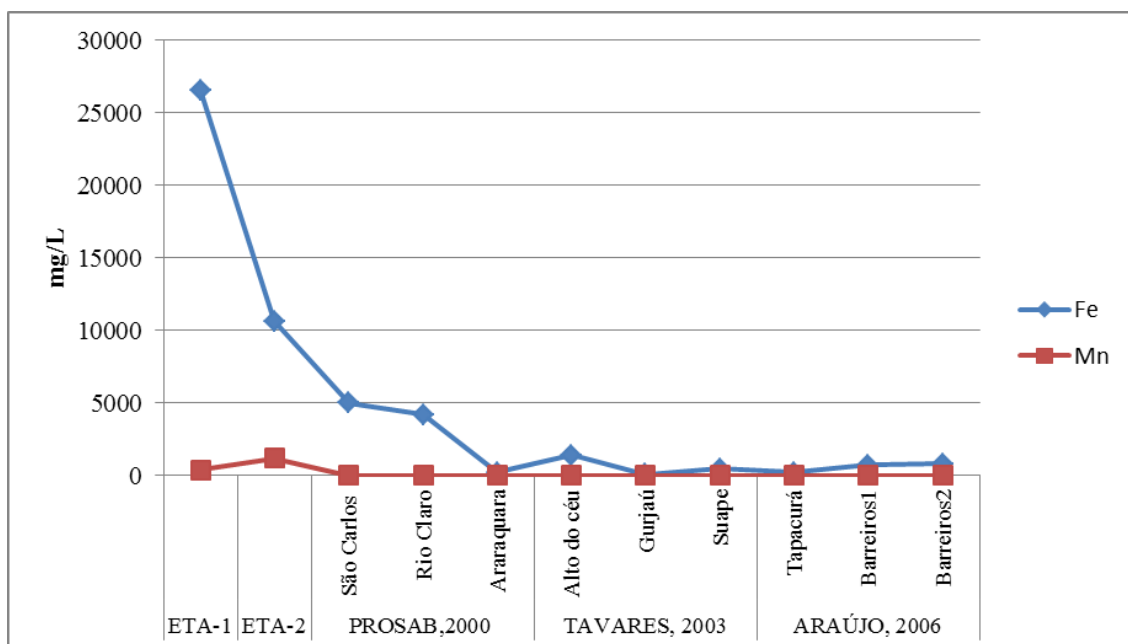


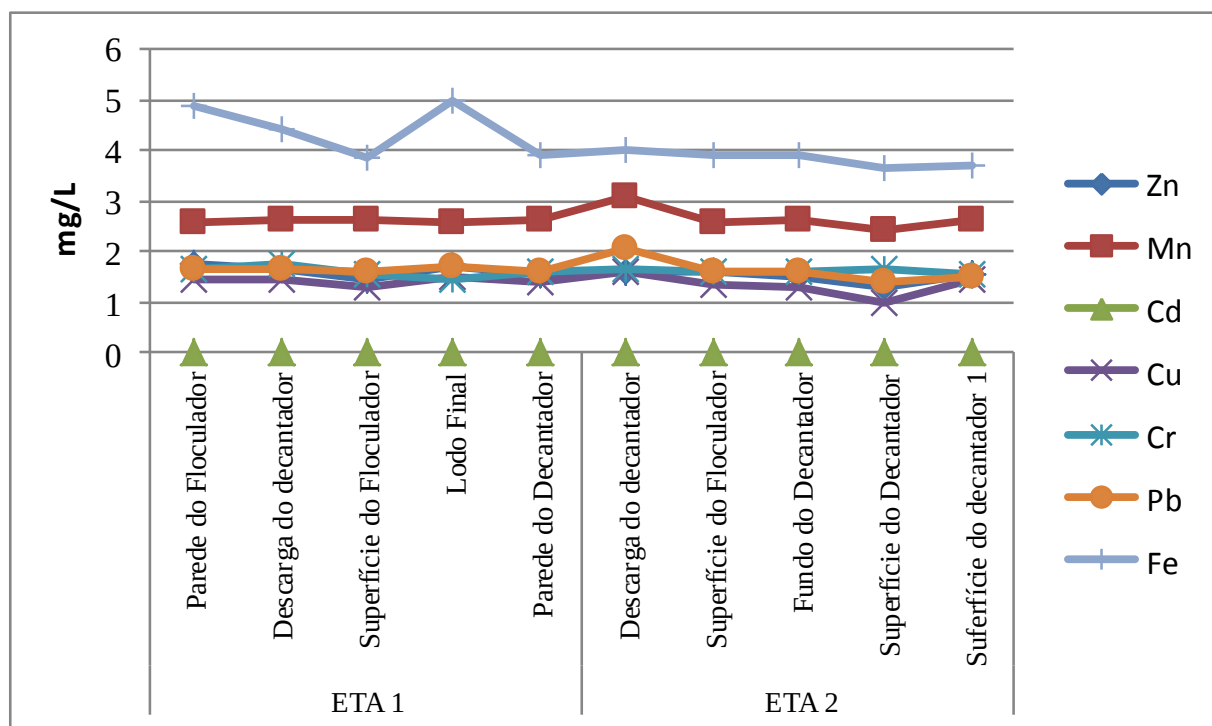
Figura 29 - Concentrações de metais obtidas e observadas na literatura (Fe e Mn)



Um ponto que provavelmente contribui para a elevação dos valores obtidos é o fato de terem sido as coletas das amostras em estudo realizadas em período chuvoso, no qual ocorre maior arraste de materiais aos corpos d'água devido às chuvas, interferindo diretamente na qualidade da água e promovendo a elevação das concentrações dos materiais que compõem resíduos gerados nas ETA's, entre os quais podem ser encontrados os metais (ARAÚJO, 2006; AZEVEDO NETTO, 1987; DI BERNARDO, 2003; GALVÃO, 2009).

Na figura 30 pode ser observada a distribuição dos elementos entre as amostras analisadas.

Figura 30 - Concentrações de metais no lodo



* Eixo Y em escala logarítmica de base 10.

O Fe apresentou maior abundância na matriz analisada, resultado este esperado devido a abundância deste elemento e composição característica do lodo (RICHTER, 2001). As maiores concentrações deste elemento foram observadas no lodo da parede do floculador e no lodo final da ETA-1, a presença em maior abundância nesta ETA era esperada tendo em vista os altos valores de concentração encontrados nas amostras de água desta ETA.

Os demais elementos apresentaram concentrações consideráveis e sofreram relativamente pouca variação de concentração entre os resíduos analisados, não sendo

possível destacar um resíduo dentre os demais como concentrador de determinados elementos, o que indica a não existência de vias preferências de deposição.

O Mn e Pb apresentaram concentração mais elevada no lodo de descarga do decantador o que deve ser destacado por ser este o principal e mais abundante resíduo lançado pelas ETA's no ambiente, e uma vez que apresentam concentrações elevadas de metais configuram um risco potencial à saúde da população, especialmente tratando-se de elementos como o chumbo que apresentam alta toxicidade.

Considerando os valores estabelecidos como parâmetros para lançamento de efluentes da resolução do CONAMA nº430 de 2011 e os resultados obtidos, é visto que as concentrações de Pb e Zn estão acima dos valores indicados, sendo por tanto requerido que este material não seja lançado como efluente (Tabela 9)

Tabela 9 - Concentrações de metais estabelecidas para lançamento de efluentes e valores encontrados para o lodo da descarga do decantador

Metais	Concentração (mg.L ⁻¹)		
	CONAMA	ETA-1	ETA-2
Cádmio	0,20 [#]	-	-
Chumbo	0,50 [#]	43,48 [#]	121,58 [#]
Cobre	1,00*	29,44 [#]	39,43 [#]
Cromo 6	1,10 [#]	-	-
Cromo 3	1,00 [#]	-	-
Ferro	15,00*	26583,63 [#]	10647,62 [#]
Zinco	5,00 [#]	44,68 [#]	41,71 [#]

[#] Total

* Dissolvido

Os resultados obtidos contribuem com a indicação do lodo gerado nas ETA's em estudo como um material concentrador de metais e que representam um risco ao ambiente e à população quando lançados diretamente no ambiente.

4.3. RADIONUCLÍDEOS EM AMOSTRAS DE ÁGUA

Os valores obtidos para a água tratada em ambas as ETA's, considerando os radionuclídeos de interesse foram inferiores ao Limite de Detecção (LD). Os valores do LD foram inferiores aos valores estabelecidos na portaria, variando para o ^{226}Ra de 1.10^{-2} a 7.10^{-2} Bq.L^{-1} , e para o ^{228}Ra de 1.10^{-3} a 4.10^{-2} Bq.L^{-1} . Assim foi possível afirmar que as águas analisadas estão enquadradas quanto aos padrões radiológicos de potabilidade.

Um fator que possivelmente contribui para a baixa concentração destes radionuclídeos nas águas destas ETA's é por serem as águas de abastecimento em questão oriundas de fontes superficiais, uma vez que em geral fontes superficiais apresentam baixas concentrações de atividade para estes radionuclídeos, sendo encontrado em estudos valores de 4.10^{-4} a 4×10^{-2} Bq.L^{-1} (HESS,1985).

Observando os resultados obtidos na literatura é possível verificar que algumas concentrações descritas para águas superficiais são inferiores ao LD encontrado no presente estudo. É indicado, assim, para estudos que tenham como objetivo avaliar de forma mais detalhada as concentrações de atividade destes nuclídeos em águas superficiais, a utilização de técnicas mais sensíveis. A técnica utilizada, contudo, foi eficiente considerando o objetivo que se destinou de avaliar a adequação das águas analisadas ao padrão radiológico estabelecido na Portaria 2914/11 do ministério da saúde.

Foram analisadas também as águas brutas, e das etapas de floculação e decantação destas mesmas ETA's, além da água da descarga do decantador da ETA-1 e da Lagoa de decantação da ETA-2. Os valores obtidos nestas amostras de igual forma se apresentaram abaixo do LD, exceto para a água de descarte do decantador que apresentou concentração de atividade acima do LD para ^{226}Ra , sendo o valor encontrados $0,31\text{Bq.L}^{-1}$. Dentre as demais amostras está possuía uma maior quantidade de material em solução e/ou suspensão, estando possivelmente este radionuclídeo ligado quimicamente a estes materiais, e por isso presente na amostra.

A amostra não apresentou concentração de atividade superior ao LD para o ^{228}Ra . Este acontecimento pode estar relacionado à baixa solubilidade do tório, elemento pai da série radioativa do elemento em questão, ou ainda a própria características químicas da água e/ou as características geológicas da área na qual se estende o manancial, sendo possível apenas obter as causas específicas após estudos mais detalhados quanto a características da água, da área geológica e das relações que resultam na incorporação deste nuclídeo à água.

4.4. RADIONUCLÍDEOS EM AMOSTRAS DE LODO

Os processos de tratamento de água são altamente eficientes para promover a remoção de radionuclídeos das águas naturais, apresentando valores próximos a 100% para certos nuclídeos. Tal remoção depende das características químicas da água a ser tratada e das condições geradas no sistema (WISSER, 2003).

Os radionuclídeos eliminados das águas em tratamento são retidos nas etapas do processo e concentram-se nos resíduos gerados, juntamente com os demais materiais que se encontram incorporados aos corpos d'água (BAEZA, 2006; BAEZA, 2008).

Nos resíduos gerados nas ETA's, devido ao grande volume de água submetido a tratamento, podem estar presentes concentrações apreciáveis de radionuclídeos. Em vista disso, o lodo gerado no tratamento é classificado como um material com radioatividade de ocorrência natural tecnologicamente reforçada-TENORM (IAEA, 2003; USEPA, 2005).

A caracterização deste material como TENORM implicou na necessidade da realização de estudos para averiguação das concentrações de radionuclídeos e de suas atividades neste material, a fim de tornar claro o potencial de risco radiológico atrelado a exposição a este, e por fim possibilitar a determinação das melhores condições de descarte deste resíduo. A tabela 10 apresenta valores de concentração de atividade de certos radionuclídeos no lodo de ETA's encontrados na literatura.

Tabela 10 - Atividade de radionuclídeos em amostras de Lodo provenientes de ETA

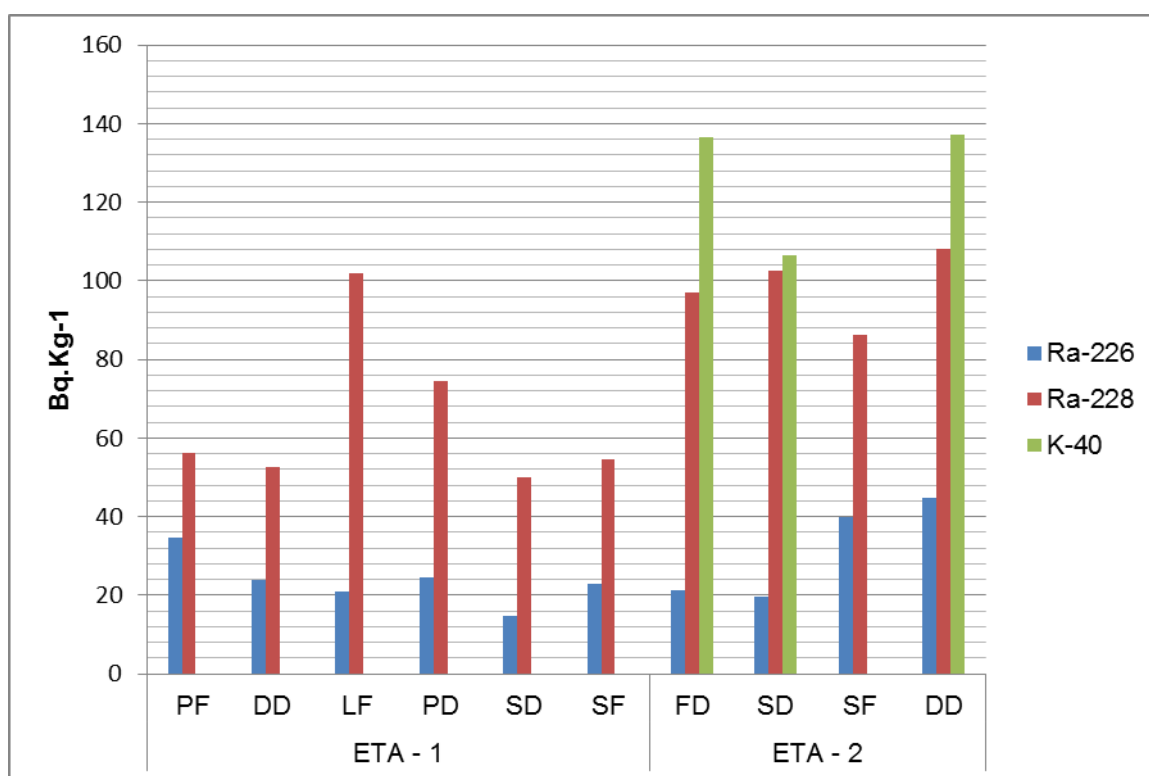
	Concentração Bq.L ⁻¹			
	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Kleinchmidt et al., 2011	130 - 200	37 - 74	46 - 77	90 - 210
Gaefvert et al., 2002	63	-	4.5	-
USEPA, 1993	150	590	7.4	-
Palomo et al., 2010	19 - 590	-	4 - 30	7 - 4800

As concentrações de atividade dos radionuclídeos no lodo podem variar consideravelmente de região para região, como pode ser observado nos estudos apresentados na tabela 9. As diferentes características geológicas das áreas estudadas são apontadas como fator principal na determinação das concentrações de atividade encontradas, sendo, portanto, concluído que devem ser avaliadas as concentrações de atividade nos resíduos das ETA's

localmente para se determinar sua disposição (IAEA, 2003; GAUFVERT, 2002; KLEINCHMIDT, 2011; PALOMO, 2010; USEPA, 1993).

No presente estudo foram avaliados lodos oriundos de duas ETA's localizadas em áreas geológicas distintas. Especificamente foram determinadas as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{228}Ra , representantes das duas principais séries radioativas, do ^{238}U e ^{232}Th respectivamente, e ^{40}K devido a sua importância radiológica. Na figura 31 podem ser observados os resultados encontrados.

Figura 31 - Concentração de atividade dos radionuclídeos nas amostras de lodo da ETA estudadas



PF – Lodo da parede do floculador

DD – Lodo da descarga do decantador

LF – Lodo do final do sistema de tratamento de lodo

PD – Lodo da parede do decantador

SD – Lodo da superfície do decantador

SF - Lodo da superfície do floculador

FD – Lodo do fundo do tanque de decantação

Os valores obtidos estão dentro da faixa de valores encontrados na literatura (KLEINSCHMIDT, 2008; PALOMO, 2009). A presença deste nuclídeo no lodo é indicada

como sendo resultado da incorporação oriunda de áreas geológicas ricas em fosfato ou devido a atividades agrícolas que utilizam fertilizantes fosfatados (PALOMO, 2010).

Na ETA-2 foram encontradas concentrações de atividades dos radionuclídeos ^{226}Ra e ^{228}Ra superiores aos encontrados nas amostras da ETA-1. Além disso, o ^{40}K foi encontrado apenas nas amostras da ETA-2.

O comportamento observado nas amostras da ETA-2 era esperado para a ETA-1 que encontra-se em uma área geológica descrita na literatura como área que apresenta concentração apreciável de radionuclídeos, devendo, portanto, ser averiguadas as condições que determinaram a configuração observada (SILVA, 2002).

Não foram observadas variações significativas entre o lodo da superfície dos tanques e os precipitados ou depositados nas paredes, o que demonstra que para os radionuclídeos o peso atômico não favoreceu a ação mais imediata de precipitação que é esperada para elementos de maior peso atômico, estando a precipitação deste elemento possivelmente mais fortemente relacionada a interações químicas (AZEVEDO NETO, 1987; RICHTER, 2011).

O ^{228}Ra apresentou concentrações superiores às observadas para o ^{226}Ra . Este quadro reflete a proporção esperada entre estes elementos para a água extraída para consumo humano que apresenta proporção de $^{228}\text{Ra}:$ ^{226}Ra mais provável de 1,2:1. No presente estudo, a proporção variou de 1,6:1 a 4,8:1 para estes radionuclídeos. A causa apontada para na literatura para o aumento na concentração de ^{228}Ra em relação ao ^{226}Ra é o enriquecimento geoquímico natural do ^{232}Th em relação ao ^{238}U , sendo esta possivelmente a causa principal das proporções encontradas (IAEA, 2003).

5. CONCLUSÃO

O presente estudo possibilitou a obtenção de informações relacionadas à presença e comportamento de metais e radionuclídeos nas águas e lodo de ETA's da Região Metropolitana do Recife. Como principais informações inferidas têm-se:

- Os resultados obtidos para as concentração dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr e Pb na água pronta para consumo se enquadraram ao estabelecido para os padrões de potabilidade estabelecido pela Portaria 2914 do ministério da saúde. As concentrações de Fe e Al na ETA-1, por sua vez, apresentaram valores acima do estabelecido na legislação, onde a partir do estudo do comportamento e remoção desses metais foi possível inferir a existência de uma inadequação da etapa de floculação desta ETA que não promoveu a remoção destes metais.
- As concentrações de Fe e Al na ETA-1 também apresentaram inadequações nas águas de descarga do decantador quando confrontada com as determinações da resolução do CONAMA nº430 de 2011 para o lançamento de efluentes, devendo ser o efluente desta ETA tratado antes do seu lançamento, a fim de não promover danos à saúde da população e ao ambiente.
- Quanto aos resultados da avaliação dos metais Zn, Mn, Cd, Cu, Cr, Pb e Fe no lodo foi observado que estes estão presentes concentrações elevadas, considerando os resultados observados na literatura, sendo indicada a qualidade da água bruta como o principal fator que contribui para a presença dos níveis encontrados.
- Entre os elementos avaliados, o Fe apresentou maior abundância, sendo os maiores picos de concentração obtidos em amostras da ETA-1. O Zn e o Pb apresentaram também concentrações consideráveis, superiores inclusive aos padrões de lançamento de efluentes estabelecido pela resolução do CONAMA nº430 de 2011. Este resíduo de por tanto ser submetido a tratamento antes de seu lançamento, apresentando o lançamento fora deste contexto um risco ao ambiente e a saúde da população.
- Os resultados encontrados para a concentração de atividade de ^{226}Ra e ^{228}Ra nas amostras de água estiveram em concordância com o apresentado na literatura para águas superficiais, e inferiores ao estabelecido na norma vigente, sendo, desta forma, a água fornecida por estas ETA's adequadas para o consumo considerando parâmetros radiológicos de potabilidade.

- A amostra oriunda do descarte do decantador da ETA-1 apresentou níveis de concentração de ^{226}Ra superiores ao observado nas demais amostras, sendo a presença de materiais dissolvidos e/ou em suspensão na água desta amostra apontada como principal causa da presença destas concentrações.
- No lodo as concentrações de atividade foram determinadas para o ^{226}Ra , o ^{228}Ra e ^{40}K , não sendo observadas variações significativas entre os lodos analisados, o que configura que não houveram vias preferenciais de deposição destes radionuclídeos.
- Para o ^{40}K as concentrações de atividade foram encontradas apenas nos lodo da ETA-2, exceto no lodo da superfície do decantador. Na ETA-2 também foram encontradas as maiores concentrações de atividade para os demais nuclídeos. A fonte destes elementos não é ainda bem definida sendo indicada a realização de estudos para averiguação.
- Os resultados encontrados estão em concordância com os observados na literatura, corroborando assim na classificação do lodo das ETA's como um TENORM, onde o lodo é incluído como TENORM's que apresentam concentrações relativamente baixas com risco atribuído ao volume gerado.

REFERÊNCIAS

AELLEN .T.C., UMBRIGHT O.; GOERLICH W. **The analysis of naturally-occurring radionuclides from uranium and thorium decay series in table mineral Waters.** The Science of the Total Environment, 130/131 (1993) 253-259 253, 1993.

AHMED N.K. **Natural Radioactivity of Ground and Drinking Water in Some Areas of Upper Egypt.** Turkish J. Eng. Env. Sci.28 (2004), 345 - 354. 2004.

APHA. **Standard Methods for the examinations of water and wastewater. American public Health.** Association , American Water Works Association, Water Environment Federation, 20^a edition, Washington, 1998.

ARAÚJO, A. P. M. **Avaliação operacional e características do lodo gerado na indústria da água do litoral sul de Pernambuco.** Recife: Dissertação (mestrado) – Tecnologia ambiental e recursos hídricos UFPE. Recife, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 10.004 – **Resíduos sólidos: classificação.** Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 12.216: **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público.** Rio de Janeiro, 1992.

AZEVEDO NETO, J. M.; RICHTER, C. **Tratamento de água.** São Paulo: Edgard Blucher, 1998.

BAEZA, A. SALAS, F. LEGARDA, F. **Determining factors in the elimination of uranium and radium from groundwaters during a standard potabilization process.** Science of the total environment 406 (2008) 24–34. 2008.

BAEZA, A.; FERNANDEZ, M.; HERRANZ, M.; LEGARDA, F.; MIRO, C.; SALAS, A. **Removing uranium and radium from a natural water.** Water Pollut.3 (1–4),2006.

BAIRD C. **Química Analítica**. 2ªed. São Paulo: Bookman; 2002.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. **Problemática dos metais nos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Paraíba, 2001. ABES: João Pessoa. 2001.

BITUH T.; PETRINEC B.; MAROVIĆ G.; SENCAR J.; GOSPODARIĆ I. **^{226}Ra and ^{228}Ra in Croatian Rivers**. Coll. Antropol. **32** (2008) Suppl. 2: 105–108. Original scientific paper. 2008.

BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 2914 de 12 DE DEZEMBRO 2011. Brasília: ministério da Saúde, 2011.

BRASIL - MINISTÉRIO DA SAÚDE. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília : Ministério da Saúde, 2006.

BONOTTO D. M. **Radioatividade nas águas : da Inglaterra ao Guarani**. São Paulo: Editora UNESP, 2004

CALDERON R. L. **The Epidemiology of Chemical Contaminants of Drinking Water**. Food and Chemical Toxicology **38**. 2000.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/chumbo.pdf>. Acessado em: 2013.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/cadmio.pdf>. Acessado em: 2013.

CHANPIWAT P., STHIANNOPKAO S., KIM K. **Metal content variation in wastewater and biosludge from Bangkok's central wastewater treatment plants**. Microchemical Journal **95** (2010) 326–33, 2010.

COMPESA - Companhia Pernambucana de Saneamento. Disponível em: <<http://www.compesa.com.br>>. Acessado em: 15 de janeiro de 2013

CONSENHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resoluções do Conselho nacional do meio ambiente, resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012.** Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA; 2012.

CORDEIRO, J. S. **Gerenciamento de lodos de ETAs: Remoção de água através de leitos de secagem e codisposição da fase sólida em matrizes de cimento e resíduos da construção civil.** São Carlos: UFSCar/FINEP, 2001.

CORDEIRO, J. S. **Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs.** In: **Noções gerais de tratamento e disposição adequada dos lodos de estações de tratamento de água.** REALLI, M. A. P. (coordenador). PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CORDEIRO, J. S.; CAMPOS, J. R. **O impacto ambiental provocado pela indústria da água de abastecimento.** In: XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental. Lima, Peru, 1998.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM. **Atividades impactantes sobre o meio ambiente da Região Metropolitana do Recife/** Coordenação e Organização de Hortencia M. B. de Assis; Pedro Augusto dos S.Pfaltzgraff. 81p. il. (Série Degradação Ambiental, 2).Recife: CPRM, 2001.

DE JULIO M.; FILHO O.S.; FIORAVANTE D.A.; VOLSKI I.**Evolução histórica do sistema de abastecimento de água do município de Ponta grossa - PR.** Revista de Engenharia e Tecnologia ISSN 2176-7270 V. 2, No. 2, Ago/2010

DI BERNARDO, L; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas.** Rio de Janeiro; PROSAB, 1999.

DI BERNARDO, L. **Filtração direta ascendente.** In: Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

DI BERNARDO, L. **Tecnologias de tratamento de agua com filtracion rapida**. In: Seminário Internacional sobre Seleccion de Tecnologia para el Mejoramiento de la Calidad Del Agua. Santiago de Cali, Peru, 2002.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2005.

EL AFIFI E.M.; AWWAD N.S., HILAL M.A. **Sequential chemical treatment of radium species**. In: **TENORM waste sludge produced from oil and natural gasproduction**. Journal of Hazardous Materials 161 (2009) 907–912, 2009.

ERVIM L., FAVERO L., LUCHESE E. **Introdução à química da água: Ciência, vida e sobrevivência**. 1ª Ed. Rio de Janeiro: LTC; 2009.

FERNANDES NETO M.L.; FERREIRA A.P. **Perspectiva da sustentabilidade ambiental diante da contaminação química da água: desafios normativos**. Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente - v.2, n.4, Seção 1, ago 2007.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Saneamento**. 3 ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004.

GAFVERT, T.; ELLMARK, C.; HOLM, E. **Removal of radionuclides at a water works**. J. Environ. Radioact. 63, 105–115, 2002.

GALVÃO R.C.F.; GOMES J.P.O.; ALMEIDA R.; BERNARDI J.V.E.; BASTOS W.R.; LACERDA L.D. **Variação sazonal de elementos traços associados aos sólidos em suspensão no alto rio madeira, Amazônia ocidental**. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1) 067-078, 2009.

GILKESON, R.H. **Isotopic Studies of the Natural Sources of Radium in Ground water in Illinois, Rep.** UIIU-WRC-84-183, University of Illinois Water Resources Center, Springfield, IL (1984). 1984.

GILMORE G. R. **Practical Gamma-ray Spectrometry**. 2nd Edition. Nuclear Training Services Ltd. Warrington, UK, 2008.

GORDON, R. G. **Practical Gamma-ray Spectrometry** – 2nd Edition Gordon R. Gilmore 2008 John Wiley & Sons, Ltd. ISBN: 978-0-470-86196-7, 2008.

HANRAHANA G.; GLEDHILLA M.; HOUSEB W.; WORSFOLDA P.J. **Evaluation of phosphorus concentrations in relation to annual and seasonal physico-chemical water quality parameters in a UK**. Water Research 37 (2003) 3579–3589, 2003.

HELLER L. **Desempenho da filtração lenta em areia submetida a cargas de pico de Oocistos de *Cryptosporidium Sp.*, bactérias e sólidos: uma avaliação em instalações piloto**. Eng. sanit. ambient. Vol.11- Nº 1 - jan/mar 2006, 27-38.

HESS, C.T. **The occurrence of radioactivity in public water supplies in the United States**, Health Phys. J. 48 5 (1985) 553–586. 1985.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY – IAEA. **Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation**. TECHNICAL REPORTS SERIES No. 419. Vienna, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Indicadores sociais 2012**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/indicadoresminimos/sinteseindicais2012/default.shtm>. Acessado: janeiro de 2013.

KAVCAR P.; SOFUOGLU A.; SOFUOGLU S.C. **A health risk assessment for exposure to trace metals via drinking water ingestion pathway**. Int. J.Hyg. Environ Health 212(2009)216–227. 2009.

KLEINSCHMIDT, R.; AKBER, R. **Naturally occurring radionuclides in materials derived from urban water treatment plants in southeast Queensland, Australia.** J. Environ. Radioact. 99, 607–620, 2008.

KNOLL, G F. **Radiation detection and measurement.** 2 edn. New York, 1989.

KRUG. F. J.; NÓBREGA J.A.; OLIVEIRA P.V. **Espectrometria de absorção atômica: parte 1- fundamentos e atomização por chama.** Cena. São Paulo, 2004.

LANDA E. R. **Naturally occurring radionuclides from industrial sources: characteristics and fate in the environment.** RADIOACTIVITY IN THE ENVIRONMENT © 2007 Elsevier Ltd. VOLUME 10 ISSN 1569-4860/DOI: [10.1016/S1569-4860\(06\)10010-8](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(06)10010-8) All rights reserved. 2007.

LEITE E.; AMORIM L. **Toxicologia Geral.** Minas Gerais, 2004.

MEDEIROS S. **Química ambiental.** 3ªed. Recife: Revista e ampliada; 2005.

MONTANHEIRO, M. N. S.; NASCIMENTO FILHO, V. F.; PINTO, F. A. **Introdução à espectrometria gama.** Boletim Didático nº 021, Piracicaba, SP, CENA, 1997.

MUHAMMAD S.; SHAH M.T.; KHAN S. **Health risk assessment of heavy metals and their source apportionment in drinking water of Kohistan region, northern Pakistan.** Microchemical Journal 98 (2011) 334–343, 2011.

NASCIMENTO, L. V. **Os padrões brasileiros de qualidade da água e os critérios para proteção da vida aquática, saúde humana e animal.** CETESB, 2005.

O'BRIEN, R. S.; COOPER, M. B. **Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (NORM): Pathway Analysis and Radiological Impact.** Appl. Radiat. Isot. Vol. 49, N°. 3, pp. 227-239, 1998.

PAIVA A. P. **Dispersão do chumbo em ambientes aquáticos da região de Belo jardim – PE.** Dissertação de mestrado: UFPE, Recife, 2005.

PIVELE R., KATO M. **Qualidade das águas e poluição: Aspectos físico-químicos**. São Paulo; ABES; 2006.

PREFEITURA DO RECIFE. Disponível em: www.recife.pe.gov.br. Acessado em: 2013

PROSAB. **Programa de pesquisa em saneamento básico**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

PALOMO, M.; PEÑALVER, A.; AGUILAR, C.; BORRULL, F. **Presence of Naturally Occurring Radioactive Materials in sludge samples from several Spanish water treatment plants**. Journal of Hazardous Materials 181 (2009) 716–721, 2009.

PALOMO, M.; PEÑALVER, A.; AGUILAR, C.; BORRULL, F. **Radioactivity evaluation of Ebro river water and sludge treated in a potable water treatment plant located in the South of Catalonia (Spain)**. Applied Radiation and Isotopes 68 (2010) 474–480, 2010.

PINTO, A. P. **Utilização da filtração direta ascendente em pedregulho como alternativa de pré - filtração em sistemas de dupla filtração**. Dissertação (mestrado)- tecnologias ambientais e recursos hídricos UFPE. Recife, 2006

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. São Paulo: EDGARD BLUCHER, 2001.

SANTOS J. F. **Cadeia do Chumbo.in: Projeto de assistência técnica ao setor de energia**. MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME, 2009.

SCHULER, Alexandre R. P. **Controle estatístico**. 2010. Disponível em: http://www.deq.ufpe.br/index.php?option=com_content&view=article&id=313%3Acontrol-estatistico&catid=1&Itemid=235&lang=pt. Acesso em: 10 jan. 2013.

SUESS R. E.; WARDLOW C. L. **Geothermal waste issues in RCRA reauthorization**. Geothermal Resources Council Trans. October (1993) 75–79, 1993.

SZABO, Z.; ZAPECZA, O.S. **Relation between natural radionuclide activities and chemical constituents in ground water in the Newark Basin, New Jersey, Radon in Ground Water — Hydrogeologic Impact and Indoor Air Contamination.** Lewis Publishers Inc., Chelsea, MI (1987) 283–310, 1987.

TAVARES R.G. **Problemas operacionais na indústria da água. Consumo excessivo de cloro na linha tronco de distribuição do sistema Gurjaú e lodos gerados pelas 6 maiores estações de tratamento de água da região metropolitana do Recife.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco CTG. Depto. De Engenharia Civil, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2003.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION –UNSCEAR. **Sources and effects of ionizing radiation-Volume UNSCEAR, 2008-Anexo B.** New York, 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Evaluation of EPA's Guidelines for Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials.** EPA 402-R-00-01. June 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **A Regulators' Guide to the Management of Radioactive Residuals from Drinking Water Treatment Technologies.** United States, Environmental Protection Agency, 2005.

WISSER, S. **Balancing Natural Radionuclides in Drinking Water Supply.** Doctoral Thesis, Johannes Gutenberg-University, Mainz, 2003.