

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

MARIANA FERREIRA BARBOSA

CARACTERIZAÇÃO RADIOQUÍMICA, QUÍMICA E MINERALÓGICA DO LODO DA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA - PR

PONTA GROSSA

2020

MARIANA FERREIRA BARBOSA

CARACTERIZAÇÃO RADIOQUÍMICA, QUÍMICA E MINERALÓGICA DO LODO DA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA- PR

Dissertação apresentada para obtenção do título de mestre a
Universidade Estadual de Ponta Grossa, Pós-Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental, Área de Concentração em
Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof. Dr^a. Giovana K. Wiecheteck

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Godoy

PONTA GROSSA

2020

B238 Barbosa, Mariana Ferreira
 Caracterização radioquímica, química e mineralógica do lodo da estação de
tratamento de água de Ponta Grossa - PR / Mariana Ferreira Barbosa. Ponta
Grossa, 2020.

85 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental - Área de
Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade
Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Giovana Katie Wiecheteck.

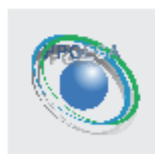
Coorientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Godoy.

1. Lodo de eta. 2. Radionuclídeos naturais. 3. Granito Serra do Carambeí. 4.
Água bruta. I. Wiecheteck, Giovana Katie. II. Godoy, Luiz Carlos. III. Universidade
Estadual de Ponta Grossa. Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. IV.T.

CDD: 628.4



CERTIFICADO - 03/2020 - PPGESA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL
Certificado nº 03/2020 PPGESA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO - DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Título da Dissertação: "Caracterização radioquímica, química e mineralógica do lodo das estações de tratamento de água de Ponta Grossa - Pr"

Nome: Mariana Ferreira Barbosa

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Giovana Kátie Wiecheteck

Co-orientador: Dr. Luiz Carlos Godoy

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof^ª. Dr^ª. Giovana Kátie Wiecheteck
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Prof. Dr. Marcos Rogério Szeliga
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Prof. Dr^ª. Ana Carolina Barbosa Kummer
Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná/Irati (PR) - UNICENTRO

Ponta Grossa, 11 de setembro de 2020.



Documento assinado eletronicamente por **Giovana Katie Wiecheteck, Professor(a)**, em 18/09/2020, às 08:47, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Marcos Rogério Szeliga, Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - Mestrado**, em 18/09/2020, às 15:53, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Ana Carolina Barbosa Kummer, Usuário Externo**, em 20/09/2020, às 21:43, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.uepg.br/autenticidade> informando o código verificador **0307307** e o código CRC **55F1628C**.

Dedico este trabalho ao meu marido Tierry;
aos meus pais Maria Auxiliadora e Joselito.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus pela sua infinita bondade.

A toda minha família pelo apoio de sempre e amor imensurável.

Ao meu marido pela amizade, amor, companheirismo e força.

Aos meus amigos que contribuíram direta e indiretamente durante todo o trabalho de pesquisa, sempre emanando boas energias.

A minha orientadora, professora Giovana K. Wiecheteck, pela disponibilidade em me acolher durante o andamento do mestrado.

Ao meu co-orientador, professor Luiz Carlos Godoy, pela dedicação, atenção, paciência e disposição em sempre ajudar no andamento do trabalho.

A todos os professores do curso que sempre se mostraram disponíveis a ajudar.

Ao Instituto de Pesquisa e Energia Nuclear em São Paulo (IPEN-SP) pelo fornecimento das análises radioquímicas.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudo durante o segundo do mestrado.

A Secretaria da Pós-Graduação pelo atendimento sempre solícito e rápido.

RESUMO

Os sistemas de tratamento de água têm a importante finalidade de fornecer água potável à população, e com o aumento da demanda a produção também deve crescer, a fim de garantir água com qualidade a todos. A água bruta passa por processos físicos e químicos necessários para seu tratamento, que por sua vez produz resíduo. Este resíduo gerado, chamado lodo, é resultado principalmente dos produtos químicos utilizados no tratamento e da qualidade da água bruta, e por razões técnicas e ambientais deve ser tratado antes de ser disposto no meio ambiente. A Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) trata a água da cidade de Ponta Grossa, Paraná, por meio de duas estações de tratamento de água (ETA): a ETA Pitangui em ciclo completo, e a ETA Actiflo[®], em que se utiliza micro areia para melhorar a eficiência de remoção das partículas nas unidades de tratamento. A água bruta das ETAs é proveniente do rio Pitangui e da represa Alagados, formada pelo barramento dos rios Pitangui e Jotuba. Estes dois mananciais tem seus traços heterogêneos definidos pelo Granito Serra do Carambeí, que em muitos estudos já foi comprovado seu caráter radionômalo nos elementos urânio (^{238}U), tório (^{232}Th) e potássio (^{40}K). Nesse trabalho foi feita a caracterização radioquímica, química e mineralógica de amostras de lodo das ETAs de Ponta Grossa, a fim de identificar a presença daqueles elementos no lodo, e sugerir destino adequado ao lodo gerado. As concentrações médias obtidas foram: 7,5 ppm de ^{238}U , 13,53 ppm de ^{232}Th e 0,183% de ^{40}K . Com a confirmação desses elementos no lodo, conclui-se que houve remoção dos mesmos no tratamento de água e que se faz necessário o tratamento e disposição adequada deste resíduo.

Palavras-chave: Lodo de ETA, Radionuclídeos naturais, Água bruta, Granito Serra do Carambeí.

ABSTRACT

Water treatment systems have the important purpose of providing drinking water to the population, and with the increase of the demand and consequently, the water production is also expected to increase, in order to guarantee water with quality to everyone. The raw water is treated through physical and chemical processes, with generation of sludge. The sludge is mainly the result of chemical products used in the water treatment and of the raw water quality, and for technical and environmental reasons it must be treated before being disposed in the environment. The Water and Sanitation Company of Parana (SANEPAR) treats the water to supply the city of Ponta Grossa, Paraná, through two Water Treatment Plants (WTP): Pitangui WTP with conventional treatment, and Actiflo[®] WTP which uses micro sand to improve the particles removal in the treatment units. The raw water of the WTPs is from the Pitangui river and the Alagados dam, which is formed by the Pitangui and Jotuba rivers. These two sources of water have their heterogeneous traces defined by the Serra do Carambeí Granite, which in many studies has already proven their radionuclide features with elements such as uranium (^{238}U), thorium (^{232}Th) and potassium (^{40}K). In this work was done the radiochemical, chemical and mineralogical characterization of sludge samples from the WTPs, in order to identify the presence of those chemical elements in the sludge and to suggest an appropriate final destination to it. The mean concentrations obtained were: 7.5 ppm of ^{238}U , 13.53 ppm of ^{232}Th and 0,183% of ^{40}K . With the confirmation of these elements into the sludge, we concluded that they were removed in the water treatment and it is necessary the treatment and an appropriated disposal of this residue.

Keywords: Water treatment sludge, natural radionuclides, raw water, Serra do Carambeí Granite.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma do tratamento de água em Ciclo Completo ou Convencional	20
Figura 2 - Mapa Granito Serra do Carambeí	40
Figura 3 - Rio Pitangui e Rio Jotuba.....	43
Figura 4 – Unidades de tratamento na ETA Pitangui	48
Figura 5 – Unidades de tratamento na ETA Actiflo®.....	49
Figura 6 - Fluxograma dias de coleta	51
Figura 7 - Fluxograma dos locais de coleta das amostras.....	51
Figura 8 – Amostras de lodo maceradas para em seguida serem peneiradas	52
Figura 9 - Difratoogramas das amostras 1 e 2 do lodo.....	60
Figura 10 - Difratoogramas das amostras 3 e 4 do lodo.....	61
Figura 11 - Difratoogramas das amostras 5 e 6 do lodo.....	62
Figura 12 - Curvas TG e DTG das amostras 1 e 2	64
Figura 13 - Curvas TG e DTG das amostras 3 e 4	65
Figura 14 - Curvas TG e DTG das amostras 5 e 6	65
Figura 15 - Índice pluviométrico no período de coleta de amostras.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estimativa da produção de lodo seco nas ETAs de Ponta Grossa	50
Tabela 2 - Resultados para as seis amostras do lodo de fluorescência de raios X	57
Tabela 3 - Perda de massa das amostras referentes às faixas de temperatura correspondentes	67
Tabela 4 - Concentrações dos radionuclídeos nas amostras de lodo em Bq kg ⁻¹	68
Tabela 5 - Concentrações dos radionuclídeos obtidas pelos ensaios radioquímicos em ppm (urânio e tório) e em % (potássio)	69
Tabela 6 - Resultados de pH e turbidez amostras de água bruta	70
Tabela 7 – Coeficientes de correlação de Pearson da concentração de radionuclídeos com os valores de pH e turbidez de cada ETA.....	72
Tabela 8 - Limites de detecção dos radionuclídeos na água filtrada (Inc – Incerteza/ LID - Limite de detecção).....	73
Tabela 9 - Resultados de pH e turbidez amostras de água filtrada	74
Tabela 10 – Estimativa da quantidade de radionuclídeos contidos no lodo das ETAs por mês	74
Tabela 11 - Dose efetiva de radiação anual	75

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ALF – Água da lavagem dos filtros
AWWA – American Water Works Association
C-LABMU – Complexo de Laboratórios Multiusuários
CNEN - Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM - Projeto Aerogeofísico Serra do Mar Sul
DAR – Dose Anual de Radiação
DTG – Derived Thermogravimetry
DSC – Differential Exploratory Calorimetry
ETA – Estação de Tratamento de Água
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
ETL – Estação de Tratamento de Lodo
GSC – Granito Serra do Carambeí
IAEA – International Atomic Energy Agency
INAA – Instrumental Neutron Activation Analysis
IPEN – Instituto de Pesquisa e Energia Nuclear
LPGA - Laboratório de Pesquisas em Geofísica Aplicada
NBR – Norma Técnica Brasileira
NORM - Naturally Occurring Radioactive Material
PAC – Polyaluminium Chloride
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA – Secretaria de Meio Ambiente
TGA – Thermogravimetric Analysis
TENORM - Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive
UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
UEPG – Universidade Estadual de Ponta Grossa
UFPR – Universidade Federal do Paraná
UTM – Universal Transversa de Mercator

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	OBJETIVO GERAL.....	15
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO E GERAÇÃO DE LODO	16
3.1.1	Legislação Pertinente	16
3.1.1.1	Padrão de potabilidade da água	16
3.1.1.2	Classificação das águas e tipo de tratamento	17
3.1.1.3	Política Nacional de Resíduos Sólidos.....	18
3.1.2	Tratamento em Ciclo Completo ou Convencional	19
3.1.3	Resíduos Gerados na ETA.....	23
3.1.3.1	Quantificação dos resíduos	25
3.1.3.2	Disposição ou reaproveitamento do lodo de ETA	27
3.2	RADIONUCLÍDEOS	30
3.2.1	Séries Radioativas	30
3.2.2	Fontes Radioativas Naturais e Artificiais.....	33
3.2.3	Dose Anual de Radiação (DAR)	34
3.2.4	Ensaio Radioquímicos	35
3.2.4.1	Análise por Ativação Neutrônica Instrumental	35
3.2.4.2	Espectrometria Gama.....	37
3.3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	38
3.3.1	Geologia.....	38
3.3.1.1	Complexo Granítico Cunhaporanga	38
3.3.1.2	Granito Serra do Carambeí	38
3.3.2	Características Climáticas	42
3.3.3	Hidrografia.....	42
3.3.3.1	Rio Pitangui	42
3.3.3.2	Rio Jotuba	44
3.3.3.3	Represa Alagados	44

4	METODOLOGIA	46
4.1	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA.....	46
4.1.1	Estimativa da Produção de Lodo.....	50
4.2	ENSAIOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MINERALÓGICOS	50
4.2.1	Determinação do pH, Temperatura e Turbidez das Amostras de Água Bruta e Filtrada.....	54
4.3	ENSAIOS RADIOQUÍMICOS	54
4.3.1	Análise por Ativação Neutrônica Instrumental	54
4.3.2	Espectrometria Gama.....	55
4.4	DETERMINAÇÃO DA DOSE ANUAL DE RADIAÇÃO (DAR).....	56
4.5	ESTATÍSTICA	56
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1	ENSAIOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MINERALÓGICOS	57
5.1.1	Fluorescência de Raios X.....	57
5.1.2	Difração de Raios X	59
5.1.3	Análise Termogravimétrica	63
5.2	ENSAIOS RADIOQUÍMICOS	68
5.2.1	Análise por Ativação Neutrônica Instrumental e Espectrometria Gama nas Amostras de Lodo	68
5.2.2	Análise por Ativação Neutrônica Instrumental e Espectrometria Gama nas Amostras de Água Filtrada	72
5.2.3	Quantidade de Radionuclídeos Contido no Lodo Seco por Mês.....	74
5.3	DOSE ANUAL DE RADIAÇÃO (DAR)	75
6	CONCLUSÃO	76
	REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

A principal preocupação relacionada aos sistemas de tratamento de água concentrava-se especialmente na água potável para o abastecimento público, não havendo maiores atenções com os resíduos produzidos durante este processo, diante disso a gestão do lodo é uma das atividades mais difíceis de conduzir, independentemente do nível de desenvolvimento do país (SPINOSA et al., 2011).

Geralmente os resíduos do tratamento são descartados, normalmente, sem nenhum tipo de tratamento nas galerias pluviais e corpos d'água, comprometendo a proteção efetiva dos mananciais já que os mesmos possuem elementos nocivos ao meio ambiente, principalmente os metais pesados contidos nos produtos químicos utilizados, microrganismos patogênicos e poluentes orgânicos (FUNGARO; SILVA, 2014; LUCENA et al., 2016).

Nos últimos anos a necessidade de se manter um sistema sustentável, tem-se identificada uma postura diferente para com os resíduos gerados nas estações de tratamento de água e suas disposições finais. Uma vez que o lodo é considerado resíduo sólido pela NBR 10004 (ABNT, 2004) e pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305, de acordo com o artigo 13º, alínea e, e sujeito aos procedimentos preconizados na lei.

No tratamento em ciclo completo que envolve as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, a produção de lodo é proveniente principalmente dos decantadores e da lavagem dos filtros (HOPPEN et al., 2005; ZOUBOULIS et al., 2008; ANDRADE et al., 2016; SILVEIRA et al., 2017). Os resíduos dos decantadores apresentam uma maior quantidade de sólidos, enquanto os resíduos provenientes da lavagem dos filtros apresentam um maior volume. Com uma produção total de lodo em volume de 0,2 a 5% do total de água tratada (RICHTER, 2001).

Logo, grandes volumes de lodo são gerados na produção de água potável para abastecimento público e os órgãos ambientais estão cada vez mais exigentes quanto à sua disposição final ambientalmente adequada. Sendo assim, é importante conhecer as características desse lodo com o objetivo de proporcionar um destino final adequado, já que suas características podem variar de acordo com a tecnologia de tratamento e operação realizada, as características físico-químicas da água bruta

utilizada e da geologia local, e dos produtos químicos utilizados no tratamento (TARTARI et al., 2011).

A captação de água realizada na cidade de Ponta Grossa, Paraná, é realizada em dois pontos distintos, um situado na Represa Alagados e o outro no Rio Pitanguí, sendo a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) responsável pelo abastecimento de água da cidade. O rio Pitanguí tem como seu principal afluente à margem direita o rio Jotuba, e a Represa Alagados, formada pelo barramento do rio Pitanguí, também possui o rio Jotuba desaguando no reservatório. Esses dois rios, por sua vez, possuem parte de seus traços heterogêneos delineados pelo Granito Serra do Carambeí (GODOY, 2010; PERREIRA, 2012).

O Granito Serra do Carambeí, situado no município de Carambeí, Paraná, vem sendo estudado desde a década de 70 quanto às altas concentrações dos radionuclídeos primordiais urânio (^{238}U), tório (^{232}Th) e potássio (^{40}K). Este granito aflora à margem norte da Represa de Alagados, sendo que sua parte central, Alkali-feldspato graníticos, apresenta o feldspato potássio e o quartzo, como minerais principais, e onde encontram-se as maiores concentrações dos radionuclídeos. Nas Fácies de borda também se encontra o feldspato potássico, plagioclásio, biotita e o quartzo (GUIMARÃES, 2001; GODOY, 2010; GODOY et al., 2011).

Associados às condições climáticas e geológicas locais, pelo processo de intemperismo, esses radionuclídeos são removidos e carreados ao fluxo fluvial, aderidos à matéria orgânica e à argila. É no tratamento de água bruta para fins potáveis que esses materiais são removidos e tendem a se concentrar no lodo (KLEINSCHMIDT; AKBER 2007; MONTAÑA et al., 2013). Como o lodo vem sendo reutilizado em estratégias alternativas, principalmente, para fins agrícolas e na produção de materiais na indústria de construção civil é importante conhecer o seu conteúdo radiológico com o objetivo de minimizar os riscos associados, além de proporcionar um destino final adequado (FONOLLOSA et al., 2015).

Neste sentido, neste trabalho foi estudada a influência da área do Granito Serra do Carambeí, nas características químicas do lodo gerado na estação de tratamento de água da cidade Ponta Grossa, identificando seus componentes químicos e as concentrações dos radionuclídeos urânio (^{238}U), tório (^{232}Th) e potássio (^{40}K) existentes no mesmo, assim como verificar a eficiência de remoção desses elementos no sistema de tratamento de água utilizado.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Esse trabalho teve como objetivo analisar o lodo proveniente das estações de tratamento de água (ETAs) da cidade de Ponta Grossa - PR, quanto às características radioquímicas, químicas e mineralógicas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as composições químicas, mineralógicas e radioquímicas do lodo das ETAs da cidade de Ponta Grossa;
- Determinar as concentrações dos radionuclídeos ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K presentes na água filtrada e no lodo;
- Estimar a quantidade de lodo gerada nas ETAs de Ponta Grossa;
- Verificar a dose anual de radiação de exposição ao ser humano a partir dos valores obtidos das concentrações de ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K ;
- Verificar a disposição do lodo gerado nas ETAs e, se necessário, sugerir outras formas para o descarte ambientalmente adequado.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO E GERAÇÃO DE LODO

3.1.1 Legislação Pertinente

O aumento da urbanização que vem ocorrendo nas últimas décadas em virtude do crescimento populacional, favoreceu o aumento na demanda de bens de consumo. Estes bens, incluindo energia, água para abastecimento público e bens industriais, devem ser regulamentados para a proteção do meio ambiente e saúde humana. Para tanto é preciso obedecer às legislações pertinentes na produção de água potável para abastecimento público, assim como destinar adequadamente os resíduos gerados nas unidades de tratamento.

3.1.1.1 Padrão de potabilidade da água

As ETAs são comumente utilizadas para produção de água potável, destinada ao abastecimento público. É o local onde a água bruta passa por diferentes processos e operações unitárias, com o objetivo de transformá-la em água com qualidade adequada para o consumo humano (KONDAGESKI et al., 2013). Para isso é necessário que sejam respeitados os padrões mínimos exigidos pelos órgãos responsáveis e a água tratada enquadrada aos padrões de potabilidade de acordo com as normas nacionais ou internacionais.

O Anexo XX da Portaria de Consolidação nº5 do Ministério da Saúde de 03 de outubro de 2017, em conformidade com a Organização Mundial de Saúde, determina os procedimentos de controle e da vigilância de qualidade da água para o consumo humano e padrão de potabilidade. Na mesma portaria, define-se como água potável, toda água que atenda ao padrão de potabilidade, sendo um conjunto de valores permitidos como parâmetro, estabelecido pela mesma, destinada ao consumo humano e que não ofereça nenhum risco à saúde (BRASIL, 2017).

Esta portaria recomenda critérios que estão relacionados a padrões microbiológicos, substâncias química que ofereçam algum risco à saúde,

radioatividade, cianotoxinas e padrão organoléptico. Estes padrões estão embasados em critérios científicos com base no risco e dano que cada elemento pode oferecer devido à exposição ao mesmo.

Quanto à radioatividade na água potável, por exemplo, a portaria indica o Rádio-226 com atividade específica de $1,0 \text{ Bq L}^{-1}$ e o Rádio-228 com atividade específica de $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$, sendo Becquerel (Bq) a atividade de um radionuclídeo. A presença de outros radionuclídeos deve ser investigada mediante solicitação da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN), caso se faça necessário (BRASIL, 2017).

3.1.1.2 Classificação das águas e tipo de tratamento

A resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005, complementada e alterada pela RESOLUÇÃO nº430, de 13 de maio de 2011, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes e dá outras providências, conforme os artigos 2º e 3º define inicialmente a água quanto ao grau de salinidade (BRASIL, 2005):

Para efeito desta Resolução são adotadas as seguintes definições:

I - águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 %;

II - águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 % e inferior a 30 %;

III - águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 %;

E após a definição quando ao grau de salinidade da água é feita sua classificação segundo ao uso preponderante “As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade” (Art. 3º, Resolução CONAMA nº357 de 17/03/2005).

Posteriormente ocorre a diferenciação quanto às características físicas, químicas e biológicas em face aos seus múltiplos usos. Assim a água doce é classificada em cinco classes, detalhando também o tipo de tratamento a ser utilizado para fins de abastecimento público, exceto a classe quatro que é destinada somente para navegação e harmonia paisagística, conforme Quadro 1.

Quadro 1- Tratamento indicado para as diferentes classes de água doce segundo Resolução CONAMA nº357/2005

Classificação	Tratamento indicado
Classe especial	Desinfecção
Classe 1	Tratamento simplificado
Classe 2	Tratamento convencional
Classe 3	Tratamento convencional ou avançado

Fonte: Adaptado de CONAMA nº357/2005

Conforme a NBR 12216 (ABNT, 1992) que fixa as condições para elaboração de projeto para ETAs para abastecimento público e também classifica as águas naturais apenas para abastecimento público, são indicados possíveis tratamentos em acordo com a classificação do corpo hídrico, como mostrado no Quadro 2.

Quadro 2 - Tratamento indicado segundo a classificação de águas naturais, conforme NBR 12216:1992

Classificação	Tratamento indicado
Tipo A	Desinfecção e Correção de pH
Tipo B	Tratamento que não exija coagulação
Tipo C	Tratamento que exija coagulação
Tipo D	Processos especiais de tratamento

Fonte: Adaptado ABNT NBR 12216:1992

Em geral, os corpos de água que possuem volumes compatíveis para suprir o abastecimento público, normalmente águas superficiais, apresentam qualidade impróprias para o uso direto, sendo necessária a utilização de tecnologias de tratamento para tornar a água adequada para o consumo humano, seguindo as legislações vigentes.

3.1.1.3 Política Nacional de Resíduos Sólidos

A Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece importantes instrumentos para a gestão e o gerenciamento dos resíduos sólidos, no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e

econômicos proveniente da administração ineficaz desses resíduos, em todo território nacional.

Primeiramente, o PNRS estimula a não geração de resíduos, com o incentivo a redução, adquirindo-se hábitos de consumo mais sustentáveis, e posteriormente a reutilização e reciclagem dos resíduos, aplicando o tratamento e disposição final ambientalmente adequada aos rejeitos (BRASIL, 2010).

Logo, o PNRS designa que a responsabilidade com os resíduos sólidos deve ser compartilhada entre o poder público, o setor privado e sociedade civil. Estabelecendo diretrizes, princípios, objetivos, metas e ações que orientam os diferentes responsáveis para a gestão e o gerenciamento correto dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Assim, as empresas de saneamento, de acordo com o artigo 13º, alínea e, se tornam responsáveis pelos resíduos gerados decorrentes de sua produção (BRASIL, 2010). E o resíduo mais expressivo gerado nesta produção é o lodo, decorrente de toda impureza retirada da água bruta e dos produtos químicos utilizados (ANDRADE et al., 2016; SILVEIRA et al., 2017).

Hoje, já existem muitos estudos que tornaram o reaproveitamento do lodo viável, principalmente na indústria de construção civil. Este lodo pode ser incorporado na fabricação de materiais cerâmicos, tijolos, solo-cimento, entre outros. Podendo ainda ser reaproveitado no setor da agricultura. Caso não seja possível o reaproveitamento do lodo, este deve ser tratado e disposto adequadamente em conformidade com a lei (REALI et al., 1999; BITTENCOURT et al., 2012; WIECHETECK; DENIS, 2013; BENLALLA et al., 2015; KRISHNAN et al., 2017).

3.1.2 Tratamento em Ciclo Completo ou Convencional

As ETAs têm como objetivo melhorar as características organolépticas, físicas, químicas e bacteriológicas da água bruta com preocupação voltada para garantir, principalmente, a boa qualidade do produto final distribuído à população. Para tanto é necessário considerar uma série de fatores no projeto de uma ETA.

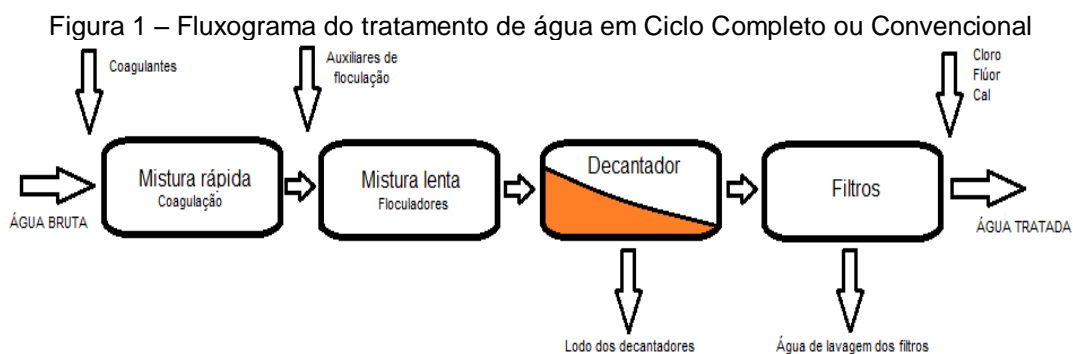
Para a escolha do tipo de tecnologia a ser utilizada no tratamento da água para fins potáveis é necessário considerar algumas características fundamentais como: a qualidade da água bruta, conformidade regulamentar e requisitos de

remoção de contaminantes, confiabilidade e flexibilidade do processo, principalmente quanto à vazão, custo de investimento inicial e custos anuais de operação e manutenção, impactos ambientais relacionados, disponibilidade de espaço, requisitos de manuseio de resíduos e restrições do local (AWWA, 2011).

Transformar a água bruta em água apropriada ao consumo humano é necessária uma série de processos e operações unitárias com a finalidade de remover as partículas finas, em suspensão e dissolvidas (REALI et al., 1999; OLIVEIRA et al., 2012; PAZ et al. 2018). O tratamento convencional, ou ciclo completo, é o mais utilizado para remoção das impurezas presentes na água bruta no Brasil. Segundo Pinheiro et al. (2014), aproximadamente 75% das ETAs brasileiras utilizam a tecnologia de tratamento em ciclo completo.

Essa tecnologia de tratamento é composta pelas etapas de coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração e desinfecção, seguindo esta ordem, e em geral há a necessidade de adição de flúor e ajuste de pH (ZOUBOULIS et al., 2008; ANDRADE et al., 2016).

Nas etapas de decantação e filtração onde as partículas sólidas provenientes da água bruta ficam retidas, gerando o lodo geralmente em estado fluido, acrescido dos químicos utilizados durante o processo, representando de 0,3 a 1% do volume total da água tratada (HOPPEN et al., 2005; SILVEIRA et al., 2017). O que requer a remoção periódica do lodo para garantir a eficiência do tratamento dentro dos critérios de potabilidade exigidos. Na Figura 1 está apresentado um esquema com as etapas de tratamento em ciclo completo.



Fonte: A Autora

- Coagulação

O primeiro processo do tratamento e um dos mais importantes é a etapa de coagulação. A coagulação ocorre pela ação de um coagulante adicionado à água bruta com o objetivo de reduzir as forças eletrostáticas de repulsão, que mantêm separadas as partículas em suspensão e coloidais, o qual provocará uma desestabilização entre as partículas, promovendo uma aproximação entre as mesmas, facilitando a formação de flocos na etapa seguinte (HAMEED et al., 2016).

É um processo muito rápido que ocorre em segundos, utilizando energia hidráulica ou mecanizada. Os coagulantes mais utilizados são sais de ferro ou alumínio, como o sulfato de alumínio, sulfato férrico ou cloreto férrico, cloreto de polialumínio (PAC) (HOPPEN et al., 2005; KRISHNAN et al., 2017).

- Floculação

Assim como no processo de coagulação, a floculação pode ocorrer utilizando-se energia hidráulica ou mecanizada, que tem como finalidade promover a aglutinação das partículas já desestabilizadas formando flocos de maior peso, suficientes para serem removidos na etapa de sedimentação (KRISHNAN et al., 2017).

A floculação é resultado das diferentes forças de atração que atuam entre estas partículas neutralizadas pelo coagulante. Com a colisão, as partículas se agregam umas às outras formando flocos de diâmetros maiores, que deve acontecer à baixa velocidade para evitar a ruptura dos flocos, e também seu depósito no fundo do floculador (HAMEED et al., 2016).

- Sedimentação

Os decantadores, geralmente tanques retangulares com descarga de lodo, são as unidades onde a água permanece retida para que os flocos, partículas de densidade maior que a da água, sedimentem, formando o lodo e clarificando a água, reduzindo a turbidez em até 90% (FUNASA, 2014). Esta etapa permite a deposição dos flocos por ação da gravidade. Essa operação representa a eficiência das etapas que a antecedem. E os principais tipos de decantadores são os laminares ou de alta taxa, e os convencionais de escoamento horizontal (ABNT, 1992).

Nesta etapa ocorre a maior produção de lodo em termos mássicos gerados em uma ETA, sendo que este material é composto basicamente de resíduos inorgânicos, matéria orgânica e precipitados químicos (BOURGEOIS et al., 2004).

Segundo Richter (2001) o teor de sólidos que constitui o lodo da descarga do decantador pode apresentar de 0,1 a 4% de sólidos.

- Filtração

As partículas que não ficaram retidas no decantador, ainda em suspensão, além de alguns microrganismos, serão removidas na filtração. Esta etapa pode ocorrer de forma lenta com taxa de filtração de 2 a 6 m³ m⁻² dia⁻¹, ou de forma rápida, na filtração rápida, com taxa de filtração de 120 a 600 m³ m⁻² dia⁻¹ (ABNT, 1992; FUNASA, 2014).

Quanto ao material da camada filtrante geralmente utiliza-se areia, antracito e pedregulho. Nos filtros lentos a camada filtrante deve ser constituída de areia, enquanto os filtros rápidos podem ser constituídos de camada simples ou dupla, apresentando fluxo ascendente ou descendente, sendo que os filtros que possuem fluxo ascendente devem apresentar sempre camada simples e cobertura já que a água tratada tende a ficar mais exposta (ABNT, 1992).

A água de lavagem dos filtros (ALF), que constitui um dos resíduos gerados na ETA, é caracterizada por possuir um maior volume apresentando quantidade de sólidos menor comparada ao lodo do decantador, variando entre 0,01 a 0,1% (RICHTER, 2001; MATTOS; GIRARD, 2013; LUSTOSA et al., 2017). A ALF apresenta partículas com densidade menores, leves e baixa velocidade de sedimentação, formadas por aglomeração de coloides e hidróxidos metálicos (BOURGEOIS et al., 2004).

- Desinfecção

Tem o propósito a inativação dos microrganismos presentes na água, é a unidade específica para o controle bacteriológico. Os químicos mais utilizados no processo de desinfecção são o cloro, o mais amplamente utilizado, disponível comercialmente em gás comprimido, na forma líquida aquosa (hipoclorito de sódio), e na sólida (hipoclorito de cálcio), o permanganato de potássio fornecido na forma sólida que requer manuseio e dissolução anterior à aplicação, o ozônio, um oxidante forte, efetivo na redução de cor, sabor e odor, além de reduzir a formação de alguns subprodutos como os trihalometanos e os ácidos haloacéticos, e o dióxido de cloro sendo uma alternativa ao uso do cloro, reduzindo a produção de subprodutos. Pode-se ainda utilizar a exposição da água à radiação ultravioleta como alternativa para a desinfecção. (AWWA, 2011).

- Correção de pH e Fluoretação

A correção de pH e fluoretação são etapas finais do tratamento de água. A correção de pH é um método preventivo de corrosão e incrustações das tubulações. A fluoretação consiste na aplicação de compostos de flúor para redução da incidência de cáries para crianças expostas desde o nascimento até um período de aproximadamente dez anos, segundo exigência do Ministério da Saúde (FUNASA, 2014; BRASIL, 2017).

3.1.3 Resíduos Gerados na ETA

Segundo a AWWA (2011), os resíduos que podem ser gerados em uma ETA, a depender do tipo de tratamento utilizado, podem ser divididos em quatro categorias: resíduos sólidos/líquidos, resíduos líquidos, resíduos gasosos e resíduos específicos. Uma ETA em ciclo completo gera normalmente dois tipos de resíduos, como mostra o Quadro 3, abaixo:

Quadro 3 - Tipos de Resíduos gerados em uma ETA em ciclo completo

Tipo de Resíduo	Resíduos
Resíduos sólidos/líquidos	Lodos provenientes das descargas dos decantadores e lavagem dos filtros contendo osquímicos utilizados; carvão ativado granular (GAC) e material filtrante usado; Resíduos de instalações de remoção de ferro e manganês.
Resíduos específicos	Resíduo de arsênico; Resíduo de radionuclídeos: Resíduos de perclorato.

Fonte: Adaptado de AWWA (2011)

Dependendo das características e do tipo de tratamento, na ETA podem ser gerados resíduos diferentes como resíduos sólidos, líquidos ou gasosos. Porém o lodo, proveniente principalmente das etapas de decantação e lavagem dos filtros das ETAs de ciclo completo, deve ser removido periodicamente para garantir a eficiência de operação, se destaca devido à quantidade que é gerado, sendo o mais representativo de todos (AWWA, 2011).

Somado a questões operacionais e de projeto, os resíduos gerados na etapa de sedimentação possuem maior concentração de sólidos, enquanto os da lavagem de filtros possuem maior quantidade volumétrica, além do lodo oriundo da lavagem de tanques de preparação de suspensões e soluções de produtos químicos, com umidade chegando a 95% (REALI et al., 1999; LUSTOSA et al., 2017).

Os resíduos gerados do tratamento de água potável para abastecimento, chamados de lodo, são compostos basicamente de materiais inorgânicos (silte, areia, argila e óxidos metálicos hidratados), matéria orgânica (partículas coloidais floculadas e componentes que conferem cor à água) e produtos resultantes dos químicos utilizados no processo de produção (coagulantes e polímeros auxiliares), além de outros elementos que estão relacionados diretamente com a qualidade da água bruta captada, constituintes do solo, dos processos unitários e dos produtos químicos utilizados (ANDREOLI et al., 2013; RODRIGUES; HOLANDA, 2013; PINHEIRO et al., 2013). Contém também microrganismos patogênicos e alguns metais oriundos de descargas industriais (USEPA, 2011).

O lodo de uma ETA é um material rico em minerais silicáticos e matéria orgânica. A quantidade e qualidade dos resíduos gerados na ETA dependem de alguns fatores como as características físico-químicas da água bruta e a tecnologia de tratamento utilizada, a geologia local da área de captação da água bruta, dosagem de produtos químicos e suas características, método de limpeza dos decantadores e técnica de lavagem dos filtros, automação dos processos e operações na ETA, reuso da água recuperada no sistema de tratamento e o ciclo hidrológico característico da região (TARTARI et al., 2011; FONOLLOSA et al., 2015).

Quanto aos produtos químicos que podem ser encontrados no lodo, estão incluídos metais provenientes dos coagulantes usados, sais de alumínio ou de ferro, polímeros auxiliares de floculação, permanganato de potássio responsável por controlar o sabor e odor da água, hidróxido de sódio para redução da dureza, cal, carvão ativado em pó entre outros aditivos (USEPA, 2011).

Segundo a norma NBR 10004 (ABNT, 2004), os lodos gerados em ETAs são considerados resíduos sólidos, classificado como classe II A – Não Inerte, mesmo sendo composto em sua maioria por água (95%). Assim, em virtude de razões

técnicas e ambientais, estes resíduos devem ser tratados de forma correta e adequada antes de serem dispostos no meio ambiente evitando prejudicar o mesmo.

3.1.3.1 Quantificação dos resíduos

Segundo Reali et al. (1999) para quantificar a produção de lodo de uma ETA é necessário avaliar dois parâmetros relevantes. O primeiro seria a massa de sólidos secos presentes no lodo resultante do processo de tratamento, utilizando um balanço de sólidos no sistema, e o segundo parâmetro seria o volume de água descartada que atua como veículo da massa de sólidos, do primeiro parâmetro.

De acordo com Richter (2001) a produção de lodo de uma ETA pode variar em volume entre 0,2 a 5% do volume total de água tratada, sendo que essa quantidade depende da qualidade da água bruta utilizada, da qualidade da água tratada final pretendida e dos químicos utilizados nas unidades de tratamento. Segundo Hoppen et al. (2005) o lodo de ETA representa um total de 0,3 a 1% do volume total da água tratada.

Para Ferreira Filho e Waelkens (2009) a quantificação de lodo gerado por uma ETA pode ser realizada de maneiras distintas. Caso a ETA já esteja em operação essa avaliação pode ser realizada *in loco* analisando os seus processos e operações unitárias em um intervalo de tempo em que se observem variações da água bruta e fatores como pH de coagulação, tipo e dosagem de coagulantes, entre outros.

Porém a quantificação do lodo de uma ETA em fase de projeto se torna mais difícil. Os mesmos autores sugerem que seja realizada mediante ensaios de tratabilidade ou por equações empíricas. Para tanto, adaptado da fórmula de Cornwell et al. (1987) pode-se estimar a produção de lodo seco dependendo do tipo de coagulante utilizado no processo de produção, expressa pela Equação 1, para lodo produzido com sais de alumínio, e pela Equação 2, para lodo produzido com sais de ferro:

$$PL = Q. (4,89. DA_{Al} + SST + CAP + OA). 10^{-3} \quad (1)$$

$$PL = Q. (0,805. D_{Fe} + SST + CAP + OA). 10^{-3} \quad (2)$$

Onde: P_L : produção de lodo seco em kg dia^{-1} (MT^{-1}); Q : vazão de água bruta em $\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$ (L^3T^{-1}); D_{Al} : dosagem de sais de alumínio, expresso como Al em mg L^{-1} , (ML^{-3}); D_{Fe} : dosagem de sais de ferro, expresso como sulfato férrico em mg L^{-1} (ML^{-3}); SST : concentração de sólidos totais em suspensão na água bruta em mg L^{-1} (ML^{-3}); CAP : concentração de carvão ativado em pó em mg L^{-1} (ML^{-3}); OA : outros aditivos em mg L^{-1} (sílica ativada, polímeros, etc.) (ML^{-3}).

Os coeficientes que foram adotados nas Equações 1 e 2, 4,89 e 0,805 respectivamente, foram obtidos admitindo a hipótese de que todo o alumínio ou ferro adicionado na água bruta precipita-se como hidróxido metálico e a cada molécula de $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ são incorporadas cerca de três a quatro moléculas de água (FERREIRA FILHO; WAEKENS, 2009).

Baseado na ideia de sustentabilidade a gestão desses resíduos torna-se um desafio para adequar ideias inovadoras a um baixo custo no manuseio, logo se faz necessário à análise de uma gestão capaz de potencializar os benefícios da reciclagem ou recuperação com sistemas de baixo impacto energético, além do desenvolvimento de sistemas operacionais compatíveis com a realidade de cada local (clima, geografia, economia) (SPINOSA et al., 2011).

A maioria dos municípios brasileiros além de gerarem uma enorme quantidade deste resíduo, não faz a disposição final adequada do mesmo. Na maioria das vezes, este subproduto é lançado nos corpos d'água sem nenhum tipo de tratamento, podendo alterar a biota aquática, devido ao aumento de químicos como alumínio e ferro podendo ser tóxico para alguns organismos, alterando a cor da água e a demanda bioquímica de oxigênio, o assoreamento dos corpos d'água e causar degradação da água e do meio ambiente em geral (PINHEIRO et al., 2014; RODRIGUES; HOLANDA, 2013).

A disposição final dos lodos é um desafio a ser enfrentado pelos países industrializados e em desenvolvimento, principalmente pelo custo operacional, podendo chegar a 50% dos custos operacionais totais, principalmente porque alguns métodos utilizados no tratamento do lodo pode consumir muita energia, com um alto impacto energético (SPINOSA et al., 2011).

A Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA, 2009) publicou a Resolução nº021 que dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento,

visando à melhoria do meio ambiente, onde determina as obrigações da concessionária que gerencia a ETA quanto aos seus resíduos gerados definindo os prazos para implantação de sistemas de tratamento e disposição final desses resíduos dependendo do porte da estação.

No Art. 5º a resolução indica que ETAs com vazão inferior a 30 L s^{-1} ficam dispensadas de licenciamento ambiental, mas independente da dispensa de licença os empreendimentos devem sempre atender as legislações ambientais. E o Art. 12º estabelece os prazos a serem seguidos pelas estações com vazão superior a 30 L s^{-1} (SEMA, 2009):

As estações de tratamento de água com vazão superior a 30 L s^{-1} deverão implantar o sistema de tratamento e disposição final de efluentes e resíduos nos seguintes prazos:

- I. Cinco anos, a partir da publicação desta Resolução, para as estações de tratamento de água com vazão igual ou superior a 2.500 L s^{-1} ;
- II. Sete anos, a partir da publicação desta Resolução, para as estações de tratamento de água com vazão superior a 500 L s^{-1} e inferior a 2.500 L s^{-1} ;
- III. Dez anos, a partir da publicação desta Resolução, para as estações de tratamento de água com vazão superior a 30 L s^{-1} e inferior a 500 L s^{-1}

3.1.3.2 Disposição ou reaproveitamento do lodo de ETA

Devido à grande quantidade de lodo produzida nas ETAs, constituindo um resíduo não biodegradável, o seu descarte apresentar algumas implicações, tanto ambientais quanto econômicas. Incluindo uma legislação ambiental mais restritiva, algumas soluções já vêm sendo estudadas para a disposição ou o reaproveitamento desse material. Algumas dessas alternativas são: disposição em aterros sanitários, co-disposição com biossólidos, disposição controlada em certos tipos de solos, aplicação na indústria da construção civil, compostagem e incineração dos resíduos (REALI et al., 1999).

Segundo Richter (2001) existe alguns métodos que podem ser aplicados para redução do volume do lodo e concentração dos sólidos para posterior reaproveitamento ou disposição final. Esses podem ser feitos por meios naturais, utilizando leitos de secagem ou lagos de lodo, ou por meios mecânicos, usando centrífugas, filtro prensa ou filtro a vácuo (MATOS; GIRARD, 2013).

Alguns autores sugerem que a parcela de água recuperada, proveniente da lavagem dos filtros, pode ser reinserida no processo de tratamento de água e o lodo

desidratado pode ser encaminhado para aterros ou utilizado em sistemas de reciclagem com matriz de cimento (OLIVEIRA et al., 2012; LUSTOSA et al., 2017).

Pode ocorrer também o tratamento junto ao esgoto doméstico, em que este lodo é lançado diretamente na rede de esgoto sem nenhum tratamento prévio, podendo apenas existir um tanque para controle e regularização da vazão, com o intuito de não sobrecarregar a estação de tratamento de esgoto (ETE) sendo uma das maneiras mais baratas de disposição (REALI et al., 1999; KATAYAMA, 2015; WAGNER, et al., 2019).

Outra opção utilizada é a disposição em aterros sanitários, mas que pode favorecer a contaminação do solo e da água subterrânea se não realizado de forma adequada, além de se tornar um método mais caro por requerer grandes áreas. Este lodo deve ser desidratado, até cerca de 30%, utilizando operações como centrifugação e filtração com o objetivo de recuperar parte da água contida e diminuindo o volume de resíduos para ser encaminhado a um aterro sanitário (GUERRA; ANGELIS, 2005; OLIVEIRA; COSTA, 2013; BENLALLA et al., 2015).

Uma forma de reaproveitamento deste material possuindo efeitos benéficos, se bem caracterizado, é sua aplicação como aditivo no setor agrícola e áreas degradadas, pois devido a sua alta concentração de matéria orgânica, composta de micro e macro nutrientes, tem o poder de provocar melhorias na qualidade do solo, ajuste de pH, além do aumento na aeração e capacidade de retenção da água do solo (BOTERO et al. 2009; BITTENCOURT et al., 2012).

No entanto, é preciso avaliar as características do lodo a ser utilizado, já que o mesmo é resultado direto das características da água bruta e dos químicos utilizados no processo de tratamento, podendo conter concentrações elevadas de determinados elementos que se comportam de maneira tóxica para as plantas. Uma alternativa para diminuir estes elementos seria a aplicação de um pré-tratamento e a adição de outros nutrientes necessários de acordo com a área em que será aplicado (BOTERO et al., 2009).

A incineração do lodo também pode ser utilizada, entretanto apresenta um custo muito elevado gerando ainda resíduo após o processo, as cinzas, que devem possuir uma destinação final também adequada (REALI et al., 1999).

Muito estudado também é a sua utilização em diversos setores da indústria da construção civil. Devido às características que apresenta, tem relevância na

fabricação de tijolos e cerâmica sendo que sua proporção nesse material vai depender do tipo de argila utilizada e das características do lodo (PINHEIRO et al., 2014; KRISHNAN et al., 2017).

Em estudos feitos na incorporação em solo cimento para aplicação em pavimentação foi recomendado que o lodo da ETA apresentasse algumas características para que o produto se torne viável, como possuir caráter pouco siltoso evitando uma maior adição de cimento; quando apresentar grande quantidade de areia, com caráter arenoso, se enquadra mais facilmente à norma exigida, com limite de liquidez máximo de 40% e índice de plasticidade máximo de 18% (WIECHETECK; DENIS, 2013).

Possuindo componentes principais do cimento Portland como Ca, Si, Al e Fe, Hoppen et al. (2005) analisaram a reciclagem desses resíduos em matriz de concreto, observando que traços de concreto com até 5% de lodo, dentre as condições estudadas, podem ser utilizadas na fabricação de artefatos, blocos e peças de concreto e na construção de pavimentos de concreto.

Rodríguez et al. (2010) caracterizaram o lodo para avaliar o comportamento de argamassas de cimento com a adição do lodo como complemento para a indústria de cimento na Espanha. Hoppen et al. (2006) caracterizaram o lodo de uma ETA em Curitiba/PR para a incorporação em matriz de concreto de cimento Portland para reduzir o impacto ambiental devido ao grande volume de lodo que é gerado. Huang e Wang (2013) caracterizaram o lodo de ETA para fabricação de agregados leves em Taiwan (China) assim como Chen et al. (2010) e Kizinievič et al. (2013) também caracterizam o lodo para uso em produtos cerâmicos, na Lituânia. E Cremades et al. (2018) para reutilização do lodo como material para fabricação de ladrilhos na Espanha.

Entretanto, existe muito a ser estudado sobre a melhor maneira de dispor estes resíduos provocando o menor impacto ambiental possível, principalmente devido às diferentes características do lodo gerado. Conhecendo-se a composição do lodo, é possível definir a melhor opção de uso ou disposição final, sendo importante também conhecer o conteúdo radiativo do material, já que os radionuclídeos podem estar concentrados no lodo gerado de ETAs (FONOLLOSA et al., 2015).

3.2 RADIONUCLÍDEOS

Os radionuclídeos estão presentes naturalmente na Terra desde a sua origem expondo os seres vivos às radiações que emitem. Os radionuclídeos são átomos instáveis que, por meio de emissão espontânea de partículas, liberam energia sob a forma de radiação ionizante, a fim de atingir um estado energético mais estável, sofrendo decaimento radioativo (MINTY, 1997).

As radiações são uma forma de energia em trânsito, sob a forma de partícula com ou sem carga elétrica ou de ondas eletromagnéticas e, conforme a sua capacidade de interagir com a matéria, podem ser divididas em radiações ionizantes e não ionizantes. As radiações ionizantes possuem energia suficiente para ionizar os átomos e moléculas com os quais interagem, e conseqüentemente perdendo energia pouco a pouco (OKUNO, 2018). Os três principais tipos de radiações ionizantes são as radiações alfa, beta e gama (PETTA; CAMPOS, 2013).

O processo de decaimento radioativo pode durar desde uma fração de segundo até bilhões de anos dependendo do tipo de átomo (UNSCEAR, 2008; SILVEIRA et. al., 2014). Cada série de decaimento possui uma ordem, na qual o produto resultante é sempre radioativo até que se atinja o átomo final estável. A taxa de desintegração ou de decaimento é medida através do tempo de meia-vida de um radionuclídeo, ou seja, o tempo necessário para decair à metade sua atividade inicial (MINTY, 1997).

3.2.1 Séries Radioativas

Existem três séries de desintegração de isótopos naturais que são encontrados na natureza, sendo elas as do ^{235}U , do ^{238}U e do ^{232}Th . Porém a maior dose de radiação recebida pelos seres humanos provém das séries do ^{238}U e ^{232}Th , e seus descendentes provenientes do decaimento. A série do ^{235}U possui baixa contribuição na dose total não sendo levada em consideração.

Os radionuclídeos naturais mais importantes são o ^{40}K (0,0117% do potássio total) e as séries do ^{238}U (99,27% de abundância) e do ^{232}Th (100% de abundância), conhecidos como radionuclídeos primordiais. Estes apresentam meias-vidas suficientemente longas permitindo suas atividades até os dias atuais e contribuem

para a radioatividade natural da crosta terrestre. As séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th , na busca do equilíbrio nuclear, produzem descendentes radioativos com a emissão de partículas β ou α , gerando nuclídeos radiogênicos intermediários, mas ao final, todas terminam com um isótopo estável do chumbo (^{206}Pb na série do ^{238}U e ^{208}Pb na série do ^{232}Th). E estes, por serem litófilos, possuem maior tendência de ocorrerem em rochas ígneas ácidas (BONOTTO, 2004; IAEA, 2003).

- Urânio

O urânio pertence à série dos actínídeos e corresponde a um dos radionuclídeos naturais mais comumente encontrados nos solos e rochas. Seu teor médio nas rochas é de 2 ppm podendo variar entre 0,5 a 5 ppm, devido, principalmente, às características das formações geológicas (MINTY, 1997).

O ^{238}U é o mais abundante isótopo natural de urânio (99,27%) com meia-vida de $4,5 \times 10^9$ anos, por isso seu risco radiológico é muito maior em relação ao urânio ^{235}U (0,07%) (BONOTTO, 1994). Dentre os nuclídeos radiogênicos da série do ^{238}U , destaca-se o ^{222}Rn (Radônio), um gás inerte que juntamente com seus “filhos” é responsável por 50% da dose efetiva equivalente produzida pela radiação ionizante natural (UNSCEAR, 2008).

Pela ação do intemperismo, o urânio atua em complexos processos de reação e/ou interação com outras substâncias inorgânicas e orgânicas, sendo facilmente transportados pela água (ULBRICH et al., 2009). O comportamento geoquímico deste elemento se caracteriza pela solubilidade elevada na presença de algumas espécies químicas como fosfato, carbonato, fluoreto e substâncias húmicas em solução (CARVALHO, 2010). E segundo Godoy (2010) as condições fundamentais que interferem na mobilidade e dispersão deste elemento são o potencial de oxirredução, o pH, a presença de argilominerais e de agentes complexantes na água.

É encontrado principalmente em minerais acessórios de rochas ígneas e metamórficas quartzo-feldspáticas, como monazita, xenotima e zircão, e em quantidades vestigiais em outros minerais formadores de rochas ou nos limites dos grãos, provavelmente como óxido de urânio ou silicatos (DICKSON; SCOTT, 1997; ULBRICH et al., 2009; GODOY, 2010).

- Tório

Encontrado em pequenas quantidades na maioria dos solos e rochas ocorre na natureza apenas como ^{232}Th que corresponde a 100% do tório existente na

crosta terrestre, cuja abundância isotópica oscila entre 8 e 12ppm. Possui meia-vida de $1,4 \times 10^{10}$ anos (MINTY, 1997; QUEIROZ et al., 2017).

O tório pode ser encontrado nos minerais alanita, monazita, xenotímio e zircão em concentrações maiores do que 1.000 ppm ou em quantidades vestigiais em outros minerais formadores de rochas (DICKSON; SCOTT, 1997).

Segundo Ulbrich et al. (2009) o urânio e o tório agem de maneira parecida após liberados dos minerais que os contêm, durante o processo de intemperismo, sobretudo na formação de espécies aquosas dissolvidas e transportadas nas águas intersticiais.

Godoy (2010) afirma que em rochas ígneas e metamórficas estes elementos possuem um comportamento parecido, enquanto que em ambiente sedimentar e no manto de intemperismo, o urânio possui uma mobilidade maior. O mesmo autor complementa que a baixa mobilidade do tório faz com que este seja pouco afetado pelo intemperismo. Apesar dos compostos de tório serem dissolvidos em solução ácida, eles apresentam pouca solubilidade em água sendo transportados normalmente por sorção em materiais orgânicos ou em partículas minerais existentes nos solos e nas águas superficiais e subterrâneas.

- Potássio

O potássio é um elemento essencial aos organismos, estando amplamente distribuído na natureza. Este elemento apresenta três isótopos de ocorrência natural, dos quais o isótopo ^{40}K é o único radioativo, cuja abundância é de 0,0117% de todo o potássio da natureza com meia-vida de $1,26 \times 10^9$ anos. Decai por emissão β^- para o núcleo estável ^{40}Ca (89,3%) e por captura eletrônica e emissão de raios gama (10,7%), emitindo um fóton característico de energia de 1460 KeV para o núcleo estável ^{40}Ar , sendo muito comum encontrá-lo em solos e rochas (DICKSON; SCOTT, 1997; SILVEIRA et al., 2014).

O potássio pode ser encontrado amplamente nos feldspatos potássicos, principalmente nos polimorfos, ortoclásio e microclínio, com uma abundância aproximada de 13% e também nas micas, em torno de 13% na flogopita e 8% a 9% na biotita e muscovita, podendo ainda ser encontrado em alguns argilominerais principalmente na illita em torno de 6% (DICKSON; SCOTT, 1997; ULBRICH et al., 2009). Sendo assim, o potássio ocorre em teores elevados em rochas ígneas félsicas e em rochas metamórficas micáceas, feldspáticas e quartzo-feldspáticas

distribuídas de forma ampla e variável em todo o território do Brasil (ULBRICH et al., 2009; QUEIROZ et al., 2017).

Por ação do intemperismo químico, o feldspato potássico transforma-se em caulinita, liberando o potássio que por ser altamente reativo e móvel pode ser lixiviado em condições favoráveis de drenagem, principalmente em climas tropicais e subtropicais, ambientes hidrotermais, e que apresentem intenso regime de chuvas (GODOY, 2010).

3.2.2 Fontes Radioativas Naturais e Artificiais

As fontes de radiação podem ser classificadas em naturais, sendo as principais a radiação cósmica, e os radionuclídeos naturais encontrados normalmente no solo e nas rochas, e em fontes artificiais, consideradas as radiações provenientes da utilização de radioisótopos na medicina, exposição profissional, acidentes nucleares dentre outros (UNSCEAR, 2008).

O aumento na exposição pode causar variações na dose recebida por cada membro da população, considerando alguns fatores, como o estilo de vida, o tipo de alimentação e o local onde vive, incluindo à origem geológica dos solos e a hidrologia local, além da exposição a tratamentos médicos (WHO, 2011). Portanto, o conhecimento da disposição destes elementos no ambiente é importante para identificar o aumento da exposição a que o ser humano está sujeito pela avaliação da exposição à radiação natural por parte do público e, conseqüentemente, da dose de radiação recebida.

Sendo que não existe diferença entre o risco a exposição a um radionuclídeo de origem artificial ou natural, apenas que os de origem natural podem ser detectados, por exemplo, em diferentes pontos no abastecimento de água antes do seu consumo, dificultando o seu controle, e os de origem artificial, podem ser controlado antes da sua entrada na rede de abastecimento de água (WHO, 2011; PETTA; CAMPOS, 2013).

Assim, pode-se estabelecer os chamados NORM (Naturally Occurring Radioactive Material), tipificando como um material radioativo de ocorrência natural, presente em diferentes concentrações na crosta terrestre, e o TENORM (Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material) que se

caracteriza como um material radioativo de ocorrência natural tecnologicamente aprimorado, decorrente principalmente das atividades humanas, capaz de aumentar a exposição à radiação que se está sujeito, já que contribui para o aumento da concentração dos radionuclídeos de ocorrência natural (QUEIROZ et al. 2017; IAEA, 2003).

Os radionuclídeos das séries do ^{238}U e do ^{232}Th , incluindo também o ^{40}K , normalmente estão inseridos nos materiais classificados como NORM e TENORM, logo não devem ser ignorados, já que seu uso pode causar um aumento considerável na exposição da população. Entre as atividades que podem aumentar a quantidade de NORM pode-se citar o processo de tratamento de água para consumo humano (FONOLLOSA et al., 2015).

Devido ao aumento das atividades que empregam isótopos radioativos, naturais e artificiais, tem crescido as concentrações desses radionuclídeos no meio, sendo que a radiação proveniente do decaimento das séries do urânio (^{238}U) e tório (^{232}Th) e do radioisótopo potássio (^{40}K), refletem impactos prejudiciais ao homem (GODOY et al., 2010).

E estes elementos apresentam maiores valores de meia vida, o que pode se tornar um problema a logo prazo (FIGUEIREDO; NUVOLARI, 2004). Sendo o solo e as rochas importantes meios de emissão de radiação natural, que está ligada principalmente às condições geológicas e geográficas da região (VASCONCELOS, 2010; FONOLLOSA et al., 2015).

3.2.3 Dose Anual de Radiação (DAR)

A energia da radiação ionizante que é absorvida e que pode causar prejuízo, chamada de dose, principal indicador utilizado para potenciais efeitos biológicos associados à exposição à radiação ionizante em humanos, é a quantidade absorvida por unidade de massa de material irradiado (UNSCEAR, 2008).

Segundo o Comitê Científico das Nações Unidas para os Efeitos da Radiação Atômica (UNSCEAR), uma pessoa está exposta, em média, a uma dose de 2,4 mSv (milisievert) por ano à radiação ionizante proveniente de fonte natural, como mostra o Quadro 4. E o limite de dose anual ao indivíduo do público, aquele que não está

exposto ocupacionalmente, deve ser restringida de modo que a dose efetiva não ultrapasse o valor de 1mSv/ano (1000 μ Sv/ano) (CNEN, 2014).

Quadro 4 - Doses médias anuais e intervalos de doses individuais de radiação ionizante por fonte (milisieverts)

Fonte Natural	Dose média anual global (mSv)	Faixa típica de doses individuais (mSv)
Inalação (gás radônio)	1,26	0,2 – 10
Radiação terrestre (interior e exterior)	0,48	0,3 - 1
Ingestão (água potável e alimentos)	0,29	0,2 - 1
Radiação cósmica	0,39	0,3 – 1
Total Natural	2,4	1 - 13
Fonte Artificial		
Total Artificial	0,6	Essencialmente zero

Fonte: Adaptado de UNSCEAR (2008)

Segundo Grasty e LaMarre (2004), para o cálculo da dose anual de radiação a que o indivíduo do público está exposto, são utilizadas as concentrações de urânio (ppm), tório (ppm) e potássio (%), obtendo a dose anual de radiação expressa em μ Sv/ano (microsievert), conforme Equação 3.

$$Ea = 81,1 * Kpct + 33,6 * eUppm + 14,9 * eThppm \quad (3)$$

Sendo: Ea = dose efetiva; $Kpct$ = concentração do potássio em %; $eUppm$ = concentração do urânio em ppm; $eThppm$ = concentração do tório em ppm.

3.2.4 Ensaios Radioquímicos

3.2.4.1 Análise por Ativação Neutrônica Instrumental

A Análise por Ativação Neutrônica Instrumental (INAA), descoberta em 1936, e aprimorada ao longo do tempo, tornou-se uma técnica de análise multielementar a

partir da década de 1970, com a disseminação de detectores de germânio (SEGEBADE, 2017).

A INAA é uma técnica analítica, que consiste na irradiação de uma amostra com nêutrons, transformando o núcleo dos elementos, até então estáveis, em núcleos instáveis e obtendo posteriormente a medida da radioatividade induzida pelos novos radionuclídeos artificiais que são formados através de reação nuclear. Portanto é uma técnica que se fundamenta na criação de radionuclídeos artificiais para análise qualitativa e quantitativa, com base nos elementos estáveis da amostra em estudo (SKWARZEC, 2016; SEGEBADE et al., 2017).

Para a INAA é necessário à utilização de um reator nuclear para a efetiva irradiação, e assim, bombardear nêutrons na amostra, depois disso, acontece a interação a partir da colisão dos nêutrons com o núcleo dos elementos em questão. Estes novos radionuclídeos gerados se encontram em estado excitado e são radioativos, e para sua estabilização nuclear ocorre o seu decaimento e consequente emissão de radiação gama, a qual é medida e identificada para a determinação do elemento presente na amostra, normalmente medidos em um espectrômetro de raio gama (COSTA et al., 2012; ROLLINSON, 2013; SEGEBADE et al., 2017).

É uma técnica não destrutiva e muito sensível que permite a determinação de diversos elementos presentes em uma amostra, possuindo uma capacidade de análise multielementar, podendo detectar elementos traços (ng kg^{-1}) até concentrações em porcentagem (g kg^{-1}) (COSTA et al., 2012).

A intensidade da radiação que é emitida é diretamente proporcional à concentração do isótopo de interesse que se encontra presente na amostra. Isto porque, cada radionuclídeo que é produzido durante o processo possui características únicas e específicas como o tempo de meia-vida, a energia da partícula e a emissão de raios gamas, representando o elemento originalmente presente na amostra (MASUMOTO; SEGEBADE, 2006; ROLLINSON, 2013).

Sendo assim, a análise pode ser realizada pelo método comparativo, utilizando padrões sintéticos, assim os elementos são identificados por sua energia de emissão de radiação e a intensidade da radioatividade será medida durante o processo de INAA. O método comparativo consiste na irradiação da amostra padrão simultaneamente à irradiação da amostra em estudo, para todos os elementos de

interesse da caracterização elementar (GONÇALVES et al., 1999; MASUMOTO; SEGEBADE, 2006; ROLLINSON, 2013).

3.2.4.2 Espectrometria Gama

A espectrometria gama tem sido muito utilizada em análises ambientais devido à simplicidade do método pela facilidade em medir amostras de maneira direta. Esta análise é fundamentada basicamente na interação da radiação gama emitida pela amostra, devido à presença de radionuclídeos emissores de radiação gama, com o detector, ou seja, realiza-se a análise do espectro de energia de raios gama que é produzido neste espectrômetro de raios gama, permitindo a identificação e mensuração dos elementos presentes na amostra (GILMORE, 2008; SANTOS JÚNIOR et al., 2009).

A espectrometria gama é uma técnica não destrutiva que possibilita uma análise de vários elementos através dos fótons característicos que são emitidos por cada elemento, sendo então necessária a calibração de energia na faixa de interesse para que o detector gama utilizado possa registrá-la (GILMORE, 2008).

A partir dessa interação dos fótons emitidos com o detector, que transfere a energia de raios gama para elétrons dentro do material detector, pode-se calcular a atividade do radionuclídeo, ou seja, identificá-lo e quantificá-lo, utilizando o cálculo da área sob o fotopico registrado, sendo que as energias podem variar de alguns KeV (Quilo elétron-volt) até vários MeV (Mega elétron-volt), que são unidades de medida de energia (KNOLL, 2000; GILMORE, 2008).

Estudos já fizeram uso da espectrometria gama para análises detalhadas da presença de diferentes radionuclídeos em amostras de lodo de ETA, um dos métodos mais amplamente usados para este fim. Assim como a análise por ativação neutrônica, muito utilizada na análise de solos e sedimentos.

Kleinschmidt e Akber (2008) analisaram a ocorrência de radionuclídeos naturais em resíduos de uma ETA na Austrália. Palomo et al. (2010) fizeram uso da espectrometria gama para avaliação de radioatividade no rio e no lodo de uma ETA na Espanha, assim como Montaña et al. (2013) analisaram a presença de radionuclídeos em águas residuais e Baeza et al. (2017) que utilizaram a espectrometria para análise da eficiência de um filtro patenteado na remoção de

radionuclídeos de ocorrência natural da água potável também na Espanha. Santos Júnior et al. (2017) fizeram uso da espectrometria gama para análise de radionuclídeos no Brasil.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.3.1 Geologia

3.3.1.1 Complexo Granítico Cunhaporanga

O Complexo Granítico Cunhaporanga, ocorre em uma área de aproximadamente 3.000 km², cuja intrusão ocorreu no Neoproterozoico. Constitui um batólito de forma alongada com eixo maior na direção NE-SW, aflorando numa faixa que se estende da região da represa de Alagados, sendo sobreposto por arenitos da Formação Furnas, até à região Sengés - PR, e novamente é encoberto pela mesma unidade. É a unidade litoestratigráfica mais expressiva na bacia hidrográfica de Alagados (GUIMARÃES, 2000; FERREIRA et al., 2009; GODOY, 2010; GODOY et al., 2011).

O complexo Granítico Cunhaporanga possui uma grande variedade de granitoides, entre os quais predominam os de natureza cálcio-alcálica. Definido por Guimarães (2000), como unidades litoestratigráficas formais e informais (domínios petrográficos), sendo elas: o Domínio Serra Abaixo-Alagados (NPcsaa), Domínio Jotuba-Pitangui (NPcjp) e o Granito Serra do Carambeí.

3.3.1.2 Granito Serra do Carambeí

O Granito Serra do Carambeí (GSC) encontra-se a cerca de 140 km da capital paranaense, Curitiba (Pinto-Coelho, 1986). Situa-se quase totalmente no município de Carambeí – PR que se localiza na região centro-leste do estado do Paraná, aflorando à margem norte da represa Alagados, e apresenta o rio Jotuba como principal contribuinte de sua drenagem (GODOY, 2010; GODOY et al. 2011).

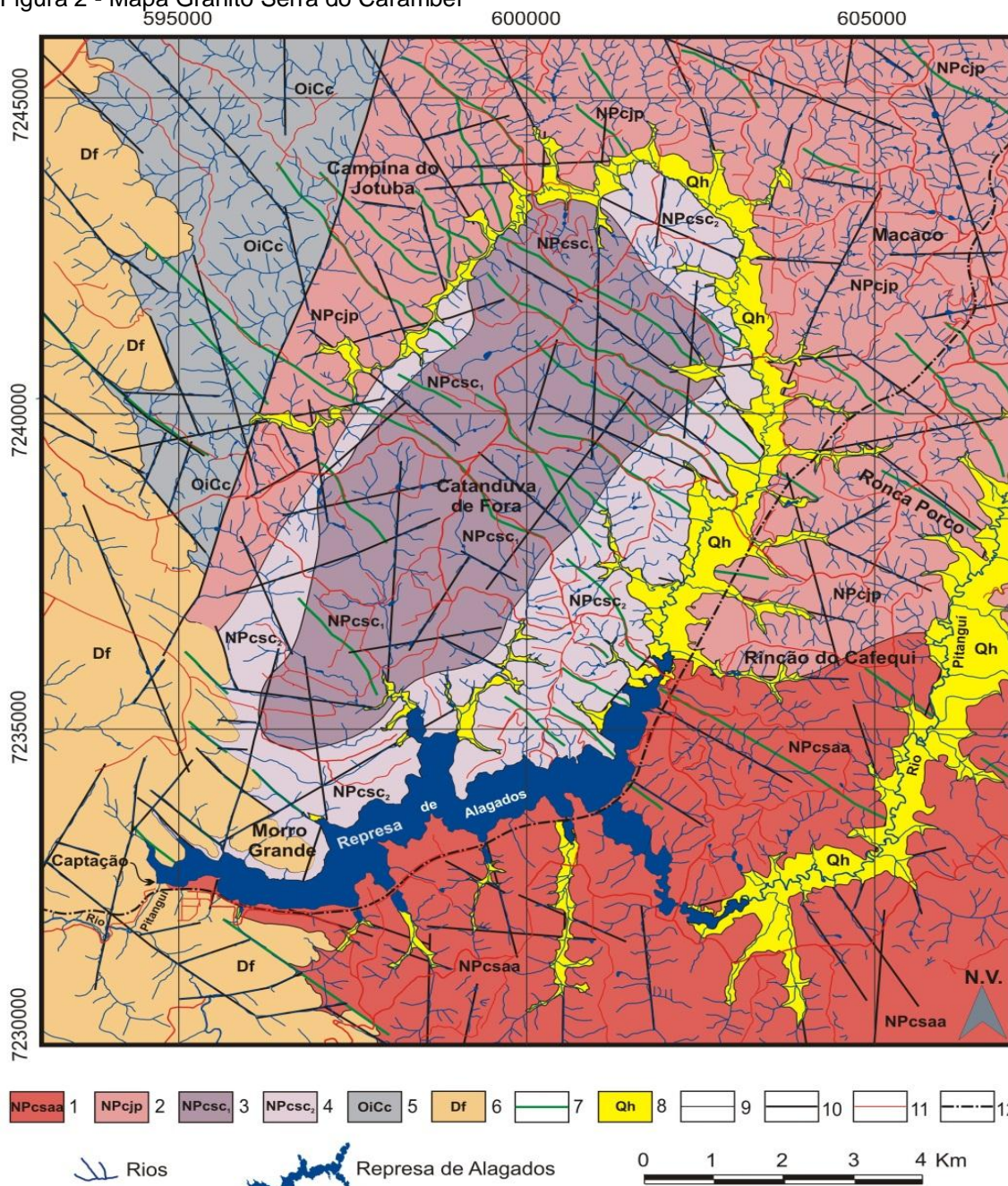
O Granito Serra do Carambeí constitui-se em um corpo homogêneo apresentando um formato elíptico com eixo maior na direção N30E e uma área em torno de 48 Km², Figura 2 (GODOY, 2010).

Segundo Guimarães (2000), os Álcali-feldspato graníticos (NPcsc₁), parte central do GSC, com caráter tipicamente alaskítica, possui como minerais essenciais o feldspato potássio (microclíneo e ortoclásio) e o quartzo, e minerais acessórios como a biotita, hematita, fluorita e zircão.

Já nas Fácies de borda (NPcsc₂), que envolve a parte central alaskítica, pode-se encontrar como minerais principais o feldspato potássico, plagioclásio, biotita e o quartzo, possuindo ainda a fluorita e a apatita como minerais acessórios, e tendo a biotita como principal mineral máfico (GUIMARÃES, 2000).

Estudos realizados na área mostram que os Álcali-feldspato graníticos (NPcsc₁), apresentam as maiores concentrações de tório, urânio e potássio, confirmando o caráter radioanômalo deste corpo granítico (PINTO-COELHO, 1987; GUIMARÃES, 2001; GODOY, 2010; GODOY et al., 2010).

Figura 2 - Mapa Granito Serra do Carambeí



1) Complexo Granítico Cunhaporanga (CGC) - Domínio Serra Abaixo-Alagados (Npcsaa); 2) CGC Domínio Jotuba-Pitangui (Npcjp); 3) Granito Serra do Carambeí (GSC): Álcali-feldspato granitos (Npcsc.); 4) GSC Fácies de borda (Npcsc₂); 5) Grupo Castro (OiCc); 6) Formação Furnas (Df); 7) Diques; 8) Depósitos aluviais quaternários; 9) Contato geológico; 10) Falhas/fraturas; 11) Estradas; 12) Ferrovia

Fonte: Godoy (2010)

Desde a década de 70 estudos geoquímicos e geofísicos vem sendo realizados comprovando que o Granito Serra do Carambeí é radioanômalo devido às elevadas concentrações de tório (^{232}Th), urânio (^{238}U) e potássio (^{40}K) que apresenta (GODOY, 2010; GODOY et al., 2011).

A Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) realizou em 1978 levantamento aerogamaespectrométrico em grande parte do embasamento cristalino dos estados do Paraná e Santa Catarina (Projeto Aerogeofísico Serra do Mar Sul), visando a detecção da radioatividade natural proveniente do decaimento dos radionuclídeos ^{40}K , ^{232}Th e ^{238}U (GUIMARÃES et al., 2001).

Ferreira et al. (2001) fizeram o mapeamento gamaespectrométrico terrestre em 138 estações de amostragem do GSC com o intuito de identificar regiões radioanômalas no GSC, cujos dados foram comparados aos do Projeto Aerogeofísico Serra do Mar Sul (CPRM, 1978). Tais dados mostraram boa correlação aos dados de gamaespectrometria aérea, confirmando o caráter radioanômalo do GSC.

Guimarães et al. (2001) analisaram os dados do Projeto Aerogeofísico Serra do Mar Sul (CPRM, 1978) comprovando as anomalias do GSC principalmente em urânio e tório.

Godoy (2010) comprovou o caráter radioanômalo do GSC principalmente em urânio e tório através de ensaios radioquímicos realizados em 61 amostras de rochas e materiais do manto de alteração e de depósitos aluviais, além da caracterização aerogamaespectrométrica efetuada a partir de dados do Projeto Aerogeofísico Serra do Mar Sul (CPRM, 1978) e estudos gamaespectrométricos terrestres de 132 estações de amostragem cedidos pelo Laboratório de Pesquisas em Geofísica Aplicada - LPGA/UFPR. Foi calculada, com os dados analisados, a dose anual de radiação (DAR) que apresentaram níveis de radiação natural relativamente elevado principalmente no extremo norte e na porção sul dos Álcali-feldspato granitos.

Segundo Godoy (2010), o conjunto de fatores climáticos, geológicos, geomorfológicos e bióticos associados às temperaturas relativamente elevadas sem muitas variações nas estações do ano da região podem interferir acentuando os processos de intemperismo com a liberação dos elementos químicos que constituem os minerais das rochas, incluindo os radionuclídeos, os quais são incorporados ao fluxo hídrico.

3.3.2 Características Climáticas

O clima da região é quente e temperado, apresentando verões mais frescos e invernos curtos e amenos, com precipitações ao longo de todo o ano. Segundo a classificação de Köppen, o clima em Carambeí - PR é classificado como Cfb, zona temperada e úmida, ou seja, não possui uma estação seca definida, pois ocorrem precipitações durante todo o ano com verões frescos. Apresenta no mês mais quente uma temperatura média abaixo de 22°C, e um inverno mais brando com temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C, caracterizando-se como mesotérmico, evidenciando o mês de Agosto como o mais seco e Janeiro como o mês de maior precipitação (IAPAR, 2019).

3.3.3 Hidrografia

3.3.3.1 Rio Pitangui

A bacia do rio Pitangui com uma área de 927,3 km² é uma das mais importantes do estado do Paraná abrangendo parte dos municípios de Castro, Carambeí e Ponta Grossa, localizada entre o Primeiro e o Segundo Planalto Paranaense (MENEGUZZO, 2014). Na região da bacia do rio Pitangui ocorrem muitas falhas que permitiram a ascensão do magma básico, formando diques e *sills* de diabásio de grande extensão, com maior expressividade na margem direita do rio Pitangui, relacionados ao Arco de Ponta Grossa, sendo bastante assimétrica, com afluentes de padrão de drenagem dendrítico, ou seja, bastante ramificado (MELO et al., 2010; PEREIRA, 2012).

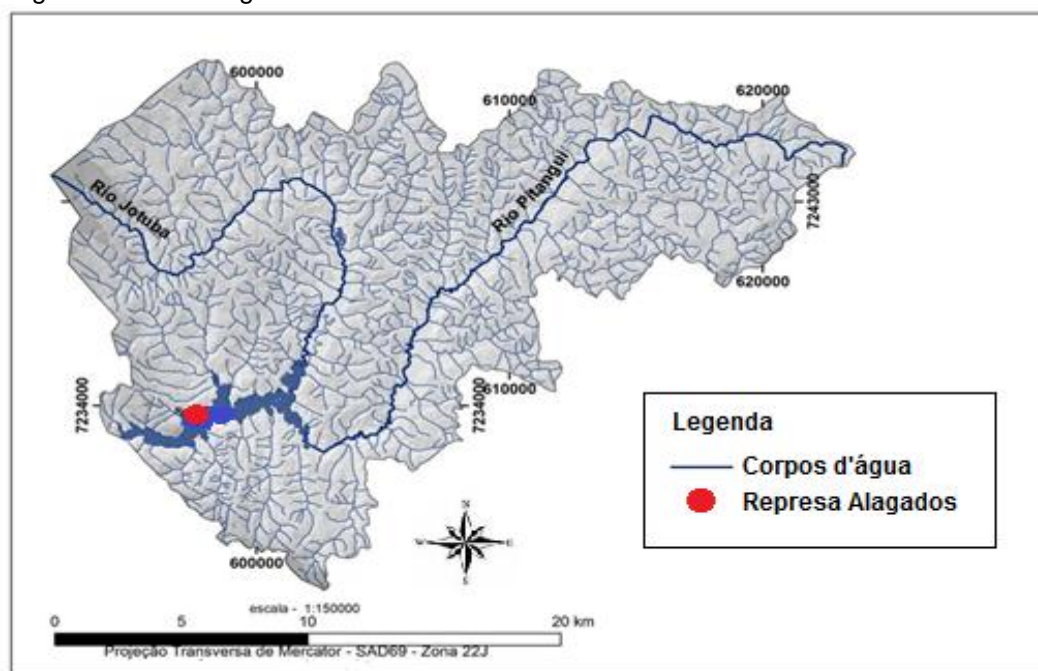
O rio Pitangui, o mais importante desta bacia, é geologicamente muito antigo precedendo a formação do relevo atual, mas sem alterar o curso de suas águas para o interior desde o início de sua formação. É um dos principais afluentes do rio Tibagi, no município de Carambeí, localizado na sua margem direita (MELO et al., 2010).

Manifesta sua nascente e curvas mais acentuadas no Primeiro Planalto Paranaense, Figura 3, em unidades litoestratigráficas pertencentes aos, Complexo Granítico Cunhaporanga, Grupo Castro e Itaiacoca. Após o seu barramento no, reservatório de Alagados, entra no Segundo Planalto Paranaense vencendo a

Escarpa Devoniana, em vale bastante encaixado em fraturas geológicas, a jusante com a Formação Furnas, Ponta Grossa e Itararé, (MELO et al., 2010).

O rio Pitangui tem como seu principal afluente o rio Jotuba, em sua margem direita, que por sua vez tem definição de curso pelo GSC que descreve todo o seu percurso de norte a leste, desaguando na represa Alagados, conforme Figura 3. São de grande interesse social, já que contribuem para o abastecimento de água da cidade de Ponta Grossa/PR. Esses dois rios possuem parte de seus traços heterogêneos definidos pelo Granito Serra do Carambeí e Complexo Granítico Cunhaporanga (PEREIRA, 2012).

Figura 3 - Rio Pitangui e Rio Jotuba



Fonte: Adaptado de Pereira (2012)

O rio Pitangui vem passando por processos erosivos acelerados em função da ação antrópica principalmente ligado ao impacto de resíduos sólidos e efluentes domésticos lançados sem tratamento, e de atividades pastoris e cultivos agrícolas (GOMES et al., 2011; MENEGUZZO, 2014). Esses impactos negativos devem ser monitorados regularmente para garantir a preservação adequada do manancial, garantindo assim, o uso de seu potencial hídrico.

3.3.3.2 Rio Jotuba

O rio Jotuba, com extensão de 30.290 m, possui nascentes no Segundo Planalto Paranaense sobre a Escarpa Devoniana e tem seu curso em direção ao Primeiro Planalto Paranaense desaguando na Represa Alagados. O curso do rio Jotuba segue orientação NE com deflexão a direita e retorna com orientação SW, e por sua vez, é definido em toda face de norte a leste pelo GSC, Figura 3 (PERREIRA, 2012).

A rede de drenagem sobre o GSC possui uma disposição levemente centrífuga em direção ao rio Jotuba e uma distribuição de aparência radial centrípeta, sobre as encaixantes do GSC, com canais correndo em direção ao vale do rio Jotuba (GODOY, 2010).

Na direção noroeste-sudeste o rio Jotuba apresenta forte controle impostas pelas estruturas rúpteis e diques, na transição entre o Primeiro e o Segundo Planalto, paralelas ao eixo do Arco de Ponta Grossa (MELO et al., 2010).

3.3.3.3 Represa Alagados

A represa de Alagados é um reservatório artificial formado pelo barramento do rio Pitangui, além de possuir outros rios que desaguam na represa, destacando-se principalmente o rio Jotuba (PERREIRA, 2012; GONÇALVES; ROCHA, 2016). Foi construída com o intuito do aproveitamento energético, em 1929, devido à grande amplitude altimétrica relacionado à Escarpa Devoniana. Em 1969 passou também a ser utilizada para contribuir no abastecimento de água da cidade de Ponta Grossa, juntamente com a captação no rio Pitangui (MELO et al., 2010; ANDRADE FILHO et al., 2011).

O curso superior do rio Pitangui e o rio Jotuba são os principais contribuintes para a represa de Alagados, como mostra a Figura 3. A área está localizada entre os municípios de Castro, Ponta Grossa e Carambeí, situada em torno de 20 km da cidade de Ponta Grossa, com as coordenadas UTM-592000 a 624000 e 7226300 a 7249800 como seus limites (MORO et al., 2003).

A represa de Alagados tem grande importância na região, não só pelo seu fornecimento de água para suprir a demanda da cidade de Ponta Grossa, como

também oferece recursos para produção de energia elétrica na Usina São Jorge. É utilizada, ainda, como área de lazer onde estão localizados dois clubes náuticos, e seu entorno pela exploração agropecuária e reflorestamento com plantas exóticas, *Pinus spp* e *Eucalyptus spp*, e por ocupações irregulares (MORO et al., 2003; ANDRADE FILHO et al., 2011).

Portanto, é importante a conservação e monitoramento dessa área, tanto para preservação do manancial em acordo com as legislações vigentes quanto para proteger os usuários de possíveis exposições inadequadas, por exemplo, da radiação proveniente dos radionuclídeos.

4 METODOLOGIA

4.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA DE PONTA GROSSA

A cidade de Ponta Grossa, com uma população estimada em 355.336 habitantes (IBGE, 2020), possui duas ETAs, a ETA Pitangui e a ETA Actiflo[®], que suprem a demanda de água potável da população, e a SANEPAR é a responsável pelo tratamento e abastecimento de água na cidade.

Inicialmente, na década de 70, foi implantada a ETA Alagados que funcionava com filtração direta ascendente, posteriormente, na década de 80, devido ao aumento da demanda por água tratada foi construída a ETA Pitangui, no mesmo local, utilizando a tecnologia de tratamento em ciclo completo.

Em consequência da qualidade da água bruta proveniente da represa Alagados, principalmente no período do verão quando ocorre um aumento na floração das algas, foi realizada uma adaptação no tratamento de água na ETA Alagados adotando-se o sistema de clarificação de água estabilizado com microareia, conhecido como Actiflo[®], uma tecnologia com processo de decantação de alto desempenho e eficiência, hoje chamada de ETA Actiflo[®] (WIECHETECK; DENIS, 2013).

A ETA Pitangui opera em ciclo completo, tecnologia de tratamento de água mais utilizada no Brasil, compreendendo os processos de coagulação, floculação, decantação, filtração descendente, desinfecção, fluoretação e correção de pH. A ETA Actiflo[®] é composta pelos processos de tratamento em ciclo completo, com o diferencial da adição de micro areias no início do tratamento, para que essas se agreguem às impurezas presentes na água, dando mais peso aos flocos e melhorando a eficiência dos decantadores de alta taxa e da filtração ascendente, a qual foi aproveitada da antiga ETA Alagados.

A captação da água bruta para o abastecimento público da cidade de Ponta Grossa é realizada em dois pontos distintos. Um na Represa Alagados, aproximadamente 20 km da ETA, que contribui com 40% da demanda de água. A outra captação situa-se no Rio Pitangui, aproximadamente 6 km de distância da ETA, fornecendo 60% da demanda de água necessária para o abastecimento público (WIECHETECK; DENIS, 2013).

A operação das ETAs é realizada de maneira automatizada, podendo distribuir água das duas captações aos dois sistemas de tratamento. A ETA em ciclo completo opera basicamente com água bruta proveniente do rio Pitangui, com capacidade máxima de vazão de 350 L s^{-1} . A ETA Actiflo[®] opera com a mistura da água bruta do rio Pitangui e da represa Alagados com vazão máxima de 750 L s^{-1} .

Na ETA em ciclo completo, na etapa de mistura rápida (coagulação) a água recebe dosagem de cloreto de polialumínio líquido (PAC). O controle da dosagem de coagulante é feito em laboratório utilizando equipamento de jarreste. A mistura do coagulante na água bruta é feita pela agitação promovida no ressalto hidráulico, na Calha Parshall. Em seguida, a água é encaminhada aos canais de floculação com chicanas, em três canais com 18 câmaras, e nessa etapa é adicionado polímero catiônico como auxiliar na formação de flocos. Após a etapa de floculação, a água é encaminhada para a etapa de sedimentação em quatro decantadores em série de escoamento laminar vertical, com fundo tronco cônico e placas planas paralelas, inclinadas a 65° , além de possuir uma tela acima das placas para retenção de partículas com menor peso. A lavagem dos decantadores é realizada por meio de descargas de fundo de acordo com o tempo de funcionamento de cada decantador, indicado pelo sistema. A água decantada vai para os seis filtros rápidos de fluxo descendente, cada um composto de quatro calhas de coleta de água de lavagem de filtro, e meio filtrante constituído por camada de areia e antracito com espessura total de 70 cm, e camada suporte de pedregulho. A lavagem dos filtros é feita com ar e água filtrada. Na Figura 4 estão apresentadas fotos das unidades de tratamento em ciclo completo da ETA Pitangui.

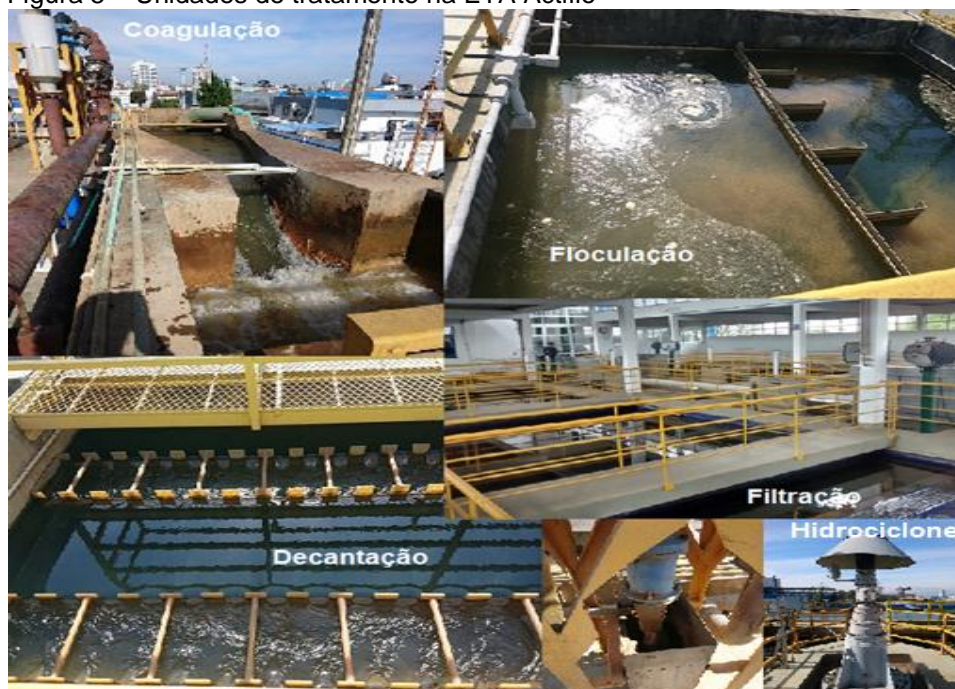
Figura 4 – Unidades de tratamento na ETA Pitangui



Fonte: A autora

Na ETA Actiflo[®], a água bruta recebe a dosagem de coagulante (PAC), pré-determinada em ensaios de laboratório, com a mistura feita na Calha Parshall e em seguida é encaminhada às três câmaras de floculação mecanizada. Na segunda câmara de floculação é adicionada micro areia com massa específica de $1,70 \text{ g cm}^{-3}$ e granulometria de 80 e 120 μm . Por apresentar elevada quantidade de algas na água bruta, proveniente da represa Alagados, a micro areia auxilia na formação de flocos com maior densidade, facilitando a sedimentação dos mesmos nos decantadores. Como auxiliar da floculação é possível adicionar o polímero catiônico, quando necessário. A micro areia é separada do lodo gerado nos decantadores passando, pelo hidrociclone para ser reutilizada no processo. O sistema possui quatro decantadores de alta taxa, com duas câmaras em série, contendo placas hexagonais do tipo colmeia, com 1 m de comprimento e inclinação de 65° . A remoção do lodo é contínua por meio de raspador mecanizado. Posteriormente, a água decantada é bombeada aos oito filtros de escoamento ascendente, composto por camada única de areia, estes por sua vez são cobertos devido ao sentido do fluxo. Na Figura 5 estão apresentadas fotos das unidades de tratamento da ETA Actiflo[®].

Figura 5 – Unidades de tratamento na ETA Actiflo®



Fonte: A autora

Nas duas ETAs é adicionado à água filtrada o ácido fluossilícico e é feito o ajuste de pH da água, quando necessário, com a adição de hidróxido de cálcio 20%. E quase concomitantemente à adição de flúor, a água recebe dosagem de cloro para a desinfecção.

A água tratada é distribuída para dois reservatórios, cada um com capacidade de 4.000 m³, com tempo mínimo de contato de 30 minutos para ação devida do cloro de acordo com o Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Posteriormente, ocorre a distribuição por gravidade na maior parte da região de Uvaranas, com poucos pontos mais afastados precisando de bombeamento. Existem alguns pontos que possuem sistema de distribuição para outras áreas, como o bairro Los Angeles, composto de três reservatórios com capacidade para 5.000 m³ cada. E na região central há um reservatório, Centro Histórico, com sistema de bombeamento com capacidade de 2.500 m³.

Nenhuma das ETAs realiza o tratamento de lodo. Segundo informações da Sanepar, está prevista a construção de estação de tratamento de lodo (ETL) até 2025. Até então, o lodo continuará sendo encaminhado à estação de tratamento de esgoto (ETE) Verde (WAGNER et al., 2019).

4.1.1 Estimativa da Produção de Lodo

De acordo com Richter (2001) pode-se estimar uma média de produção de lodo em torno de $4.380,5 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ que é gerado nas ETAs de Ponta Grossa, equivalente a cerca de 5% do volume de água tratada.

Segundo Ferreira Filho e Waelkens (2009), utilizando a Equação 1, pode-se estimar a produção de lodo seco na ETA Pitangui, com média de $24.645 \text{ kg dia}^{-1}$. E média de $19.731 \text{ kg dia}^{-1}$ de lodo seco na ETA Actiflo[®], durante o período de estudo. Sendo assim, as duas ETAs que operam simultaneamente podem gerar uma quantidade de $44.376 \text{ kg dia}^{-1}$, com total de $1331,28 \text{ ton mês}^{-1}$, conforme Tabela 1.

Considerando a quantidade de lodo gerada, é necessário tratar e destinar corretamente estes resíduos, a fim de reduzir os impactos ambientais que o mesmo pode causar.

Tabela 1 - Estimativa da produção de lodo seco nas ETAs de Ponta Grossa

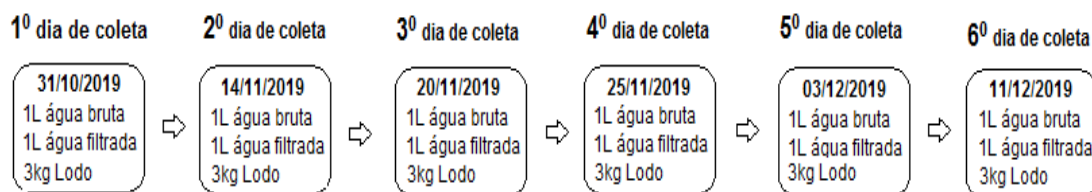
Dias de Coleta	Vazão total do dia ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$)	ETA Pitangui		ETA Actiflo [®]	
		Produção de lodo seco (kg dia^{-1})	Produção de lodo seco (kg dia^{-1})	Produção de lodo seco (kg dia^{-1})	Produção de lodo seco (kg dia^{-1})
31/10/2019	84.010	21.543,3	21.585,3		
14/11/2019	81.130	21.648,5	21.230,7		
20/11/2019	92.940	24.437,4	24.158,6		
25/11/2019	93.220	28.589,4	26.021,2		
03/12/2019	86.880	24.755,4	24.581,6		
11/12/2019	87.480	26.894,6	26.829		
Média	87.610	24.645	19.731		

Fonte: A autora

4.2 ENSAIOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MINERALÓGICOS

Para este trabalho foram coletadas amostras de água bruta, água filtrada e de lodo, totalizando seis amostras de cada material, durante os meses de outubro, novembro e dezembro de 2019, com espaçamento de uma semana de cada coleta, Figura 6.

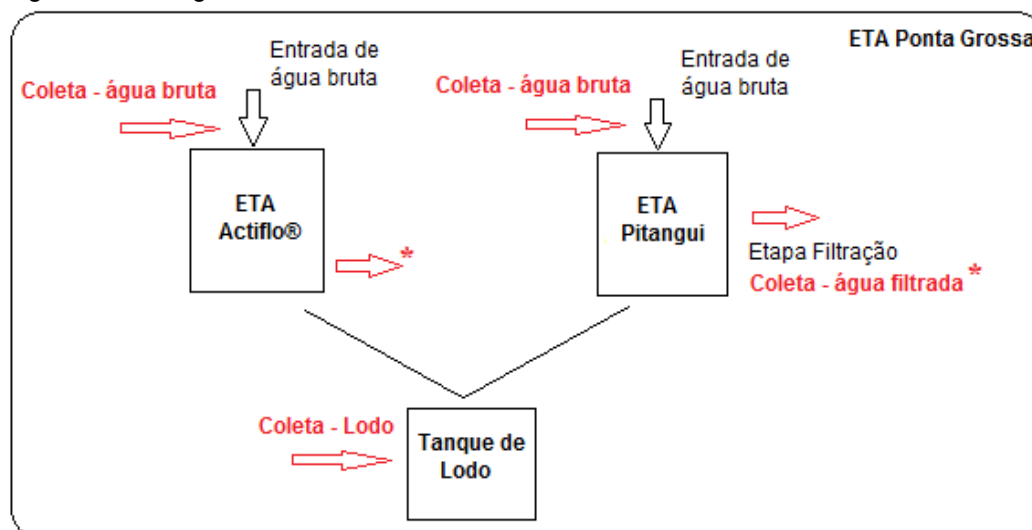
Figura 6 - Fluxograma dias de coleta



Fonte: A autora

As amostras de lodo foram coletadas no tanque onde é feita a mistura do lodo dos decantadores das duas unidades, antes de serem encaminhados para a destinação final. Nos mesmos dias da coleta de lodo, foram coletadas seis amostras da água filtrada em cada ETA, e seis amostras de água bruta, na entrada de cada ETA, Figura 7.

Figura 7 - Fluxograma dos locais de coleta das amostras.



Fonte: A autora

As amostras de água filtrada, com volume de 1.000 mL cada, foram armazenadas em garrafas de polietileno virgem, e após medidos o pH, temperatura e turbidez, foram estabilizadas com ácido nítrico concentrado, até pH constante ≤ 2 no laboratório da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Posteriormente estas amostras (lodo e água filtrada) foram encaminhadas ao Instituto de Pesquisa e Energia Nuclear em São Paulo (IPEN-SP) para a realização das análises radioquímicas.

Quanto às amostras de lodo, por se apresentarem muito diluídas, quando coletadas foram submetidas à filtração no próprio saco de rafia da coleta, reduzindo o volume de água. Em seguida, o lodo foi disposto em uma bandeja e seco em estufa durante 24 horas a 110⁰ C.

Depois de secas, as amostras de lodo foram maceradas em almofariz de porcelana e peneiradas (Figura 8) até obtenção de material totalmente passante em peneira de malha 200 (ABNT/ASTM) com abertura de 75 µm no laboratório da UEPG. Cerca de 10 g de cada amostra de lodo preparadas, foram encaminhadas para o Complexo de Laboratórios Multiusuários (C-LABMU) da UEPG para caracterização química (Fluorescência de raios X) e mineralógica (Difração de raios X) e Análise Térmica.

Foram encaminhadas também aproximadamente 200 g de cada amostra de lodo macerado e peneirado ao IPEN-SP para realização das análises radioquímicas com o objetivo de identificar a presença dos radionuclídeos ²³⁸U, ²³²Th e ⁴⁰K.

Figura 8 – Amostras de lodo maceradas para em seguida serem peneiradas



Fonte: A autora

Para as análises do lodo por difração de raios X, foi utilizada a amostra em pó e varredura contínua em um difratômetro de modelo Ultima IV/Rigaku destinado à caracterização de estruturas cristalinas em vários tipos de materiais sólidos, com velocidade de um grau por minuto em ângulos de varredura de 3⁰ a 75⁰(2θ) e passo de 0,02⁰. Com os dados obtidos, foram gerados os difratogramas das amostras de lodo utilizando-se o software Origin.

Para o ensaio de fluorescência de raios X, a amostra é irradiada por feixe de raios X ou radiação gama excitando seus átomos que em busca de seu estado

estável, emitindo energia com comprimento de onda específica a cada elemento, possibilitando a sua identificação qualitativa e quantitativa (FERRETI, 2009; SANTOS et al., 2013). Este estudo objetivou determinar elementos característicos do lodo, como matéria orgânica, concentrações de alumínio decorrente do coagulante utilizado no tratamento da água. Além de outros elementos característicos da área em estudo, como fósforo e potássio, muito utilizados na agricultura, e compatível com a caracterização mineralógica, como o ferro, silício, cálcio. Obteve-se a composição química quantitativa em forma de óxidos das amostras, com a utilização de um espectrômetro modelo Rigaku ZSX Primus II com varredura do Boro ao Urânio.

Vários estudos, como Hoppen et al. (2006), Rodríguez et al. (2010), Chen et al. (2010), Huang e Wang (2013) e Kizinievič et al. (2013), Cremades et al. (2018) utilizaram as análises de Difração de Raios X e ensaios de Fluorescência de Raios X para caracterização do lodo de ETAs, visando principalmente sua utilização como substituto fracionário da argila na produção de tijolos e cimento.

A análise termogravimétrica é uma análise na qual a amostra é exposta a uma variação de temperatura controlada com o objetivo de determinar a variação de massa da amostra em função da temperatura e do tempo, capaz de identificar os diferentes tipos de reações de acordo com a perda ou ganho de massa, obtendo deste modo a curva termogravimétrica. E o Calorímetro Exploratório Diferencial (DSC) possibilita a determinação da temperatura de fusão e cristalização utilizando também uma temperatura controlada (MACHADO; MATOS, 2004; DENARI; CAVALHEIRO, 2012).

As amostras de lodo foram submetidas a ensaios térmicos com a análise termogravimétrica (TGA) e a calorimetria exploratória diferencial (DSC), que foram realizadas simultaneamente em um equipamento de modelo LABSYS EVO DTA/DSC/Setaram Instrumentation, sob fluxo de argônio em cadinho de alumina com taxa de aquecimento e resfriamento de $20^{\circ}\text{C min}^{-1}$, atingindo uma temperatura final de 700°C para análise do comportamento térmico do lodo.

4.2.1 Determinação do pH, Temperatura e Turbidez das Amostras de Água Bruta e Filtrada

Para determinação do pH e da temperatura das amostras de água coletadas foi utilizado o pHmêtro modelo DM-22 da marca Digimed. As medições foram realizadas imediatamente após a coleta das amostras, no laboratório da Sanepar. O equipamento foi previamente calibrado com soluções tampão de referência, a primeira de pH=7,0 e a segunda com pH=4,0 à temperatura de 25°C.

A turbidez das amostras foi determinada no laboratório da Sanepar, utilizando-se um Turbidímetro 2100Q01 da marca Hach previamente calibrado com solução padrão de 10, 20, 100 e 800 NTU. Para cada amostra, os ensaios foram realizados em triplicata, homogeneizando-as sempre, e o valor obtido foi definido com a média dos valores das três análises realizadas.

4.3 ENSAIOS RADIOQUÍMICOS

4.3.1 Análise por Ativação Neutrônica Instrumental

A análise por ativação com nêutrons instrumental foi empregada para determinar as concentrações dos elementos urânio (^{238}U) e tório (^{232}Th), e foram utilizados os materiais de referência certificados, Lake Sediment (SL1), da IAEA (International Atomic Energy Agency) e o Montana II, do NIST (National Institute of Standards and Technology), com a utilização do Reator de Pesquisa IEA-R1 do IPEN-CNEN/SP.

A concentração das amostras foi obtida pela comparação das áreas dos fotopicos pertencentes aos materiais de referência utilizados, que foram ativados juntamente com as amostras, para definir as concentrações dos elementos urânio (^{238}U) e tório (^{232}Th), utilizando a Equação 4 para o cálculo. A concentração foi obtida em mg kg^{-1} :

$$C_{ia} = \frac{A_{ia}(t)m_p C_{iP}}{A_{iP}(t)m_a} e^{\lambda(ta-tp)} \quad (4)$$

Sendo:

C_{ia} = concentração do elemento i na amostra (mg kg^{-1}); C_{iP} = concentração do elemento i no padrão (mg kg^{-1}); A_{ia} = atividade do elemento i na amostra (cps); A_{iP} = atividade do elemento i no padrão (cps); m_p e m_a = massa de padrão e amostra (g); λ = constante de decaimento do radioisótopo formado; $(t_a - t_p)$ = diferença do tempo entre a contagem da amostra e do padrão (min).

Foi utilizada a Equação 5 para a transformação das concentrações obtidas dos elementos U e Th em mg kg^{-1} , para concentração dos radionuclídeos ^{235}U e ^{232}Th em Bq kg^{-1} .

$$A_i = \lambda \frac{C_{iA} N_A}{M} \quad (5)$$

Sendo:

A_i = atividade específica do radioisótopo do elemento i (Bq kg^{-1}); λ = constante de decaimento do radioisótopo; C_{iA} = concentração do elemento i na amostra (mg kg^{-1}); N_A = constante de Avogadro (mol^{-1}); M = massa molar do átomo (kg mol^{-1}).

4.3.2 Espectrometria Gama

A espectrometria gama foi utilizada para medição do ^{40}K , o qual possui uma abundância natural de 0,0117% que emite raio gama com energia de 1460 KeV. Foi utilizado um detector de germânio hiperpuro (HPGe), modelo XTRa 2520, da marca Canberra com janela de berílio e eletrônica associada, que apresenta uma eficiência relativa de 25% e 2 KeV de resolução em relação ao Cobalto-60 (^{60}Co), que possui uma meia-vida de 5,27 anos aproximadamente. E para a posterior análise do espectro obtido e identificação da atividade do radionuclídeo, potássio-40, foi utilizado o programa InterWinnerGamma 6.0 da ORTEC.

Para o cálculo da concentração do elemento (Bq kg^{-1}), foi utilizada a Equação 6, calculando a área do pico obtido pelo espectro gama relacionado ao elemento em estudo.

$$Ci = \frac{A_j - B_g}{m_a \cdot t \cdot E_f \cdot I_\gamma} \quad (6)$$

Sendo:

C_i = concentração de atividade do radionuclídeo na amostra (Bq kg^{-1}); A_j = área líquida do pico da transição gama considerada (contagens); B_g = área líquida da radiação de fundo da transição gama (contagens); m_a = massa da amostra (kg); t = tempo de contagens (s); E_f = eficiência de contagem da energia da transição gama ($\text{cps}^{-1} \text{ dps}^{-1}$); I_γ = intensidade absoluta da transição gama considerada (%).

4.4 DETERMINAÇÃO DA DOSE ANUAL DE RADIAÇÃO (DAR)

A determinação da dose anual de radiação foi calculada com o objetivo de analisar, o potencial efeito biológico associado à exposição à radiação ionizante, ao indivíduo público, decorrente dos radionuclídeos em estudo presentes no lodo. Para tanto, este cálculo ficou restrito apenas a radiação terrestre, já que o material analisado, o lodo, constituído de sólidos orgânicos e inorgânicos, é proveniente principalmente da geologia local, além de composto por microrganismos e produtos químicos utilizados no processo.

Para o cálculo da dose anual de radiação foram utilizadas as concentrações dos elementos urânio (ppm), tório (ppm) e potássio (%), obtidas de acordo com a Tabela 10, utilizando a Equação 3 de Grasty e LaMarre (2004), obtendo assim, a dose anual de radiação expressa em $\mu\text{Sv/ano}$ (microsievert).

4.5 ESTATÍSTICA

Para análise e interpretação dos resultados obtidos, foi aplicada estatística básica, calculando medida de tendência central, como a média aritmética, e medida de dispersão relativa, como o coeficiente de variação. Foram obtidos os coeficientes de correlação de Pearson para verificar a correlação entre a turbidez e a concentração dos radionuclídeos. Para a determinação dos resultados estatísticos analisados nesse trabalho, foi utilizada planilha de Excel 2010.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ENSAIOS FÍSICOS, QUÍMICOS E MINERALÓGICOS

5.1.1 Fluorescência de Raios X

Os ensaios de fluorescência de raios x foram realizados no Complexo de Laboratórios Multiusuários (C-LAMBMU) da UEPG, e os resultados, expressos em percentagens dos óxidos analisados, são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2 - Resultados para as seis amostras do lodo de fluorescência de raios X

Composto químico	Amostra 1 (%)	Amostra 2 (%)	Amostra 3 (%)	Amostra 4 (%)	Amostra 5 (%)	Amostra 6 (%)
CO ₂	30,2	30,2	30,1	34,3	36,7	40,6
Al ₂ O ₃	33,1	33,6	31,0	27,4	28,7	28,8
SiO ₂	26,1	25,8	29,9	30,4	26,4	22,0
Fe ₂ O ₃	7,46	7,45	6,29	5,42	5,50	6,15
SO ₃	0,898	0,895	0,789	0,790	0,826	1,02
CaO	0,292	0,252	0,279	0,211	0,278	0,231
P ₂ O ₅	0,357	0,423	0,413	0,384	0,395	0,340
TiO ₂	0,898	0,701	0,608	0,433	0,545	0,305
K ₂ O	0,348	0,355	0,298	0,291	0,281	0,226
MgO	0,222	0,168	0,191	0,158	0,155	0,146
Outros Óxidos	0,1427	0,176	0,108	0,141	0,161	0,239

Fonte: A autora

Nota-se que a principal composição química do lodo, como mostra a Tabela 2, apresenta três principais óxidos, o Óxido de Alumínio (Al₂O₃ – 27,4% a 33,6%), Óxido de Silício (SiO₂ - 22% a 30,4%), e o Óxido Férrico (Fe₂O₃ – 5,42% a 7,46%), além do Gás Carbônico (CO₂ – 30,1% a 40,6%).

Estes óxidos apresentaram as maiores porcentagens, representando os principais componentes do lodo. Os elementos mencionados apresentam entre 96,86% a 97,55% de todo o material. Como mostrado nas análises, a grande

quantidade de gás carbônico deve estar relacionada à queima de matéria orgânica, presente em grande quantidade no lodo durante os ensaios.

As concentrações de Al_2O_3 no lodo são devido à utilização de PAC como coagulante nas ETAs, agregando-se ao lodo, contribuindo diretamente na composição dominante do alumínio presente. Richter (2001) afirma que o lodo com concentrações altas de sulfato de alumínio apresenta uma parcela pouco biodegradável podendo este elemento variar entre 15 a 40% da composição do lodo.

Devido às características geológicas e mineralógicas da área em estudo, os teores de óxido de cálcio (CaO) e óxido de potássio (K_2O) podem estar relacionados, em parte, à presença de minerais do grupo dos plagioclásios e feldspatos potássicos. O K_2O e o P_2O_5 podem estar relacionados com a presença de fertilizantes potássicos e fosfatados muito utilizados na agricultura.

Rodríguez et al. (2010), Huang e Wang (2013), Hoppen et al. (2006) e Ahmad et al. (2016), que estudaram lodo proveniente de ETAs que utilizavam coagulante à base de alumínio, encontraram concentrações de Al_2O_3 em torno de 50% menor que os encontrados nas amostras de lodo estudadas no presente trabalho. No entanto, as maiores concentrações encontradas correspondem aos mesmos elementos (Al_2O_3 , SiO_2 e Fe_2O_3), conforme Quadro 5.

Quadro 5 - Valores dos elementos SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 encontrados por outros autores

Autores	Valores encontrados		
	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3
Hoppen et al. (2006)	16,55%	13,07%	4,15%
Rodríguez et al. (2010)	29,63%	17,57%	5,18%
Huang e Wang (2013)	52,78%	21,20%	10,40%
Ahmad et al. (2016)	64,30%	14,38%	5,20%

Fonte: A autora

Esta diferença de valores pode estar relacionada à qualidade da água bruta, às técnicas de operação utilizadas nas ETAs, além de diferenças sazonais que interferem nas quantidades de materiais em suspensão e em solução na água bruta e dosagens de coagulante.

5.1.2 Difração de Raios X

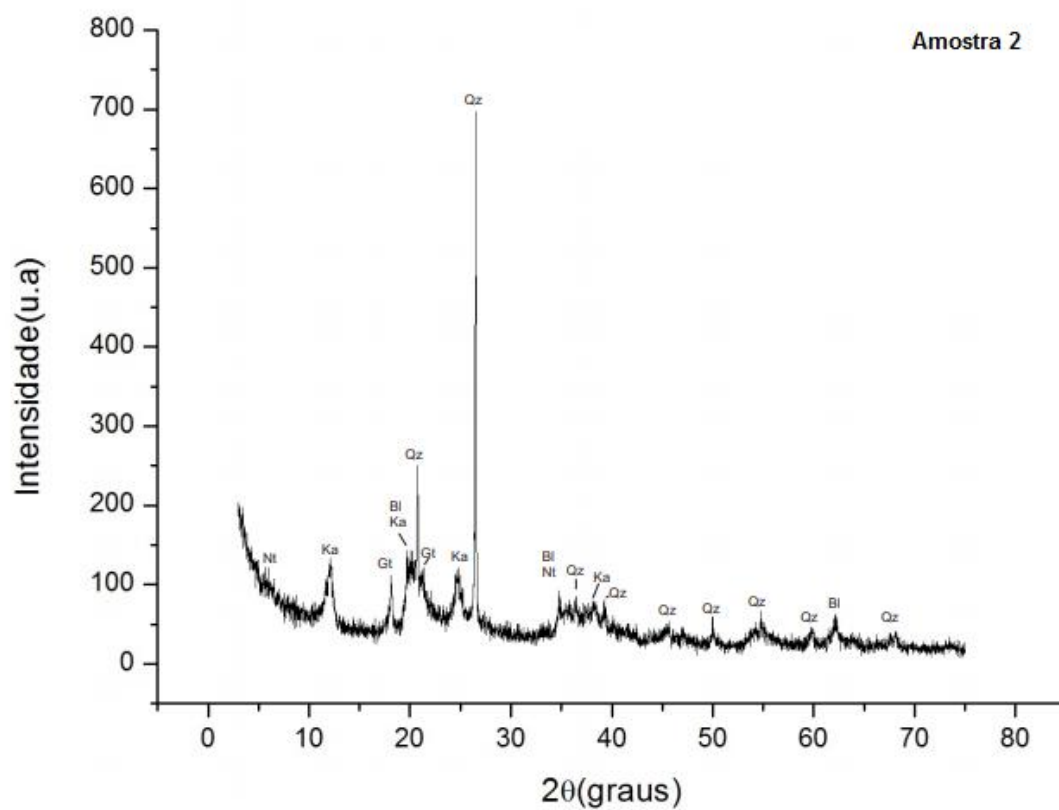
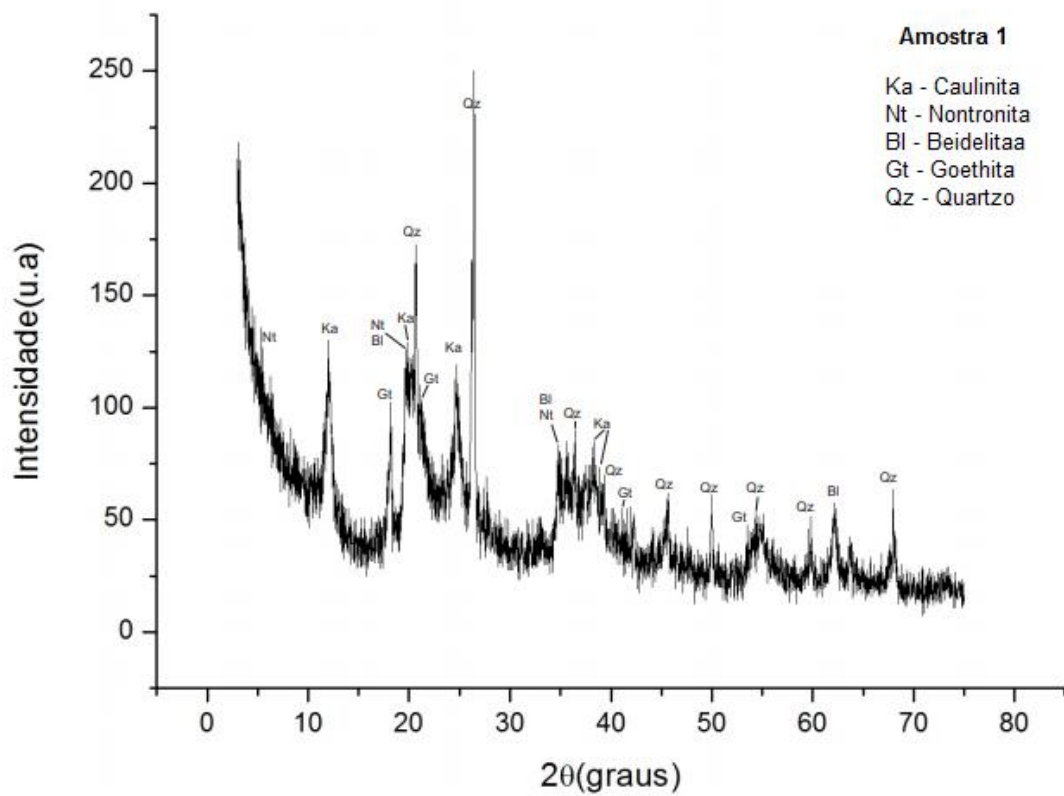
Os ensaios de difração de raios X geraram difratogramas para identificar as fases minerais presentes no lodo para sua caracterização, e uma possível correlação com a concentração de radionuclídeos em estudo, já que estes, através dos processos de intemperismo são carregados do seu local de origem.

Os minerais foram identificados por comparação com difratogramas respectivos (GODOY, 2010; RAMOS JÚNIOR et al., 2018). Pode-se observar nas Figuras 9, 10 e 11, picos bem definidos caracterizados pelos elementos presentes nas amostras de lodo. No entanto, há muitos picos indefinidos que provavelmente são decorrentes da grande quantidade de matéria orgânica presente no lodo.

Como se observa nas Figuras 9, 10 e 11, todas as amostras apresentaram fases cristalinas características da caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), do quartzo (SiO_2), e de argilominerais do grupo das esmectitas, como nontronita ($\text{Na}_{0,3}\text{Fe}_2^{3+}(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) e beidelita ($\text{Na}_{0,5}\text{Al}_{2,5}\text{Si}_{3,5}\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot (\text{H}_2\text{O})$), além da goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$), com predominância de caulinita e quartzo (TEIXEIRA et al., 2006; RODRÍGUEZ et al., 2010; KIZINIEVIČ et al. 2013; PINHEIRO et al., 2014; CREMADES et al., 2018).

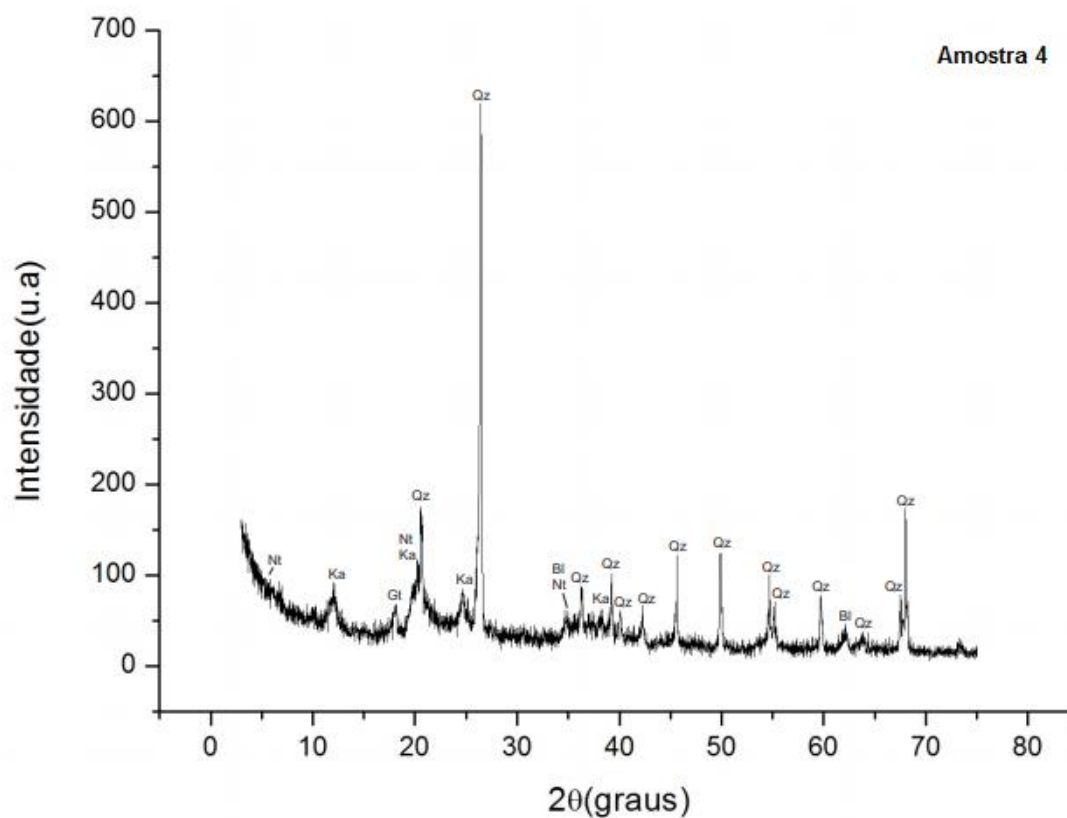
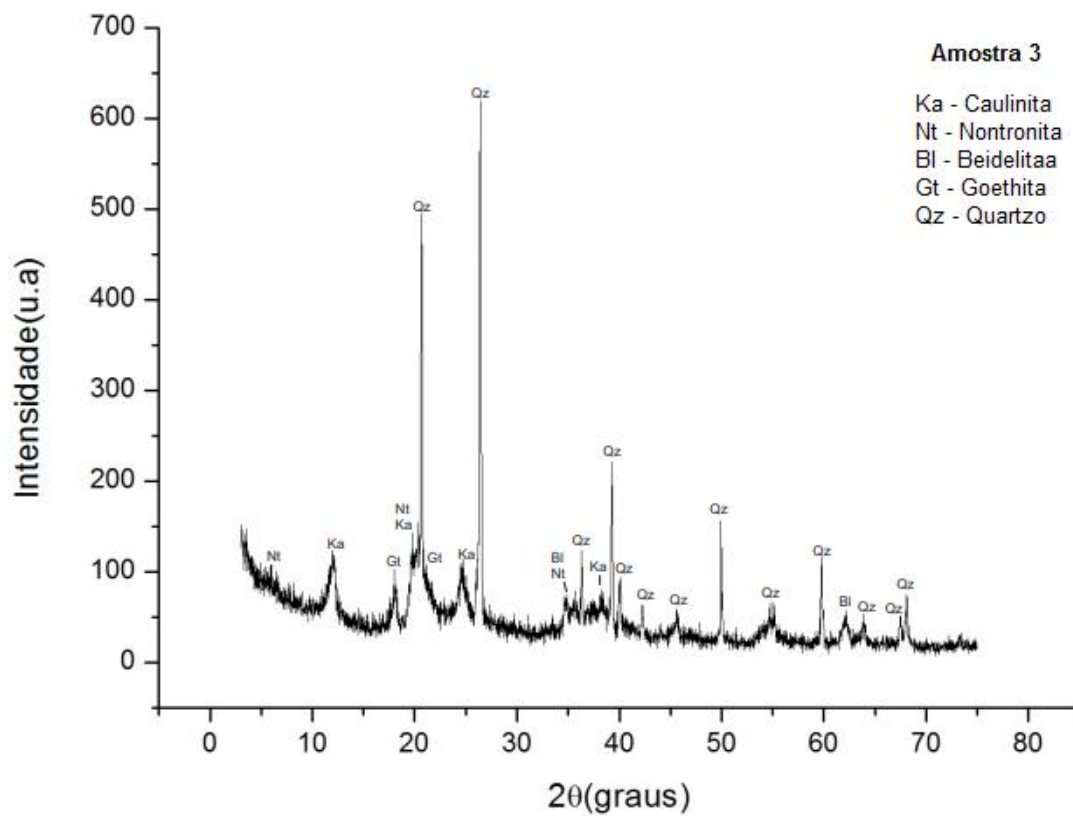
Os teores elevados de ferro podem estar ligados à presença da nontronita, que apresenta em sua composição grande quantidade deste elemento, e também à presença da goethita (CARRERA et al., 2008). A nontronita e beidelita podem estar relacionadas ao intemperismo de rochas básicas (principalmente diabásio) que ocorre com grande frequência na região na forma de diques (GODOY, 2010; GODOY et al., 2011). A presença destes argilominerais se mostram compatíveis com os elementos encontrados no ensaio de fluorescência de raios X, dada à natureza do lodo.

Figura 9 - Difratomogramas das amostras 1 e 2 do lodo



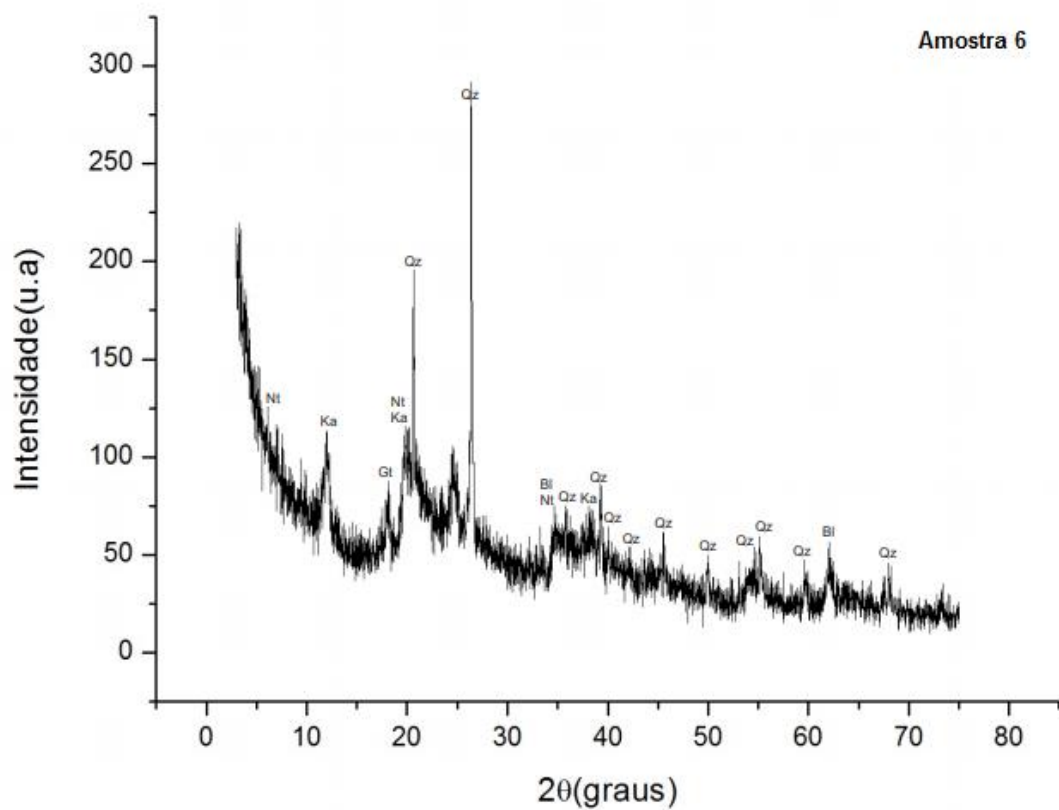
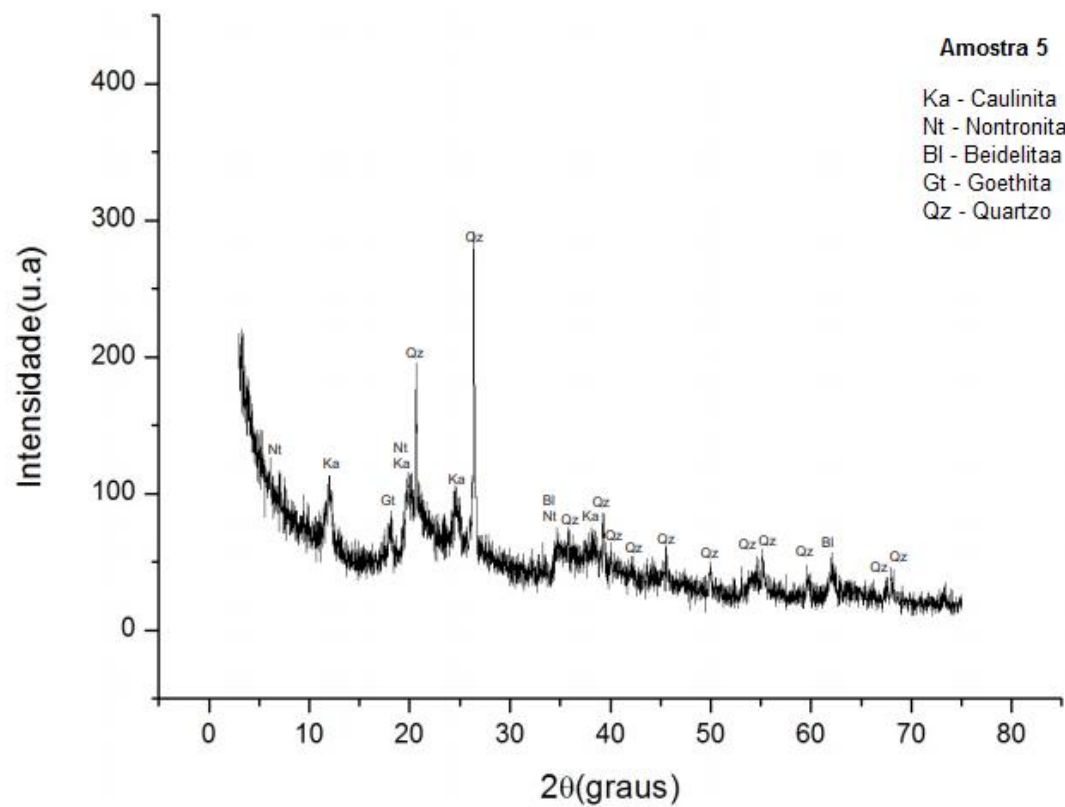
Fonte: A autora

Figura 10 - Difratomogramas das amostras 3 e 4 do lodo



Fonte: A autora

Figura 11 - Difratoformas das amostras 5 e 6 do lodo



Fonte: A autora

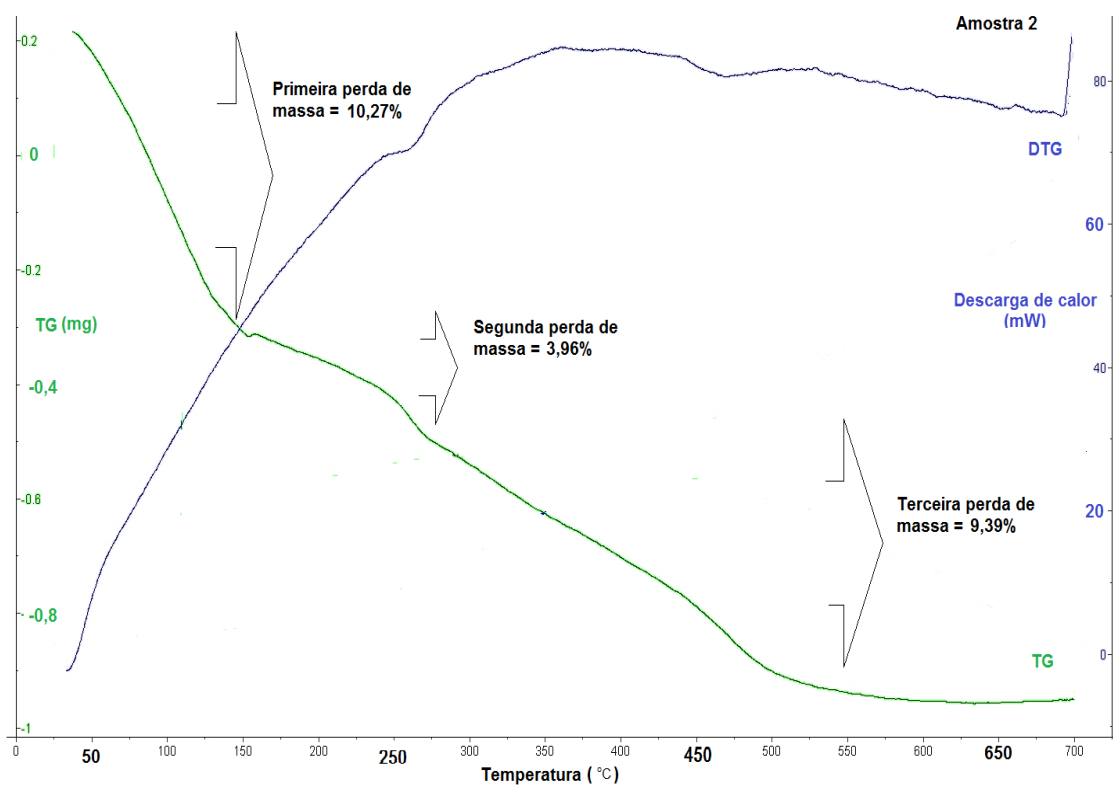
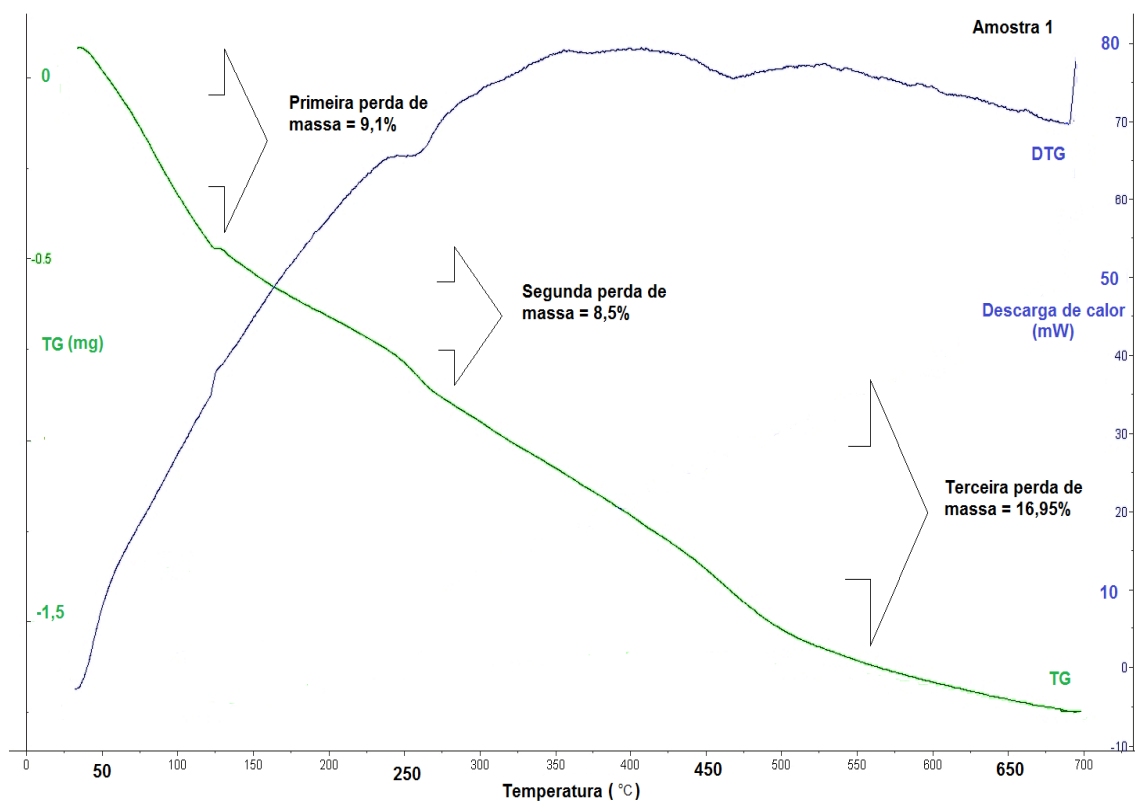
Fungaro e Silva (2014) e Ramos Júnior et al. (2018) encontraram resultados semelhantes ao estudar o lodo de ETA no estado de São Paulo para fabricação de tijolos, com a prevalência da caulinita e quartzo, além da ocorrência de outro mineral como a moscovita $[KAl_3Si_3O_{10}(OH)_2]$.

5.1.3 Análise Termogravimétrica

O comportamento térmico das amostras de lodo é mostrado nas Figuras 12, 13 e 14, geradas no software do equipamento utilizado, realizado pela análise termogravimétrica (TGA/TG) da amostra e sua derivada (DTG).

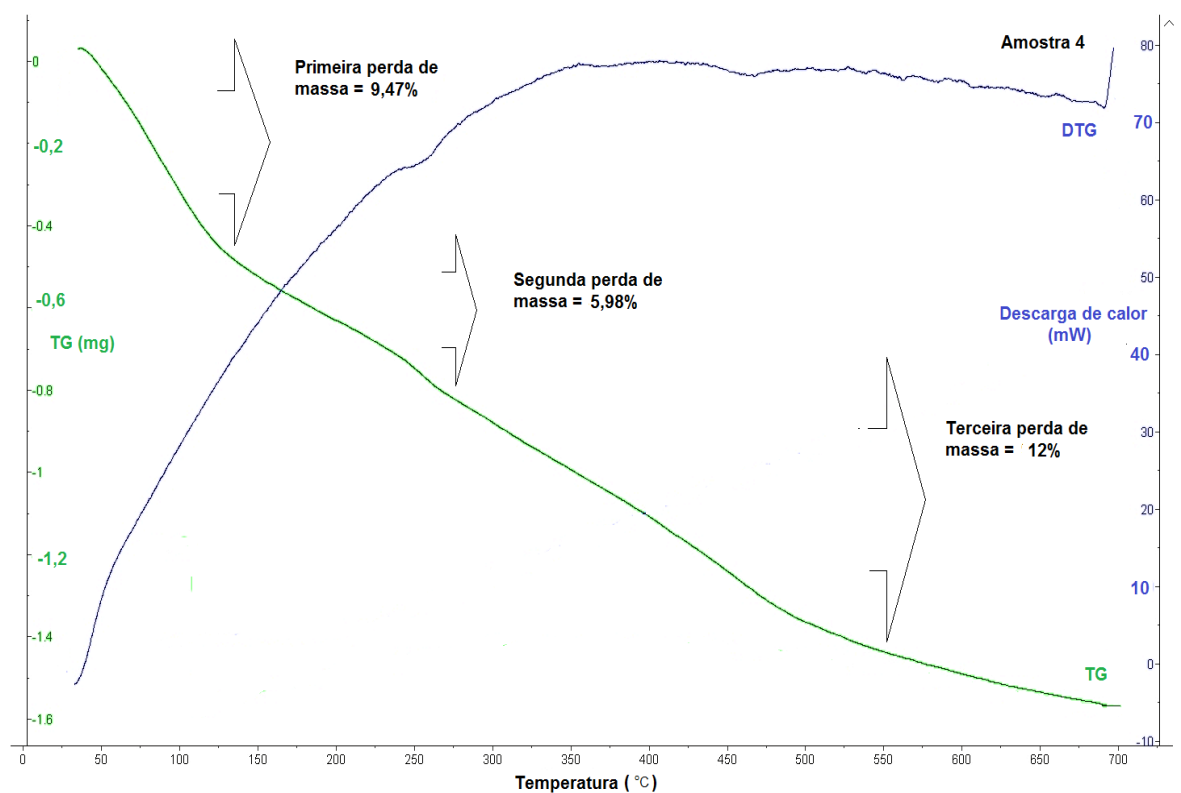
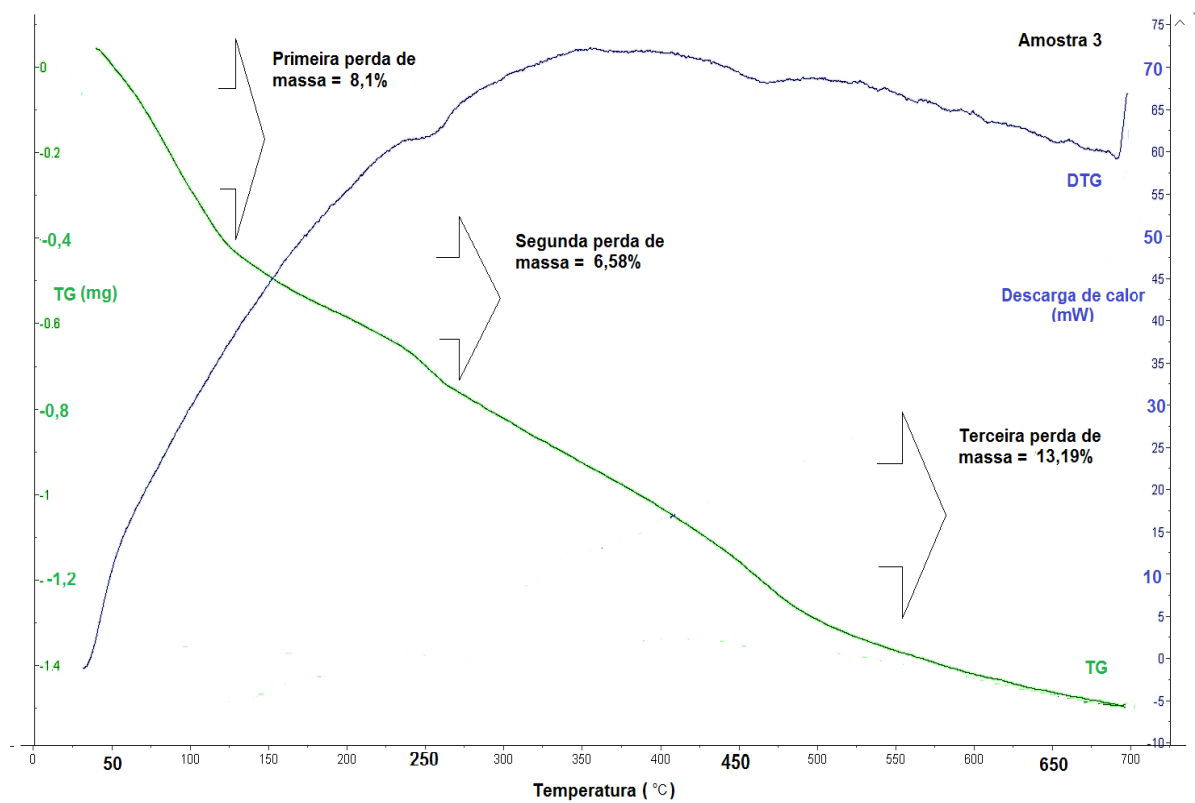
Todas as amostras analisadas apresentaram basicamente dois vales endotérmicos. O primeiro vale encontra-se na faixa de temperatura de 30 a 240^oC associado à perda de água fisicamente adsorvida e a desidratação dos hidróxidos existentes (goethita), o segundo vale endotérmico entre 270 e 440^oC relacionado à desidratação dos hidróxidos e a desidroxilação de argilomineral, caulinita, levando a formação de metacaulinita. Pode-se observar ainda, com similaridade nas amostras, um pico exotérmico que ocorreu na faixa de temperatura de 240 e 270^oC relacionado à decomposição da matéria orgânica e a presença de sulfatos, devido ao uso do coagulante a base de alumínio, e outro pico exotérmico entre 440 e 460^oC, nas amostras 4, 5 e 6 com menor intensidade, que pode estar ligado à combustão da matéria orgânica. E o último pico endotérmico em 690^oC pode ser decorrente da transformação da metacaulinita (OLIVEIRA et al., 2004; TEIXEIRA et al., 2006; RODRÍGUEZ et al. 2010; KIZINIEVIČ et al. 2013; FUNGARO; SILVA, 2014; LUCENA et al., 2016).

Figura 12 - Curvas TG e DTG das amostras 1 e 2



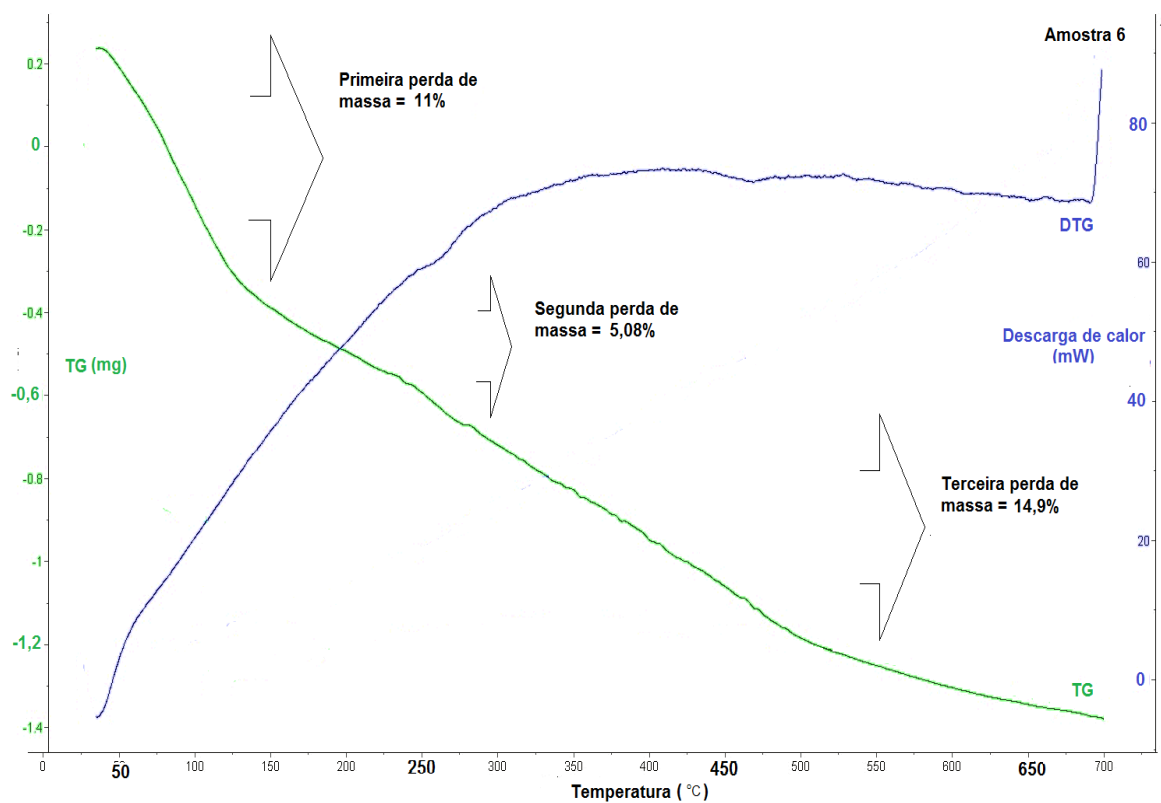
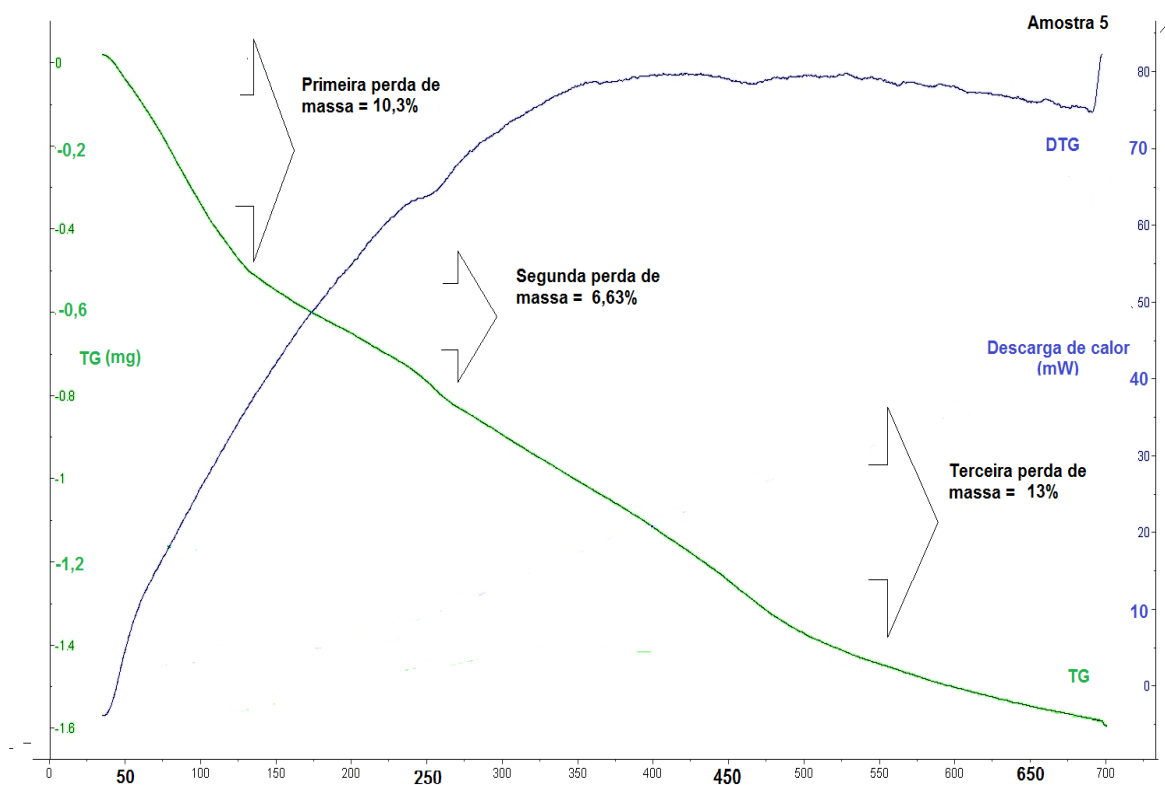
Fonte: A autora

Figura 13 - Curvas TG e DTG das amostras 3 e 4



Fonte: A autora

Figura 14 - Curvas TG e DTG das amostras 5 e 6



Fonte: A autora

Os eventos térmicos ocorridos são acompanhados de transferência de massa da amostra, os perfis de perda de massa, apresentados na Tabela 3. Se baseiam, basicamente, em três estágios durante o processo de degradação.

Essa perda de massa está ligada à eliminação de água adsorvida, hidroxilas e à decomposição de alguns dos materiais constituintes, assim como, da matéria orgânica. A primeira perda de massa ocorre devido à perda de água adsorvida e desidratação, atingindo o primeiro vale. A segunda perda de massa, entre o primeiro e o segundo vale, está ligada a desidratação e desidroxilação. E por fim, a terceira perda, entre o segundo e terceiro vale, relacionado à decomposição de matérias inorgânicas e orgânicas.

Tabela 3 - Perda de massa das amostras referentes às faixas de temperatura correspondentes

Perda de massa das amostras						
Faixa de temperatura (°C)	Amostra 1 (%)	Amostra 2 (%)	Amostra 3 (%)	Amostra 4 (%)	Amostra 5 (%)	Amostra 6 (%)
30 – 130	9,1	10,27	8,1	9,47	10,3	11
130 – 270	8,5	3,96	6,58	5,98	6,63	5,08
270 – 550	16,95	9,39	13,19	12	13	14,9
Total	34,55	23,62	27,87	27,45	29,93	30,98

Fonte: A autora

A primeira perda de massa ocorreu rapidamente, logo no início do ensaio, entre 30 e 130°C, com perda de massa de até 11%, enquanto a segunda ocorreu entre 130 e 270°C, com perda de massa de até 8,5%, e por fim o terceiro estágio ocorreu entre 270 e 550°C, com perda de massa de até 16,95%, valores compatíveis com os obtidos por Oliveira et al. (2004), Teixeira et al. (2006), Rodríguez et al. (2010), Fungaro e Silva (2014). Nota-se que a amostra 1 teve a maior perda de massa total comparado as outras amostras, com 16,95%, na faixa de temperatura entre 270 – 550°C, que pode estar relacionado a uma maior quantidade de matéria orgânica presente nesta amostra.

5.2 ENSAIOS RADIOQUÍMICOS

5.2.1 Análise por Ativação Neutrônica Instrumental e Espectrometria Gama nas Amostras de Lodo

Neste trabalho, a espectrometria gama foi utilizada para análise do elemento ^{40}K e a ativação neutrônica, para análise dos elementos ^{238}U e ^{232}Th .

Os resultados obtidos nas análises por ativação neutrônica e por espectrometria gama, originalmente expressos em Bq kg^{-1} (Tabela 4), foram convertidos de atividade de potássio, urânio e tório para concentrações de ^{40}K (%), ^{238}U (ppm) e ^{232}Th (ppm), utilizando as relações entre concentrações e atividades destes radionuclídeos propostas pela IAEA (1989, apud GRASTY; LAMARRE, 2004), conforme as Equações 7, 8 e 9.

$$1\%K = 313 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ de } ^{40}\text{K} \quad (7)$$

$$1\text{ppm eU} = 12,35 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ de } ^{238}\text{U} \quad (8)$$

$$1\text{ppm eTh} = 4,06 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ de } ^{232}\text{Th} \quad (9)$$

Como estas concentrações são estimadas pela radiação gama emitida pelo bismuto (^{214}Bi) e pelo tálio (^{208}Tl), respectivamente, são designadas de equivalente de urânio (eU) e equivalente de tório (eTh) como mostra a Tabela 5.

Tabela 4 - Concentrações dos radionuclídeos nas amostras de lodo em Bq kg^{-1}

Amostras de lodo	Concentração de Urânio (Bq kg^{-1})	Concentração de Tório (Bq kg^{-1})	Concentração de Potássio (Bq kg^{-1})
1	93,95 ± 3,75	71,33 ± 2,06	54 ± 16
2	97,67 ± 3,89	56,52 ± 1,67	60 ± 16
3	97,77 ± 3,55	68,41 ± 2,05	56 ± 14
4	102,83 ± 3,65	45,57 ± 1,37	51 ± 13
5	88,94 ± 3,34	53,58 ± 1,63	62 ± 13
6	74,77 ± 2,79	34,27 ± 1,08	61 ± 14

Fonte: A autora

A abundância desses elementos na crosta terrestre pode variar entre 2 e 3 ppm para o urânio, de 8 a 12 ppm para o tório, e entre 2 e 2,5% para potássio, sendo essa variação decorrente principalmente do tipo de rocha (DICKSON; SCOTT, 1997; MINTY, 1997; BONOTTO, 2004). Importante salientar, que o ^{40}K corresponde a 0,0117% de todo o potássio da crosta, ou seja, os teores de ^{40}K podem variar de 0,000234% a 0,000295%.

Pode-se observar na Tabela 5 que todas as amostras de urânio apresentaram valores acima dos indicados na crosta terrestre. Sendo o maior valor obtido na amostra 4 com concentração de 8,33 ppm e a menor concentração na amostra 5 com 7,20 ppm. O tório também apresentou elevadas concentrações, ficando somente as amostras 4 e 6 na faixa de concentração média na crosta terrestre, e sua maior concentração foi obtida na amostra 1 com um valor de 17,57 ppm. E o potássio, por sua vez, foi o que apresentou as maiores concentrações se comparadas com a indicada na crosta, em todas as amostras. A amostra 5 apresentou a maior concentração, com 0,198%, e a amostra 1, a menor concentração, com 0,173%.

Tabela 5 - Concentrações dos radionuclídeos obtidas pelos ensaios radioquímicos em ppm (urânio e tório) e em % (potássio)

Amostras de lodo	Concentração eU (ppm)	Concentração eTh (ppm)	Concentração ^{40}K (%)
1	7,61	17,57	0,173
2	7,91	13,92	0,192
3	7,92	16,85	0,179
4	8,33	11,22	0,163
5	7,20	13,20	0,198
6	6,06	8,44	0,195
Média	7,51	13,53	0,183
Coeficiente de Variação	10,68	25,34	7,61

Fonte: A autora

Conforme a Tabela 5, as amostras de lodo, apresentaram uma concentração média de urânio de 7,51 ppm apresentando uma concentração 2,5 vezes superior a concentração média encontrada na crosta terrestre. Enquanto a concentração média de tório foi de 13,53 ppm, com 1,53 ppm acima do normalmente encontrado na

crosta terrestre. E o potássio apresentou concentração média de 0,183 %, superando em torno de 15,64 vezes a média da crosta.

Nas amostras de lodo os elementos urânio e potássio apresentaram um coeficiente de variação baixo, ou seja, existe baixa dispersão quanto à média das concentrações, indicando que as concentrações obtidas estão distribuídas de forma homogênea. O tório apresentou um coeficiente de variação mais elevado, possuindo uma característica heterogênea que se pode notar ao verificar a discrepância dos valores encontrados, de acordo com a Tabela 5.

As análises da água bruta foram realizadas com o objetivo de comparar os valores de turbidez com as concentrações dos radionuclídeos encontradas nas amostras. Na Tabela 6 observam-se os valores de pH e turbidez da água bruta, com o pH variando de 7,5 a 8,0, e valores de turbidez entre 5,0 e 17,20 (NTU). As três últimas amostras (4, 5 e 6) apresentaram valores um pouco mais elevados de turbidez se comparado às três primeiras amostras (1, 2 e 3).

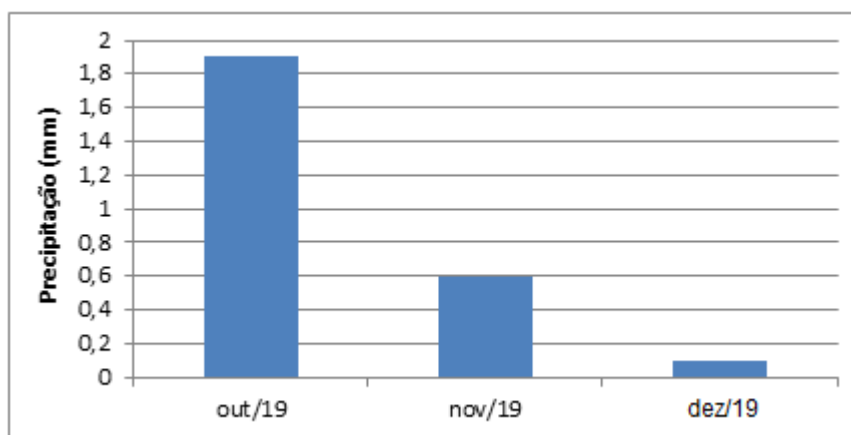
Tabela 6 - Resultados de pH e turbidez amostras de água bruta

Amostras de água bruta	ETA Pitangui		ETA Actiflo®	
	pH	Turbidez (NTU)	pH	Turbidez (NTU)
1	7,5	5,18	7,8	5,30
2	7,5	7,61	7,5	6,40
3	7,8	6,70	8,0	5,98
4	7,5	17,00	7,5	10,50
5	7,6	11,90	7,5	11,40
6	7,6	17,20	7,8	17,00

Fonte: A autora

A precipitação altera a turbidez das águas, tornando-as mais turvas, devido ao carreamento de sedimentos. Essa alteração pode interferir na concentração dos radionuclídeos. No período de coleta das amostras, ocorreram baixas precipitações (Figura 15), com acumulados de chuvas referentes ao mês de outubro de 1,9 mm, novembro de 0,6 mm, e 0,1 mm no mês de dezembro, até o dia da última coleta (IAPAR, 2020).

Figura 15 - Índice pluviométrico no período de coleta de amostras



Fonte: A autora

As amostras (1, 2 e 3) que tiveram valores maiores para o tório, apresentaram valores de turbidez relativamente mais baixos comparadas com as outras amostras. O resultado é compatível com o coeficiente de correlação de Pearson igual a -0,94, quando comparado com a turbidez na ETA Pitangui, e -0,92 com a turbidez na ETA Actiflo[®], conforme Tabela 7. Apresentando nas duas, correlação negativa forte, ou seja, quando a turbidez aumenta a concentração de tório diminui.

Os valores de urânio e potássio apresentaram coeficiente de correlação de Pearson baixo em relação à turbidez. Apenas, quando analisado a turbidez da ETA Actiflo[®] com a concentração do urânio, obteve-se coeficiente de correlação igual a 0,77, Tabela 7. Os valores de urânio sofre pequena oscilação nas últimas três amostras, quando ocorre variação na turbidez, apresentando o valor mais baixo, 6,06 ppm, na última amostra. Já os valores de potássio não apresentaram variação em sua concentração decorrente da variação da turbidez.

E em relação ao pH da água, não ocorreu qualquer influência do mesmo, na concentração dos radionuclídeos. Apresentando coeficiente de correlação de Pearson extremamente baixo para todos os elementos, não ultrapassando o valor de 0,4.

Tabela 7 – Coeficientes de correlação de Pearson da concentração de radionuclídeos com os valores de pH e turbidez de cada ETA

Elemento	ETA Pitangui		ETA Actiflo®	
	pH	Turbidez (NTU)	pH	Turbidez (NTU)
Urânio	-0,11	-0,38	0,23	-0,77
Tório	0,22	-0,94	0,36	-0,92
Potássio	0,17	0,04	0,12	0,41

Fonte: A autora

As concentrações relativamente elevadas de urânio, potássio e tório encontradas nas análises realizadas, certamente estão relacionadas às características do GSC e evidenciadas em vários trabalhos, citados anteriormente, se apresentando como região radioanômala.

O potássio, amplamente encontrado nos feldspatos potássio, característico da parte central do GSC, e altamente reativo e móvel em águas, apresentou valores mais elevados em relação aos outros dois elementos. O urânio que também apresenta grande mobilidade em águas principalmente em ambiente oxidante, comparado com o tório, que apresenta baixa mobilidade geoquímica. Entre os três elementos, o tório apresentou a menor concentração média nas amostras, possivelmente ligado a sua baixa mobilidade, por ser pouco solúvel em águas, portanto não sofre muita interferência do intemperismo.

O material intemperizado, contendo os radionuclídeos, acaba sendo carregado para a represa de Alagados responsável pelo abastecimento de água da cidade de Ponta Grossa. E por sua vez, ficam retidos no lodo, nas unidades de sedimentação no tratamento da água.

5.2.2 Análise por Ativação Neutrônica Instrumental e Espectrometria Gama nas Amostras de Água Filtrada

As amostras de água filtradas foram analisadas por ativação neutrônica e espectrometria gama, mesmo método de análise das amostras de lodo, para detecção e quantificação dos elementos urânio (^{238}U), tório (^{232}Th) e potássio (^{40}K). Os resultados obtidos de concentração, conforme Tabela 8, apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método.

Em outros trabalhos, Kleinschmidt e Akber (2007) e Montaña et al. (2013), demonstraram a eficiência do tratamento em ciclo completo para remoção de radionuclídeos da água, como esses elementos tendem a ficar aderidos ao material argiloso e areia, são eficientemente removidos durante os processos de tratamento de água.

A avaliação da qualidade da água é essencial para proteger a qualidade do meio ambiente, assim como, a saúde humana. O Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), indica valores limites somente para radioatividade (Rádio-226 = 1 Bq L⁻¹ e Rádio-228 = 0,1 Bq L⁻¹). Outros radionuclídeos devem ser investigados apenas quando solicitado pela CNEN.

Tabela 8 - Limites de detecção dos radionuclídeos na água filtrada (Inc – Incerteza/ LID - Limite de detecção)

Amostras água filtrada	Concentração Urânio (Bq/kg)		Concentração Tório (Bq/kg)		Concentração Potássio (Bq/kg)	
	LID	Inc	LID	Inc	LID	Inc
1	LID	< 0,735	LID	< 0,412	LID	< 10
2	LID	< 0,735	LID	< 0,412	LID	< 10
3	LID	< 0,735	LID	< 0,412	LID	< 9
4	LID	< 0,735	LID	< 0,412	LID	< 10
5	LID	< 0,735	LID	< 0,412	LID	< 9
6	LID	< 0,735	LID	< 0,412	LID	< 10

Fonte: A autora

De acordo com os padrões de potabilidade da água (BRASIL, 2017), as amostras de água tratada apresentaram valores de turbidez inferiores ao valor máximo permitido (0,5 NTU), e o pH também está dentro da faixa permitida (6 e 9,5) para água tratada, conforme apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados de pH e turbidez amostras de água filtrada

Amostras água filtrada	ETA Pitangui			ETA Actiflo®		
	pH	Turbidez (NTU)	Temperatura (°C)	pH	Turbidez (NTU)	Temperatura (°C)
1	7,17	0,27	23,7	7,39	0,48	23,9
2	6,96	0,26	20,6	7,17	0,37	20,5
3	7,1	0,26	18	7,0	0,40	18
4	7,0	0,27	19	7,0	0,43	19
5	7,14	0,40	20,3	6,9	0,42	20
6	6,63	0,22	22	6,87	0,41	22,1

Fonte: A autora

5.2.3 Quantidade de Radionuclídeos Contido no Lodo Seco por Mês

De acordo com a Tabela 1, a produção total de lodo seco, estimada, nas duas unidades de tratamento de Ponta Grossa, ficou em torno de 1.331,20 toneladas por mês. Comparando com os valores médios da Tabela 5, o lodo seco conteria concentrações consideráveis dos radionuclídeos estudados, como mostra a Tabela 10.

O lodo proveniente das ETAs Pitangui e Actiflo®, quando seco, podem acumular 10 kg de urânio (^{238}U), 18 kg de tório (^{232}Th) e 2436 kg de potássio (^{40}K), Tabela 10. Mostrando o quanto este material pode ser danoso ao meio ambiente e que deve receber tratamento e disposição final adequada, compatível com a sua composição.

Tabela 10 – Estimativa da quantidade de radionuclídeos contidos no lodo das ETAs por mês

Radionuclídeos	Concentração média contida nas amostras	Concentração média contida no lodo seco (mês)
Urânio	7,51 ppm	10 kg
Tório	13,53 ppm	18 kg
Potássio	0,183 %	2436 kg

Fonte: A autora

5.3 DOSE ANUAL DE RADIAÇÃO (DAR)

Para o cálculo da dose anual de radiação a que o indivíduo do público está exposto, foram utilizadas as concentrações de urânio (ppm), tório (ppm) e potássio (%) obtidas nas análises radiométricas, em conformidade com a Equação 3, de Grasty e LaMarre (2004), expressa em $\mu\text{Sv/ano}$ (microsievert), apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 - Dose efetiva de radiação anual

Amostras de lodo	Concentração eU (ppm)	Concentração eTh (ppm)	Concentração Potássio (%)	DAR ($\mu\text{Sv/ano}$)
1	7,61	17,57	0,173	531,47
2	7,91	13,92	0,192	488,77
3	7,92	16,85	0,179	531,66
4	8,33	11,22	0,163	460,32
5	7,20	13,20	0,198	454,76
6	6,06	8,44	0,195	345,07

Fonte: A autora

De acordo com a Tabela 11 pode-se observar que, apesar das concentrações mais elevadas de urânio, tório e potássio encontradas nas amostras de lodo estudadas, os valores da dose efetiva de radiação anual obtidos, com média de $468,67 \mu\text{Sv/ano}$, se encontram dentro da faixa do órgão regulador, próxima da dose média anual global. Este cálculo refere-se apenas à fonte natural de radiação terrestre.

As doses relativas obtidas mostram que o aumento na concentração desses elementos químicos presentes no lodo, podem causar prejuízos ao ser humano e o meio ambiente, justificando a importância do destino ambientalmente adequado ao lodo proveniente das ETAs de Ponta Grossa.

6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos indicam que o lodo das ETAs proveniente do município de Ponta Grossa, PR, apresenta concentrações relativamente elevadas dos radionuclídeos quanto à abundância normalmente encontrada na crosta terrestre. As concentrações médias encontradas foram: urânio (^{238}U) de 7,51 ppm, tório (^{232}Th) de 13,53 ppm e potássio (^{40}K) de 0,183%. O potássio foi o elemento que apresentou as concentrações mais altas, quando comparado às concentrações na crosta terrestre.

Do ponto de vista mineralógico, o lodo é constituído principalmente por caulinita e quartzo, além de argilominerais do grupo das esmectitas. No entanto, sua composição majoritária é Al_2O_3 , SiO_2 , Fe_2O_3 e matéria orgânica.

Com a presença dos radionuclídeos no lodo, é possível afirmar que o sistema de tratamento de água se mostrou eficiente na remoção destes elementos, garantindo água com qualidade obedecendo aos padrões de potabilidade.

Apesar das fontes de radiação serem naturais, as exposições são afetadas pela atividade humana, indicando o lodo como TENORM, e o método simples de descarga de lodo diretamente em corpos hídricos ou despejando em aterros sanitários não é uma solução sustentável.

A utilização desse material na indústria de construção civil pode ser considerada uma opção, mas deverá ocorrer estudos quanto ao conteúdo radioisotópico, já que os materiais de construção fornecem proteção contra a radiação do solo, mas eles próprios podem conter radionuclídeos que aumentam a exposição da população aos riscos da radiação ionizante.

Recomenda-se uma melhor avaliação sobre o descarte do lodo das ETAs de Ponta Grossa, pois atualmente não há destinação ambientalmente adequada. O lodo pode causar prejuízos à população e ao meio ambiente, com a possível dispersão dos radionuclídeos. A continuidade de pesquisas para desenvolver a gestão adequada do lodo com o alerta ao risco radiológico, são importantes para indicar disposição adequada, respeitando as normas ambientais.

No momento, sugere-se como forma mais segura de tratamento e disposição final do lodo das ETAs de Ponta Grossa, as etapas de condicionamento, adensamento e desidratação desse lodo, para posteriormente dispor em aterro industrial.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216. Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público**. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004. Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- AHMAD, T. et al. Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. **Procedia Environmental Sciences**. v. 35, p. 950 – 955. 2016.
- ANDRADE, C. et al. Compósito para a construção civil a partir de resíduos industriais. **Revista Matéria**, v.21, n.2, pp. 321 – 329, 2016.
- ANDRADE FILHO, A.G. et al. Hidrogramas unitários nas seções de estudo dos tributários do manancial alagados em Ponta Grossa- PR. **Revista de Engenharia e Tecnologia**. v. 3, n. 2, p. 107- 117, Ago. 2011.
- ANDREOLI, C. V. et al. Disposição final de lodos de Estação de Tratamento de Água. *In*: CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C.V. **Lodo de Estações de Tratamento de Água – Gestão e Perspectivas Tecnológicas**. 1. e d. Curitiba; Thinks Creative, 2013. p. 67-130.
- AWWA. **A Handbook on Drinking Water**. 6. ed. Colorado; Mc Graw Hill, 2011. 1696p.
- BAEZA, A. et al. Removal naturally occurring radionuclides from drinking water using a filter specifically designed for Drinking Water Treatment Plants. **Chemosphere**. v.157, p. 107–113. 2017.
- BENLALLA, A. et al. Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics bricks. **Applied Clay Science**. v. 118, p.171–177, 2015.
- BITTENCOURT, S. et al. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo adequado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.17, n.3, 315-324, jul-set. 2012.
- BRASIL. **Anexo XX da Portaria de Consolidação Nº 5 do Ministério da Saúde**, de 03 de outubro de 2017. Do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Publicado no D.O.U. Brasília: Ministério da Saúde, 2017.
- BRASIL. **Resolução CONAMA Nº357**, de 17 de março de 2005. Classificação de águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U. Brasília, DF, 2005.
- BRASIL. **Lei Nº 12.305 de 02 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Publicado no D.O.U. Brasília, DF, 2010.

BOURGEOIS, J. C. et al. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. **Water Research**. v. 38.p. 1173–1182. 2004.

BOTERO, W. G. et al. Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: Perspectivas de aplicação agrícola. **Química. Nova**. v. 32, n. 8, p. 2018-2022, 2009.

BONOTTO, D.M. Utilização de modelo isotópico de urânio no estudo de aquíferos do morro do ferro, Poços de Caldas (MG). **Revista Brasileira de Geociências**. p. 52-59, mar. 1994.

BONOTTO, D. M. **Radioatividade nas águas: da Inglaterra ao Guarani**. 1. ed. São Paulo; UNESP, 2004. 252 p.

CARVALHO, F. P. A água e os radionuclídeos das famílias radioativas naturais. **CAPTAR, ciência e ambiente para todos**. v.2, p. 17-25. 2010.

CARRERA, A. M. M. et al. Caracterização Mineralógica das Argilas da Península de Santa Elena, Equador. **REM: R. Esc. Minas**, Ouro Preto, v. 61, n. 1, p. 97-105, jan - mar. 2008.

CHEN, H. et. al. Reuse of water purification sludge as raw material in cement production. **Cement and Concrete Composites**. v. 32, n. 6, p. 436–439, jul. 2010.

CREMADES, L. V et al. Recycling of sludge from drinking water treatment as ceramic material for the manufacture of tiles. **Journal of Cleaner Production**. doi:10.1016/j.jclepro.2018.08.094. 2018.

CNEN. **Norma CNEN-NN3.01: Diretrizes Básicas de Proteção Radiológica**. Resolução CNEN 164/2014. Publicação no DOU em 11/03/2014.

COSTA, L. A. et al. Determinação de manganês em presença de ferro: análise de solo por ativação neutrônica instrumental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.36, n.3. mai-jun. Viçosa.. 2012.

DICKSON, B. L.; SCOTT, K. M. Interpretation of aerial gamma-ray surveys - adding the geochemical factors. **AGSO Journal of Australian Geology & Geophysics**. Austrália, v. 17, n. 2, p. 187-200. 1997.

DENARI, G. B.; CAVALHEIRO, E. T. G. **Princípios e Aplicações de Análises Térmicas**. Universidade de São Paulo; Instituto de Química de São Carlos. 2012. 48p. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/75/75135/tde-04042013-151955/publico/GabrielaBuenoDenari_Revisado_Anexo.pdf. Acesso em: 29 abr. 2021.

FERREIRA et. al. Gamaespectrometria do Granito Serra do Carambeí – PR. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL SOCIEDADE BRASILEIRA GEOFÍSICA, 7, 2001, Salvador. **Anais ...**Salvador; UFPR, 2001. Disponível em:

<http://www.geologia.ufpr.br/portal/wp-content/uploads/2017/08/ferreira294.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2021.

FERREIRA, F. J. F. et al. Levantamentos Gamaespectrométricos em Granitos Diferenciados. II: O Exemplo do Granito Joaquim Murtinho, Complexo Granítico Cunhaporanga, Paraná. **Revista do Instituto de Geociências - São Paulo**. v. 9, n. 1, p. 55-72, jan. 2009.

FERREIRA FILHO, S.S.; WAELKENS, B.E. Minimização da produção de lodo no tratamento de águas de abastecimento mediante uso do cloreto de polialumínio e sua disposição em estações de tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.14 n.3, p. 317-326, jul-set. 2009.

FERRETI, M. Princípios e aplicações de espectroscopia de fluorescência de Raios X (FRX) com instrumentação portátil para estudo de bens culturais. **Revista CPC**. n. 7, p. 74-98. 2009.

FIGUEIREDO, F.F.; NUVOLARI, A. Uso do lodo de estação de tratamento de água na fabricação de tijolos cerâmicos maciços. *In*: ICTR – CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2004, Florianópolis. **Anais...**Florianópolis; ICTR, 2004. Disponível em; <https://www.ipen.br/biblioteca/cd/ictr/2004/ARQUIVOS%20PDF/09/09-013.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2021.

FUNASA. **Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAs**. Brasília; Funasa, 2014. 112p.

FUNGARO, D. A.; SILVA, M. V. Utilization of Water Treatment Plant Sludge and Coal Fly Ash in Brick Manufacturing. **American Journal of Environmental Protection**.v. 2, n. 5, p. 83-88. 2014.

FONOLLOSA, E. et al. Presence of radionuclides in sludge from conventional drinking water treatment plants. A review. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 141, p. 24 - 31. 2015.

GILMORE, G. R. **Practical Gamma-ray Spectrometry**. 2. ed. Wiley; John Wiley & Sons, 2008. 408p. p 25-38. ISBN: 978-0-470-86196-7

GRASTY, R. L.; LAMARRE, J. R. The annual effective dose from natural sources of ionising radiation in canada. **Radiation Protection Dosimetry**. v. 108, n. 3, p. 215---226. 2004.

GODOY, L.C. **Radioanomalias no granito serra do carambeí - pr e possíveis implicações no uso e ocupação do solo**. 2010. Tese (Doutorado em Geologia Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2010.

GODOY, L.C. et al. Comportamento dos radionuclídeos potássio, urânio e tório em relação à granulação dos depósitos cenozóicos que capeiam o granito Serra do Carambeí – Pr. **Terr@Plural**. Ponta Grossa, v.4, n.1, p.95-111, jan./jun. 2010.

GODOY, L. C. et al. Distribuição de K, U e Th e avaliação da dose anual de radiação na região do Granito Serra do Carambeí. **Revista Brasileira de Geofísica**. v. 29, p. 359-375. 2011.

GOMES, I. A. et al. Caracterização geomorfológica e análise da produção de sedimentos da bacia hidrográfica do rio Pitangui – PR. **Revista Geográfica de América Central Número Especial EGAL**. Costa Rica II Semestre. p. 1-10. 2011.

GONÇALVES, C. et al. Aplicação da Análise de Ativação Neutrônica á investigação da composição de solos e sedimento da bacia rio Vila Nova e Vale do rio Amapari, Amapá-Brasil. **Geochimica Brasilienses**. v. 13, p. 27-39. 1999.

GONÇALVES, D.R.P.; ROCHA, C.H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília. v.51, n.9, p.1172-1183, set. 2016.

GUERRA, R.C.; ANGELIS, D.F.D. Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário. **Arquivo do Instituto Biológico**. São Paulo, v.72, n.1, p.87-91, jan-mar. 2005.

GUIMARÃES, G.B. et al. The Aerogeophysical Project Serra do Mar Sul in the region of the Cunhaporanga Granitic Complex, Paraná, Southern Brazil: analysis of the gamma-ray spectrometric survey. **Brazilian Journal of Geophysics**. v.19. 2001.

GUIMARAES, G.B. **As rochas Granitóides do Compleco Granítico Cunhaporanga, Paraná: Aspectos Geológicos, Geofísicos, Geoquímicos e Mineralógicos**. 2000. Tese (Doutorado em Mineralogia e Petrologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

HAMEED, Y. T. et al. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminium chloride, and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 494-503, 2016.

HOPPEN, C. et al. Co-disposição de lodo centrifugado de Estação de Tratamento de Água (ETA) em matriz de concreto: método alternativo de preservação ambiental. **Cerâmica**. v. 51, n. 318, p. 85-95, jun. 2005.

HOPPEN, C. et al. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento portland para reduzir o impacto ambiental. **Química Nova**. v. 29, n. 1, p. 79-84. 2006.

HUANG, C.; WANG, S.. Application of water treatment sludge in the manufacturing of lightweight aggregate. **Construction and Building Materials**. v. 43, p.174-183. 2013.

IAEA. **Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation**. **Technical Reports Series**. v. 419. Vienna; IAEA, 2003. 208p. 7-49p. ISBN 92-0-112503-8.

IAPAR. **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Londrina; IAPAR, 2019. p. 21-209. ISBN 978-85-88184-58-3.

IAPAR. **Redes de estações meteorológicas no Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=890>. Acesso em 19 de ago. de 2020.

IBGE. **Cidades**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/ponta-grossa/panorama>. Acesso em 20 de jun. de 2020.

KATAYAMA, V. T. et al. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 20, n.4, p.559-569, out-dez. 2015.

KIZINIEVIČ, O. et al. Utilisation of sludge waste from water treatment for ceramic products. **Construction and Building Materials**. v. 41, p. 464–473. 2013.

KLEINSCHMIDT, R.; AKBER, R. Naturally occurring radionuclides in materials derived from urban water treatment plants in southeast Queensland, Australia. **Journal of Environmental Radioactivity**. v. 99, p. 607 – 620. 2008.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurement**. 3. ed. Nova York; John Wiley & Sons, Inc, 2000. 816p. 307-353p. ISBN 0-471-07338.

KONDAGESKI, J. H. et al. Pesquisas Interdisciplinares e a Estruturação dos Estudos da rede Interinstitucional de Pesquisa em Lodo de Água. *In*: CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C.V. **Lodo de Estação de Tratamento de Água – Gestão e Perspectivas Tecnológicas**. 1. e d. Curitiba; Thinks Creative, 2013. p. 47-66.

KRISHNAN, P. et al. Recovery of Water Treatment Residue into Clay Bricks. **Chemical Engineering Transactions**. v. 56, p. 1837 – 1841. 2017.

LUCENA, L. C. et al. Characterization and evaluation of the potential use of sludge from stp and wtp in paving. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**. Jaboticabal, v.36, n.1, p.166-178, jan.-fev. 2016.

LUSTOSA, J. B. et al. Tratamento e aproveitamento de água de lavagem de filtro em estação de tratamento de água. **Revista DAE**. p. 44 – 61. Maio 2017.

MACHADO, L.D.B.; MATOS, J.R. *In*: CANEVAROLO JUNIOR, S. V. Análise térmica diferencial e calorimetria exploratória diferencial. **Técnicas de caracterização de polímeros**. 1. ed. São Paulo; Artliber, 2004.p. 229-261. ISBN-13 978-8588098190.

MAZZILLI, B. P. et al. **Radioatividade no meio ambiente e avaliação de impacto radiológico ambiental**. 1. ed. São Paulo; IPEN, 2013. 92p. TNA—5457.

MASUMOTO, K.; SEGEBADE, C. Photon Activation Analysis. **Encyclopedia of Analytical Chemistry**. 1. ed. John Wiley & Sons, Ltd, 2006. 1-25 p. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1002/9780470027318.a6211>. Acesso em 27 de abr. de 2021.

MATOS, M.R.U.; GIRARD, L. Caracterização físico-química e ensaios de adensamento em coluna do lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Água de grande porte. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. n. 28, p. 34-43, jun. 2013.

MELO et al. Relevo e hidrografia dos Campos Gerais. *In*: MELO, M. S.; MORO, R. S.; GUIMARÃES, G. B. **Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa; UEPG, 2007. p. 49-58. ISBN: 978-85-7798-004-8.

MENEGUZZO, I.S. As superfícies de erosão no médio curso da bacia do rio Pitanguí, Estado do Paraná. **Revista Perspectiva Geográfica**. Unioste. v. 9, n. 10. 2014.

MINTY, B.R.S. Fundamentals of airborne gamma-ray spectrometry. **AGSO – Journal of Australian Geology & Geophysics**, v. 17, n.2, p. 39-50. 1997.

MONTAÑA, M. et al. The presence of radionuclides in wastewater treatment plants in Spain and their effect on human health. **Journal of Cleaner Production**. v. 60, p.77–82. 2013.

MORO, R. S. et al. Heterogeneidade espacial do fitoplâncton na Represa Alagados – Ponta Grossa/PR. **Publicatio UEPG Ciência Biologia e Saúde**. Ponta Grossa. p. 21-30. 2003.

OLIVEIRA, E. M. S. et al. Caracterização de resíduo (lodo) proveniente de estação de tratamento de águas visando sua utilização em cerâmica vermelha. **Cerâmica**. v. 50, p. 324-330. 2004.

OLIVEIRA, C. A. et al. Estudo do reaproveitamento da água de lavagem de filtro na ETA Anápolis/ GO. *In*: III CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL GOIÂNIA/GO, 3, 2012, Goiânia. **Anais...Goiânia**; IBEAS, 2012. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2012/IX-012.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2021.

OLIVEIRA, N.F.; COSTA, E.S. Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário. *In*: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2013, Salvador. **Anais...Salvador**; IBEAS, 2013. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2013/IX-009.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2021.

OKUNO, E. **Radiação: Efeitos, Riscos e Benefícios**. 1. ed. São Paulo; Oficina de Textos, 2018. 144p. ISBN: 978-85-7975-299-5.

PALOMO, M. et al. 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**. v. 68, p. 474–480. 2010.

PAZ, E. C. S. et al. Diagnóstico de produção de lodo na estação de tratamento de água em Palmas-TO. **Revista de Engenharia e Tecnologia**. v. 10, n. 1, p. 80-87, abr. 2018.

PERREIRA, T. K. **Padrões estruturais e funcionais das paisagens ripárias do rio Pitangui e Jotuba no Primeiro Planalto Paranaense**. 2012. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território). Universidade Estadual de Ponta Grossa, Paraná, 2012.

PINHEIRO, B. C. A. et al. Lodo proveniente da estação de tratamento de água do município de Leopoldina, MG, para aproveitamento na indústria de cerâmica vermelha Parte I: caracterização do lodo. **Revista Matéria**, v.19, n.3, p. 204 -211. 2014.

PETTA, R.A.; CAMPOS, T.F.C. O gás radônio e suas implicações para a saúde pública. **Revista de Geologia**, v. 26, n. 2, p. 7 – 18. 2013.

PINTO-COELHO, C. V. **O Granito Serra do Carambeí-PR e as anomalias uníferas associadas**. 1986. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade de Brasília, Brasília, 1986.

QUEIROZ, M. T. A. et al. Estudo sobre os teores de Tório, Urânio e Potássio nas águas superficiais e sedimento marginal do Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v 22, n. 2. Epub, jan. 2017.

RAMOS JUNIOR, S. B. et al. Use of water treatment sludge in ceramic matrix for manufacturing bricks. **Journal of Engineering and Technology for Industrial Applications**. ITEGAM-JETIA. v. 04, n. 15, p. 72-79, set. 2018.

REALI, M. A. P. et al. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água. **PROSAB**. 1. ed. Rio de Janeiro; ABES, 1999. 233p.

RICHTER, C. A. **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. 1. ed. São Paulo; Edgard Blucher LTDA. 2001. 112p. ISBN: 9788521202899.

RODRIGUES, L. P.; HOLANDA, J.N.F. Influência da incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solocimento. **Cerâmica**. v. 59, p.551-556. Campos dos Goytacazes-RJ. 2013.

RODRÍGUEZ, N. H. et al. Re-use of drinking water treatment plant (DWTP) sludge: Characterization and technological behaviour of cement mortars with atomized sludge additions. **Cement and Concrete Research**. p.778–786. 2010.

ROLLINSON, H. R. Using Geochemical Data: Evaluation, Presentation, Interpretation. **Routledge, Taylor & Francis Group**. London and New York. 73p. 2013.

SANTOS, E. S. et al. Espectrometria de fluorescência de raios-x na determinação de espécies químicas. **Enciclopédia Biosfera**. Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.9, n.17. 2013.

SANTOS JÚNIOR, J. A. et al. Estudo comparativo entre os detectores HPGe e NaI(Tl) na determinação de ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K em amostras de solo. **Scientia Plena**. v.5, n. 4. 2009.

SANTOS JÚNIOR, J.A. et al. Influence of terrestrial radionuclides on environmental gamma exposure in a uranium deposit in Paraíba, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**.v. 141, p. 154–159. 2017.

SEGEBADE, C. et al. Principles, methodologies, and applications of photon activation analysis: a review. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**. p.443–459. 2017.

SEGEBADE, C. **Photon activation analysis: past, present, and future - a brief CV of PAA**. Quebec, Canada, jul-ago. 2017.

SEMA. **Resolução SEMA nº 021/09**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Curitiba, PR, 2009.

SILVEIRA, M. A. G. et al. Radiação Natural em resíduos gerados no processo de produção de ácido fosfórico. *In*: INTERNATIONAL JOINT CONFERENCE RADIO 2014, 2014, Gramado. **Anais...**Gramado; SBPR, 2014. Disponível em: <https://www.sbpr.org.br/conteudo.php?p=joint-conference&lng=pt>. Acesso em: 29 abr. 2021.

SILVEIRA, A. C. H. et al. Clarificação e adensamento de resíduos gerados em ETA de dupla filtração com o uso de polímeros sintéticos. *In*: CONGRESSO ABES-FENASAN, 2017, São Paulo. **Anais...**São Paulo; ABES/FENASAN, 2017. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/clarificacao-e-adensamento/>. Acesso em: 29 abr. 2021.

SPINOSA, L. et al. Sustainable and Innovative Solutions for Sewage Sludge Management. **Water**. v. 3, p. 702-717. 2011.

SKWARZEC, B. Analysis of Radionuclides. *In*: BARANOWSKA, I. **Handbook of Trace Analysis**. 2. ed. Polônia; Springer, 2016. p. 431–453. ISBN: 978-3-319-19614-5.

TARTARI, R. et al. Lodo gerado na estação de tratamento de água Tamanduá, Foz do Iguaçu, PR, como aditivo em argilas para cerâmica vermelha. Parte I: Caracterização do lodo e de argilas do terceiro planalto paranaense. **Cerâmica**. v. 57, p. 288-293. 2011.

TEIXEIRA, S. R. et al. Efeito da adição de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades de material cerâmico estrutural. **Cerâmica**. v. 52, p. 215-220. 2006.

ULBRICH, H. H. G. J. et al.. Levantamentos gamaespectrométricos em granitos diferenciados. I: revisão da metodologia e do comportamento geoquímico dos

elementos K, Th e U. **Revista do Instituto de Geociências USP. Série Científica.** São Paulo, v. 9, n. 1, p. 33-53, 2009.

UNSCEAR. **Sources and effects of ionizing radiation.** v. 1. Nova York; UNSCEAR, 2008. 683 p.

USEPA. **Drinking water treatment plant residual management technical report:** Summary of residuals generation, treatment and disposal at large community water systems. Estados Unidos; EPA, 2011. 378p.

VASCONCELOS, D.C. **Estudo da radioatividade natural em areias de praias do extremo sul da Bahia utilizando métodos de análises nucleares.** 2010. Tese de Doutorado (Programa de Pós-graduação em Ciências e Técnicas Nucleares, Departamento de Engenharia Nuclear). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.

WAGNER, L. F. et al. Avaliação de estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio recebendo lodo de estação de tratamento de água Actiflo®. **Eng. Sanit. Ambient.** v.24, n. 4, p.709-717. 2019.

WIECHETECK, G.K.; DENIS, A. Avaliação do uso de Lodo de ETA em solo cimento para aplicação em pavimentação. *In:* CARNEIRO, C.; ANDREOLI, C.V. **Lodo de Estações de Tratamento de Água – Gestão e Perspectivas Tecnológicas.** 1. e d. Curitiba; Thinks Creative, 2013. Cap 14. p. 539-560 p.

WHO. **Guidelines for drinking water quality.** 4. ed. Malta; Gutenberg, 2011. 564p. ISBN 978 92 4 154815 1.

ZOUBOULIS, A. et. al. Comparison of Efficiency between Poly-aluminium Chloride and Aluminium Sulphate Coagulants during Full-scale Experiments in a Drinking Water Treatment Plant. **Separation Science and Technology.** v. 43, p.1507-1519. 2008.