

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Civil

P
P
E
C



TESE DE DOUTORADO

ATENUAÇÃO DO ALUMÍNIO DO RESÍDUO DE
ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR
VERMICOMPOSTAGEM E ADSORÇÃO

Rosangela Gomes Tavares

Orientadores:
Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho
Dra. Luciana Pereira
Prof. Dr. Marcus Metri Correa

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
DOUTORADO EM GEOTECNIA AMBIENTAL**

**ATENUAÇÃO DO ALUMÍNIO DO RESÍDUO DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ÁGUA POR VERMICOMPOSTAGEM E
ADSORÇÃO**

ROSÂNGELA GOMES TAVARES

RECIFE, DEZEMBRO DE 2016

Rosângela Gomes Tavares

**ATENUAÇÃO DO ALUMÍNIO DO RESÍDUO DE ESTAÇÕES DE
TRATAMENTO DE ÁGUA POR VERMICOMPOSTAGEM E
ADSORÇÃO**

Tese submetida ao corpo docente da Coordenação do Programa de Pós-graduação da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de doutor em Engenharia Civil.

Orientadores:

Prof. Dr. Maurício A. da Motta Sobrinho (UFPE)

Dra. Luciana Pereira (UMinho)

Co-orientador:

Prof. Dr. Marcus Metri Corrêa (UFRPE)

**RECIFE
2016**

Catálogo na fonte
Bibliotecária Valdicêa Alves, CRB-4 / 1260

T231a Tavares, Rosângela Gomes.
Atenuação do alumínio do resíduo de estações de tratamento de água
por vermicompostagem e adsorção / Rosângela Gomes Tavares. - 2016.
207folhas, Il.; Tabs.; Abr. e Sigl.

Orientadores: Prof. Dr. Maurício A. da Motta Sobrinho e Prof.^a Dr.^a
Luciana José Ribeiro Pereira.
Coorientador: Prof. Dr. Marcus Metri Corrêa.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.
Programa de Pós-Graduação Engenharia Civil, 2016.

Inclui: Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Adsorção. 3. Alumínio. 4. Impacto ambiental.
5. Lodo. 6. Vermicompostagem. I. Motta Sobrinho, Maurício A. da; e
Pereira, Luciana José Ribeiro(Orientadores). II. Corrêa, Marcus
Metri(Coorientador). III.Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2017-11



TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE POS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL.

Defendida por **Rosângela Gomes Tavares**

Aprovada em 021/12/2016 por:

Prof. Dr Maurício Alves da Motta Sobrinho

Departamento de Engenharia Química da UFPE / Orientador Interno

Dra. Luciana Pereira

Depto. de Engenharia Biológica da UMinho / Orientador Externo

Profa. Dra. Marisete Dantas Aquino

Depto. de Eng. Sanitária e Ambiental da UFC / Examinador Externo

Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva

Depto. de Química e Meio ambiente do IFCE– Examinador Externo

Profa. Dra. Rossana Barbosa Pragana

Unid. Academ. de Serra Talhada da UFRPE / Examinador Externo

Prof. Dr. Ronaldo Faustino da Silva

Departamento de Engenharia Civil do IFPE / Examinador Externo

Profa. Dra. Maria do Carmo Martins Sobral

Departamento de Engenharia Civil da UFPE / Examinador Interno

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Rosângela Gomes Tavares, primeira filha do casal Rodolfo Bezerra Tavares e Leoneide Gomes Tavares, nascida na cidade do Recife, estado do Pernambuco. Iniciou seus estudos aos seis anos e com 15 anos adentrou no curso técnico em química, na Escola Técnica Estadual de Pernambuco. Em 1989, ingressou no curso de Bacharelado em Química, na Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP), concluindo em 1993. Em 1995 iniciou o curso de Engenharia química, graduando-se em Julho de 1998, também pela UNICAP. De 1998 a 2004, exerceu suas atividades profissionais, que contemplam a área da engenharia química no tratamento e controle da qualidade da água para abastecimento humana, na Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) e de 2004 a 2009, na Agência Pernambucana de Saneamento, ARPE, onde desempenhou atividade e regulação dos serviços de saneamento. Em ambas integrou o grupo de engenharia. Em 2001, ingressou no curso de Pós graduação em Engenharia Civil na Universidade Federal de Pernambuco (UFRPE), concluindo os requisitos exigidos para obtenção do título de “Mestre em Engenharia Civil, área de concentração de Tecnologia Ambiental e Saneamento” no segundo semestre de 2003. Em 2007, foi aprovada como professora substituta para o curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da UFRPE e, em 2009 foi aprovada, em concurso, para integrar o corpo efetivo de docente da UFRPE, atuando até ao momento como professor das disciplinas Biodinâmica Agrícola e Ambiental e Avaliação de Impacto Ambiental. I. Ingressou no curso de Pós graduação em Engenharia Civil na Universidade Federal de Pernambuco (UFRPE), na modalidade doutorado, no ano de 2011. Nesta fase, realizou parte de seus estudos no Centro de Engenharia Biológica da Universidade do Minho, em Portugal, no período de 2014 a 2015, obtendo o título de doutor em Engenharia Civil, área de concentração Geotecnia, em dezembro de 2016. Desde que adentrou na vida acadêmica vem orientando vários alunos, na modalidade de finalização de curso de graduação e especialização e participando de vários eventos nacionais e internacional, com publicações em anais e capítulo de livros. E a finalização desta pesquisa gerou 4 artigos em periódicos.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Rodolfo (in memorian) e Leoneide, que dignamente me apresentaram ao caminho da honestidade e persistência. Ao meu marido Valmir pelo apoio incondicional em todos os momentos, principalmente nos de incerteza, muito comuns para quem tenta trilhar novos caminhos. E aos meus filhos Bruno e Marinna, meus amores, sem vocês nenhuma conquista valeria a pena.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que esquadrinha o meu andar e conhece todos os meus caminhos, meu maior agradecimento, por todas as bênçãos que me concedeu nessa caminhada.

À minha família, pelo estímulo, apoio e paciência.

Ao Prof. Mauricio Motta, o meu reconhecimento pela oportunidade de realizar este trabalho; meu respeito e admiração pela sua capacidade de trabalho, inibindo sempre a vaidade em prol da simplicidade e eficiência.

À pesquisadora Luciana Pereira, minha querida orientadora e amiga, que me recebeu e acolheu em uma terra tão distante e muito contribuiu para realização dessa pesquisa.

Ao prof. e amigo Marcus Metri, pelo incentivo e ajuda em vários momentos de desse longo trabalho.

Ao prof. Anildo Monteiro e a amiga Ednalva Tavares (Nana), anjos da guarda que Deus me presenteou, a minha profunda gratidão.

A realização de um projeto de pesquisa como este só foi possível com o apoio de vários colaboradores. Aos amigos da Arpe, Compesa, UFPE, UFRPE e UMinho, em especial Ester Ribeiro, André Felipe, Etiene Rocha, Rodrigo Candido, Crisleide Nascimento, Natali Barbosa, Erick Bruno Pacheco Albuquerque, Nicole Rodrigues de Oliveira, Osmileny Reis de Oliveira, Cinthia Raquel, Tatiane Lafayette, Matheus Pessoa, Rafael Roney, Andreia, Claudiane, Cleide, Ioná Rameh, e tantos outros que direta ou indiretamente contribuíram de alguma forma, o meu reconhecimento e gratidão.

As instituições, amigos e colaboradores portugueses, AGERE, UMinho, Aline Barros, Ana Guedes, Barbara Barbosa, José Eduardo, Madalena Vieira, Natália Farias, Patrícia Dias, Professora Tereza e em especial a Professora Madalena Alves, pela oportunidade concedida e valiosa experiência na UMinho, uma instituição de excelência.

Aos professores Marisete Aquino, Glória Marinho, Rossana Praganna, Ronaldo Faustino e Maria do Carmo Sobral, que fizeram parte da banca de Avaliação, e muito contribuíram para finalização deste trabalho.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

EPÍGRAFE

Não tenho palavras pra agradecer Tua Bondade

Dia após dia me cercas

Com fidelidade

Nunca me deixes esquecer

Que tudo o que tenho

Tudo o que sou, o que vier a ser

Vem de Ti, Senhor

Dependo de Ti

Preciso de Ti

Sozinho nada posso fazer

Descanço em Ti

Espero em Ti

Sozinho nada posso fazer

Tudo o que eu tenho

Tudo o que sou, o que vir a ser

Entrego a Ti, Senhor

(Ana Paula Valadão e Mariana Valadão, 2001)

TAVARES, R.G. **Atenuação do alumínio do resíduo de estações de tratamento de água por vermicompostagem e adsorção**. Recife, 2016. 207p. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco.

RESUMO

A produção de água potável exige o adequado tratamento e disposição dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água (ETAs), muitas vezes lançados nos corpos hídricos e nos solos. A problemática principal é a presença do alumínio (Al), que limita a disposição direta no meio ambiente. O presente trabalho aborda, em primeiro lugar, a geração, quantificação e disposição de lodos gerados nas ETAs existentes, e em operação no estado de Pernambuco. Em segundo, testaram-se e verificaram-se a viabilidade de tratamento da massa sólida do lodo, através da técnica de vermicompostagem, e, por processo de adsorção, do efluente líquido gerado no deságue do lodo. A pesquisa foi realizada a partir da coleta, sistematização e interpretação de dados secundários, por meio de ensaio de bancada. Os resíduos, provenientes de uma ETA e duas estações de tratamento de esgoto (ETEs), após o deságue, foram misturados, nas proporções: 100/0, 75/25 e 25/75% (ETA/ETE v/v). A vermicompostagem foi realizada com minhocas da espécie *Eisenia andrei*, por um período de 34 dias. O efluente líquido originado do deságue do lodo, foi tratado por processo de adsorção com o pó das conchas do marisco, *Anomalocardia brasiliiana*, e com o Carvão Ativado (CA). Foram estudados, no tratamento de vermicompostagem, os parâmetros pH, Carbono Orgânico Total (COT), N total, Relação C/N e concentração do Al. No processo adsorptivo, os parâmetros foram pH, massa de adsorvente, tempo de contato e concentração do Al. Os resultados mostraram que existem 246 ETAs, em Pernambuco, gerando resíduos, do qual 75% dessas, descartam seus detritos nos corpos hídricos e 22% no solo, sem qualquer tipo de tratamento. Apenas 3% realizam o processo de deságue, porém descartam no solo a massa sólida, sem nenhuma gestão dos mesmos. Por outro lado, o tratamento de vermicompostagem reduziu a massa seca inicial a 19%, aumentou o pH, diminuiu em 50% o teor de COT e aumentou N total de 2 a 5%, reduzindo a relação C/N. Além disso, proporcionou uma redução significativa do teor de Al, em torno de 90%. Tais experiências permitiram concluir que esse resíduo pode ser submetido ao tratamento de vermicompostagem, e as melhores eficiências se obtém quando o mesmo é tratado em conjunto com o lodo de esgoto. Os percentuais de remoção do Al, utilizando o processo de adsorção com o pó das conchas do marisco, nas concentrações de 1,0, 5,0 e 10,0 mg/L, foram de 79, 90 e 92%, nos primeiros 10 minutos de contato, mostrando que o material pode ser uma alternativa viável nos procedimentos de adsorção de metais. Com o CAT, os resultados foram 92% de remoção do Al, com apenas 5 mg/L de material, e após 5 minutos de contato.

Palavra-chave: Adsorção; Alumínio; Impacto ambiental; Lodo; Vermicompostagem.

TAVARES, R.G. **Attenuation of waste aluminum from water treatment plants for vermicomposting and adsorption**. Recife, 2016. 207p. Thesis (PhD) - Department of Civil Engineering, Federal University of Pernambuco.

ABSTRACT

Brazil presents a growing scenario concerning sanitation, especially for drinkable water production, it requires proper treatment and disposal of waste generated in treatment plants. However, often the waste is disposed into hydrous bodies and soils, where the main problem is addressed to the presence of Al that limits the direct disposal in the environment. The present work aims the evaluation of the quantification and disposal of sludge generated in existing water treatment plants (ETAs) in operation at the state of Pernambuco. The treatment of the solid mass through vermicomposting technique and of the liquid waste generated in the sludge drainpipe, through adsorption process, was studied. The survey was conducted from the collecting, organization and interpretation of secondary data and by bench tests. The wastes from an ETA and two sewage treatment plants (ETEs) that after runoff were mixed in the proportions: 100/0, 75/25 and 25/75% (ETA/ETE v/v). Vermicomposting was performed with earthworm of *Eisenia Andrei* species over a period of 34 days. The effluent originated from sludge drainpipe was treated by adsorption process with seafood shells powder, *Anomalocardia brasiliensis*, and by Activated Carbon (AC). At the vermicomposting treatment, the following parameters were studied: pH, TOC, total nitrogen, C/N ratio and Al concentration. At the adsorptive process, the parameters were: pH, adsorbent mass, contact time and Al concentration. The results showed that 246 ETAs in Pernambuco generate waste, from which 75% discard their waste in Hydrous bodies and 22% in the ground without any treatment. Only 3% carries out the outflow process, but also the solid mass is disposed on the soil without any waste management. In the other hand, the vermicomposting treatment reduced the initial dry mass to 19%, increased pH, reduced by 50% the TOC content and increased the N total of 2 to 5%, reducing the C /N ratio. The Al content was significantly reduced, to around 90%. Such experience allowed to conclude that this waste can be treated using vermicomposting and the best efficiency is reached when it is treated together with sewage sludge. The percentages of Al removal by adsorption on the powder from shellfish shells, at concentrations of 1.0, 5.0 and 10.0 mg/L, were 79, 90 and 92%, in the first 10 min contact; showing that the material can be a viable alternative to metal adsorption processes. With the AC, 92% of Al removal was obtained with 5 g/L of CAT and after 5 min contact.

Keywords: Adsorption, aluminium, environmental impact, sludge, vermicomposting.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1-	Tipos de água presente no lodo	39
Figura 2-	Umidade (%) dos lodos retidos nos decantadores e Filtros de seis ETAs da Região Metropolitana do Recife /PE	40
Figura 3-	Localização do estado de Pernambuco, Brasil	48
Figura 4-	Localização Regional das ETAs convencionais no Estado de Pernambuco	53
Figura 5-	Localização Regional das ETAs compactas no Estado de Pernambuco	54
Figura 6-	Mapa do estado de Pernambuco com a distribuição das ETAs convencionais em função das vazões	56
Figura 7-	Disposição das ETAs convencionais no estado de Pernambuco em função da carga de lodo por bacia hidrográfica	61
Figura 8-	Disposição das ETAs compactas no estado de Pernambuco em função da carga de lodo por bacia hidrográfica	62
Figura 9-	ETAs cujos lodos são dispostos nos corpos hídricos da bacia hidrográfica	65
Figura 10-	Gráfico da distribuição das ETAs por tipo de solo	66
Figura 11-	ETAs cujos lodos são dispostos diretamente na bacia hidrográfica	68

Capítulo III

Figura 1-	Ponto de coleta do lodo de ETA, poço de descargado decantador	101
Figura 2-	ETE Mangueira Reator UASB e Lagoa de estabilização	102
Figura 3-	ETE Lógica Ambiental, lagoa facultativa aerada	103
Figura 4-	Saco geotêxtil (geomembrana)	104
Figura 5-	Layout do experimento de deságue	105
Figura 6-	Sistema de deságue do lodo	105
Figura 7-	Dispositivos tubulares de geotêxtil. Bag completamente cheio (A); abertura dos begs com o lodo desidratado (B)	106

Figura 8-	Preparo manual do substrato (A); vaso usado no experimento (BeC)	107
Figura 9-	Coleta das minhocas no minhocário na Estação Experimental do IPA	109
Figura 10 -	Sequência do procedimento de inoculação das sementes de alface (<i>Lactuca sativa</i>)	111
Figura 11 -	Sólidos Fixos e voláteis nos substratos antes do TVC	115
Figura 12 -	Gráfico da redução do peso seco após TVC	116
Figura 13 -	Gráfico do número de minhocas antes e após tratamento de vermicompostagem	117
Figura 14 -	Gráfico que relaciona pH do substrato e o número de minhocas no início do TVC	118
Figura 15 -	Gráficos de pH antes e após TVC	119
Figura 16 -	Gráficos de pH antes e após TVC por faixa de concentração do lodo	120
Figura 17 -	Redução dos sólidos voláteis após TVC	121
Figura 18 -	Gráfico do teor de COT antes e após TVC, assim como o percentual de redução	122
Figura 19 -	Gráfico do teor de N total antes e após TVC	123
Figura 20 -	Gráfico da variação do teor de N após TVC	124
Figura 21 -	Concentração de alumínio, antes e após TVC, e a eficiência de Remoção	126
Figura 22 -	Eficiência de Remoção por composição do substrato	127
Figura 23 -	Variação da germinação (GR) em relação aos tratamentos aplicados	129
Figura 24 -	Resultados do Teste U de Mann-Whitney para avaliação da influência das concentrações do elutriado na germinação da semente de <i>Lactuca sativa</i>	131

Capítulo IV

Figura 1 -	Sequência do tratamento de redução de volume do lodo de ETA e destino final	154
Figura 2 -	Representação do fenômeno adsorção na superfície de um material poroso	156
Figura 3 -	Conchas do marisco da espécie <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	160
Figura 4 -	A: CAP com diferentes estruturas; B: Representação esquemática da estrutura do CAP e respectiva estrutura de poros	162
Figura 5 -	Grupos superficiais no CAP	163
Figura 6 -	Esquema das etapas de preparação do CAP	163
Figura 7 -	Diferentes tipos de isotermas de acordo com a classificação pela IUPAC (1982)	165

Figura 8 - Isotermas de adsorção	166
Figura 9 - Fluxograma das atividades experimentais	168
Figura 10 - Localização da cidade de Braga, Portugal	169
Figura 11 - Sistema de produção do lodo deságüado (ETA Ponte do Bico). (A) - entrada da ETA; (B) - foto do filtro prensa e (C) - lodo desidratado do filtro prensa	169
Figura 12 - Fluxo de geração de resíduo na ETA Ponte do Bico	171
Figura 13 - Esquema sequencial dos experimentos de adsorção	174
Figura 14 - Planejamento do teste de adsorção	175
Figura 15 - Foto do transdutor portátil para medição de pressão	177
Figura 16 - Representação dos ensaios de Toxicidade	179
Figura 17 - Esquema sequencial das etapas dos experimentos de adsorção, seguido do teste de toxicidade	179
Figura 18 - Gráfico da concentração de cálcio no sobrenadante com variação de tempo	185
Figura 19 - Curvas de eficiência de remoção de Al, utilizando o pó das conchas do marisco pedra <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	187
Figura 20 - Curvas cinéticas de adsorção de Al com concentrações de 1,00, 5,00 e 10,00 mg /L, utilizando conchas do mariscos <i>Anomalocardia brasiliiana</i>	188
Figura 21 - (A) Eficiência de remoção de Al; (B) Curvas cinéticas de adsorção de Al. Ambos na condição de pH 5, 7 e 10 e concentrações de CAP de 1 g/L, 5 g/L e 10 g/L	189
Figura 22 - Distribuição das espécies de Al em função do pH	189
Figura 23 - Curvas de pressão versus AME	191

LISTA DE TABELA

Capítulo II

Tabela1-	Descrição dos tipos de ETAs compactas	32
Tabela2 -	Caracterização do lodo de sistemas convencionais e compactos	37
Tabela3-	Caracterização do lodo do decantador da ETA Botafogo	38
Tabela4-	Fórmulas empíricas para quantificar o lodo gerado em ETA	43
Tabela5-	Pesquisas com lodo de ETA para destino final	46
Tabela6-	Número de ETAs em operação no estado de Pernambuco, 2015	51
Tabela7-	Tipos de tratamento, características e índice de adoção no estado de Pernambuco	52
Tabela8-	Faixa de vazão das ETAs convencionais	55
Tabela9-	Graude dispersão das variáveis	57
Tabela10-	Produção média de lodo por RD, em Pernambuco	58
Tabela11-	ETAs por Bacia hidrográfica do Estado de Pernambuco	60
Tabela 12 -	Disposição final dos resíduos de ETAs no estado de Pernambuco	63

Capítulo III

Tabela1-	Classificação dos metais	85
Tabela2-	Características biológicas das minhocas <i>E. andreie</i> e <i>E. eugeniae</i>	92
Tabela3-	Tipos de substrato utilizados na vermicompostagem	93
Tabela4-	Coeficientes assimilatórios do carbono total por grupo de microorganismos	95
Tabela5-	Função e características dos resíduos	95
Tabela6-	Exemplos de aplicações do bioensaio de <i>Lactuca sativa</i>	100
Tabela7-	Descrição dos tratamentos e episódios de substrato utilizado	108
Tabela8-	Parâmetros analisados/métodos	112
Tabela9-	Resultados do teste não paramétrico de <i>Kruskal-Wallis</i>	113
Tabela10-	Características físico-químicas dos substratos antes do TVC	114
Tabela11-	Características dos substratos e compostos finais quanto ao Carbono Orgânico (COT), Nitrogênio e Relação C/N	125

Tabela 12- Concentração de Al(mg/L) no efluente	128
--------------------------------------------------------	-----

Capítulo IV

Tabela 1 - Classificação dos Poros	158
Tabela 2 - Modelos Cinéticos	167
Tabela 3 - Configuração de coletas e caracterização das amostras	170
Tabela 4 - Valores dos parâmetros utilizados na digestão dos resíduos de ETA	172
Tabela 5 - Planejamento do Teste de Toxicidade (a)	180
Tabela 6 - Planejamento do Teste de Toxicidade (b)	181
Tabela 7 - Características do Efluente	182
Tabela 8 - Caracterização do pó das conchas do marisco <i>Anomalocardia brasiliensis</i> , determinados por Rimar (2013) e do CAP por Pereira et al. (2010)	183
Tabela 9 - Variação do pH do efluente após adição do pó da concha do marisco <i>Anomalocardia brasiliensis</i>	185
Tabela 10 - Eficiência de remoção de Al do efluente tratado com o pó da concha do marisco e com o CAP, variando o pH do efluente, concentração do adsorvente (CAP) e tempo de contato	190

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AME	Atividade Metanogênica Específica
ARPE	Agência de Regulação de Pernambuco
BET	Brunauer, Emmett, Teller
CA	Carvão Ativado
CAP	Carvão Ativado em Pó
CENAPESQ	Laboratório do Centro de Apoio à Pesquisa
C/N	Relação Carbono/ Nitrogenio
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CRCN	Laboratório de Análises ambientais
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DEQ	Departamento de Engenharia Química
DF	Dupla Filtração
DSA	Adição diária de coagulante
DSC	Adição diária de cal
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FDA	Filtração Direta Ascendente
FDD	Filtração Direta Descendente
FF	Floto-Filtração
FIME	Filtração em múltiplas etapas
GPTA	Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais
GR	Germinação Relativa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia
IPA	Instituto Agrônômico de Pernambuco
LETA	Lodo de Estação de Tratamento de Água
LETE	Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto
LETELA	Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto Lógica Ambiental
LETEM	Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto Mangueira
MER	Massa específica real
NBR	Norma Brasileira
PAA	Ácido poliacrílico
PAC	Policloreto de Alumínio
PE	Pernambuco
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PVC	Policloreto de vinilo
QAB	Vazão de água bruta
QAD	Vazão de água decantada
QAF	Vazão de água filtrada
QAT	Vazão de água tratada
RD	Região de desenvolvimento
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SP	São Paulo

SRHE	Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos
SSTAB	Concentração de sólidos suspensos na água bruta
SSTAD	Concentração de sólidos suspensos na água decantada
SSTAF	Concentração de sólidos suspensos na água filtrada
SSTAT	Concentração de sólidos suspensos
TVC	Tratamento de Vermicompostagem
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UMinho	Universidade do Minho

SUMÁRIO

Capítulo I

1	INTRODUÇÃO GERAL	24
1.1	ENQUADRAMENTO	24
1.2	MOTIVAÇÃO	24
1.3	OBJETIVOS	25
	1.3.1 Objetivo geral	25
	1.3.2 Objetivos específicos	26
1.4	ORGANIZAÇÃO DA TESE	27

Capítulo II

GERAÇÃO, TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DO ESTADO DE PERNAMBUCO

	RESUMO	29
1	INTRODUÇÃO	30
1.1	OBJETIVOS	31
	1.1.1 Objetivo geral	31
	1.1.2 Objetivos específicos	31
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	32
2.1	TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA E GERAÇÃO DE RESÍDUOS	32
2.2	PRINCÍPIOS DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA	34
2.3	CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DOS RESÍDUOS DE ETA	36
2.4	CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS DOS RESÍDUOS DE ETA	41
2.5	IMPACTOS DOS RESÍDUOS NO MEIO AMBIENTE E DISPOSIÇÃO FINAL	44
3	MATERIAIS E MÉTODOS	47
3.1	ÁREA DE ESTUDO	47
3.2	QUANTIFICAÇÃO DAS ETAS EM PERNAMBUCO	48
3.3	MAPAS TEMÁTICOS	49
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
4.1	DISPOSIÇÃO DAS ETAS - TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA QUE PRODUZEM RESÍDUOS	51
4.2	QUANTIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DE ETA	57
4.3	DISPOSIÇÃO FINAL	63
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	69
6	REFERÊNCIAS	70

Capítulo III

TRATAMENTO DO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM VERMICOMPOSTAGEM

RESUMO	80
1 INTRODUÇÃO	81
1.1 OBJETIVOS	82
1.1.1 Objetivo geral	82
1.1.2 Objetivos específicos	82
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	83
2.1 LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO	83
2.2 TOXICIDADE DOS METAIS	84
2.3 ALUMÍNIO	86
2.4 VERMICOMPOSTAGEM	88
2.4.1 Minhocas	90
2.4.2 Benefícios da vermicompostagem	96
2.5 TESTES DE TOXICIDADE	96
2.5.1 Bioensaio com <i>Lactuca sativa</i>	99
3 MATERIAIS E MÉTODOS	101
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS	101
3.1.1 Lodo de ETA (LETA)	101
3.1.2 Lodo de ETE (LETE)	102
3.1.3 Condicionamento para deságue dos Lodos	103
3.1.4 Preparo do Substrato para Vermicompostagem	106
3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL DA VERMICOMPOSTAGEM	107
3.3 CONDUÇÃO DA VERMICOMPOSTAGEM	108
3.3.1 Coleta das minhocas	108
3.3.2 Preparo e Inoculação das Minhocas	109
3.4 DELINEAMENTO ESTATÍSTICO E ANÁLISE DO VERMICOMPOSTO	109
3.5 TESTE DE TOXICIDADE COM SEMENTE DE ALFACE (LACTUCA SATIVA)	110
3.5.1 Preparação do elutriato	110
3.5.2 Condução do bioensaio com a <i>Lactuca sativa</i>	111
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
4.1 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS DA VERMICOMPOSTAGEM	113
4.2 CARACTERÍSTICAS DOS SUBSTRATOS	113
4.3 AVALIAÇÃO DA CONDUÇÃO DA VERMICOMPOSTAGEM	115
4.3.1 Temperatura	115
4.3.2 Redução do substrato, em termos de peso	115
4.3.3 Adaptação das minhocas	116
4.3.4 pH	118

4.3.5	Matéria Orgânica	121
4.3.6	Nitrogênio	122
4.3.7	Remoção do Alumínio	125
4.4	TESTE DE TOXICIDADE COM SEMENTE DE ALFACE (<i>LACTUCA SATIVA</i>)	128
4.4.1	Característica do elutriato	128
4.4.2	Análise do teste de germinação com a semente de alface (<i>Lactuca sativa</i>)	129
5	CONCLUSÃO	132
6	REFERÊNCIAS	133

Capítulo IV

ATENUAÇÃO DO ALUMÍNIO EM EFLUENTE PROVENIENTE DO DESÁGUE DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR ADSORÇÃO

RESUMO		149
1	INTRODUÇÃO	150
1.1	OBJETIVOS	152
1.1.1	Objetivo geral	152
1.1.2	Objetivos específicos	152
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	153
2.1	SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO	153
2.2	PRESENÇA DE METAIS DO LODO DE ETA	155
2.3	TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE METAIS	155
2.4	ADSORÇÃO	156
2.4.1	Fatores que influenciam na adsorção	157
2.4.2	Adsorventes	159
2.4.3	Avaliação do processo de adsorção	164
3	MATERIAIS E MÉTODOS	168
3.1	FLUXOGRAMA GERAL DA PESQUISA	168
3.2	PRODUÇÃO DO MATERIAL DE PESQUISA	168
3.3	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	170
3.4	PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS ADSORVENTES	172
3.4.1	Pó da concha do marisco pedra (<i>Anomalocardia brasiliiana</i>)	172
3.4.2	Carvão ativado	173
3.5	PLANEJAMENTO DOS EXPERIMENTOS DE ADSORÇÃO	173
3.6	ESTUDO DO PROCESSO ADSORTIVO	175
3.7	ENSAIO DE TOXICIDADE	176
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	182
4.1	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	182
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS ADSORVENTES	183

4.3	ESTUDOS DA ADSORÇÃO COM O PÓ DA CONCHA DO MARISCO <i>ANOMALOCARDIA BRASILIANA</i>	184
	4.3.1 Efeito do pH da solução	184
	4.3.2 Concentração de cálcio	185
4.4	EFICIÊNCIA DA ADSORÇÃO COM O PÓ DA CONCHA DO MARISCO <i>ANOMALOCARDIA BRASILIANA</i>	186
4.5	ESTUDOS DA ADSORÇÃO COM O CARVÃO ATIVADO EM PÓ	188
4.6	COMPARAÇÃO DOS ADSORVENTES	190
4.7	TESTES DE TOXICIDADE	191
5	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	194
5.1	CONCLUSÕES	194
5.2	PERSPECTIVAS	194
6	REFERÊNCIAS	196

Capítulo V

1	CONCLUSÃO GERAL E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	206
1.1	CONCLUSÃO GERAL	206
1.2	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	207

INTRODUÇÃO GERAL

Capítulo I

1 INTRODUÇÃO GERAL

1.1 ENQUADRAMENTO

A presente tese insere-se no curso de pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, na área de Geotecnia Ambiental. Trata-se de um projeto de investigação com a finalidade de promover a capacidade de iniciativa e decisão, levando em conta, ações e o desenvolvimento de pensamentos críticos e criativos.

O trabalho incide sobre a gestão e tratamentos dos resíduos gerados nas ETAs. A elaboração do mesmo teve seu início com a obtenção de informação e revisão bibliográfica, seguindo-se o planejamento e execução experimental laboratorial. Para finalizar, temos a redação do presente documento e publicação de artigos científicos que divulguem os resultados obtidos, além de participação em congressos, no âmbito nacional, como também, internacional.

1.2 MOTIVAÇÃO

A garantia de uma água potável, a fim de proteger a saúde humana requer cuidados e ações para atender, em termos quantitativos e qualitativos, às necessidades impostas pelo mundo em constantes transformações, onde caminham juntos, tanto o crescimento populacional, como a poluição ambiental.

Do ponto de vista do tratamento de água, o aumento da demanda por água potável, juntamente com a péssima qualidade da mesma, advinda dos mananciais, impõem a necessidade do uso de tecnologias mais específicas e com maior eficiência, associada ao maior consumo de produtos químicos e – conseqüentemente - à geração de resíduos, formados por sólidos e precipitados químicos. Isto leva à formação de uma massa de partículas orgânicas e inorgânicas, densa e viscosa, denominado como lodo de ETA, cujo fim, infelizmente, ainda contraria a legislação. Na maioria das estações instaladas no Brasil, este segue para os solos e corpos hídricos, sem qualquer forma de tratamento.

O crescimento populacional não impõe apenas a necessidade de água, mas também o desafio de proporcionar alimento para todos os povos. Várias medidas vêm sendo adotadas para promover o aumento da agricultura, no entanto, o

comprometimento da saúde do solo com o uso indiscriminado de fertilizantes e a disposição inadequada dos mais diversos resíduos, sólidos e líquidos, vem se acentuando.

O lodo gerado nas ETAs, apesar de conter matéria orgânica, não é recomendado para uso direto na agricultura, devido ao elevado teor de Al, metal presente nos coagulantes mais utilizados no país. Um dos problemas relacionados à disposição desse tipo de lodo no solo é a indisponibilização do fósforo, nutriente fundamental para a agricultura. Logo, a disposição do lodo de ETA, no solo, deve ser vista com cuidado, impondo um tratamento para equilibrar as desvantagens e minimizar o dano nesse meio.

Um dos problemas desse tipo de resíduo é a grande quantidade de água, em geral, um percentual superior a 90%. Essa característica incorpora ao lodo algumas dificuldades para sua disposição final, tornando necessário a segregação, através do processo de deságue, que origina dois resíduos, o efluente líquido e a massa sólida, os quais continuam necessitando de destinos adequados, pois a separação da fase líquida da sólida não os afastam do caráter poluidor.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

Esta pesquisa objetiva caracterizar o estado de Pernambuco quanto ao aspecto de geração e disposição final do lodo gerado nas diversas ETAs existentes e em operação no estado; aplicar um processo biológico, a vermicompostagem, para tratar a massa sólida do lodo de ETA, de forma que venha proporcionar a atenuação do Al, metal presente no sal usado como coagulante em todas as ETAs do Estado. Além disso, conferir ao produto, gerado da vermicompostagem, características de condicionante do solo, a fim de minimizar os impactos da disposição inadequada no mesmo. Pretende também propor um tratamento físico-químico da fase líquida do lodo - a adsorção - para da mesma forma, atenuar a concentração de Al, aumentando as possibilidades de destinação final adequada da fase líquida.

1.3.2 Objetivos específicos

- ✓ Quantificar e coletar dados das ETAs existentes no estado de Pernambuco;
- ✓ Verificar a disposição geográfica por tipo de ETA em todo estado;
- ✓ Estimar a produção de lodo produzido em todas as ETAs existentes no estado;
- ✓ Verificar a disposição final dos resíduos gerados;
- ✓ Avaliar a condução da vermicompostagem no tratamento do lodo e sua influência no composto produzido, através do monitoramento de algumas variáveis físico-químicas (concentração de Al, pH, COT, N, C/N e série de sólidos);
- ✓ Avaliar a aplicabilidade da vermicompostagem no tratamento de lodos gerados em ETAs da Região Metropolitana do Recife, através de ensaios de bancada;
- ✓ Verificar a atenuação da concentração do Al no lodo de ETA, utilizando a minhoca *Eisenia fetida* nos substratos constituídos por lodo de estação de tratamento de água e lodo de estação de tratamento de esgoto urbano;
- ✓ Avaliar o grau de fitotoxicidade do Al presente no lodo, antes e após tratamento, por meio da vermicompostagem, quanto às características germinativas e de crescimento inicial do bioindicado sementes de alface (*Lactuca sativa*);
- ✓ Realizar ensaios adsorptivos com o pó da concha de marisco *Anomalocardia brasiliensis* calcinada, e com CAP;
- ✓ Montar e efetuar um planejamento experimental para o processo, com cada um dos adsorventes, utilizando como variáveis de entrada, a quantidade do mesmo, o pH e o tempo de contato com o efluente bruto. As variáveis respostas serão a eficiência de redução da concentração de Al (%) e a capacidade de adsorção dos adsorventes frente ao Al;
- ✓ Investigar o efeito do pH da solução na adsorção do Al, na eficiência de adsorção de Al para ambos os adsorventes usados;
- ✓ Avaliar o efeito tóxico do drenado bruto e após tratamento por adsorção, através do teste de toxicidade, medindo a atividade metanogénica específica (AME) de um consórcio microbiano anaeróbico, com o objetivo de verificar o impacto quando esse tipo de efluente for tratado, biologicamente, em conjunto com o esgoto doméstico em ETE.

1.4 ORGANIZAÇÃO DA TESE

Este capítulo, correspondendo à introdução, permite ao leitor visualizar a estrutura geral do projeto, assim como, objetivos e motivação para a realização deste trabalho.

O capítulo II, trata da geração de resíduo no estado de Pernambuco e sua disposição no meio ambiente.

O capítulo III, mostra o desenvolvimento do tratamento do lodo de ETA com a vermicompostagem e suas condicionantes, além da aplicação do teste de toxicidade, com o monitoramento da germinação da semente de alface, incluindo o lodo bruto junto ao composto, após vermicompostagem.

O capítulo IV, relata o tratamento adsorptivo do efluente líquido do processo de deságue do lodo, com dois adsorventes diferentes: o pó da concha do marisco pedra, *Anomalocardia brasiliiana*, e o CAP.

Por fim, no capítulo V, são abordadas reflexões conclusivas sobre as pesquisas efetuadas ao longo da tese. São também apresentadas algumas propostas para continuação e melhoramento do trabalho realizado.

***GERAÇÃO, TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DOS
RESÍDUOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA
DO ESTADO DE PERNAMBUCO***

Capítulo II

GERAÇÃO, TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DO ESTADO DE PERNAMBUCO

RESUMO

O Brasil apresenta um cenário crescente de investimentos e implantação de infraestrutura no saneamento básico. Nesse contexto, merece atenção especial à produção, tratamento e disposição dos lodos gerados nas ETAs. Neste capítulo será abordada a geração, quantificação e disposição final de lodos gerados nas ETAs existentes e em operação no estado de Pernambuco. A pesquisa foi realizada a partir da coleta, sistematização e interpretação de dados secundários fornecidos pela Companhia Pernambucana de Saneamento, a Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos, Agência de Regulação de Pernambuco, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Os resultados mostraram que existem 246 ETAs que geram resíduos, sendo 69 em decantadores e filtros, 176 apenas nos filtros e uma no sistema de dessalinização. O maior número de ETAs convencionais está localizado na região metropolitana e a maior produção de lodo foi observada na bacia do rio Capibaribe, que recebe carga entre 50 e 50.000 kg/m³dia. 75% das ETAs do estado pernambucano descartam seus resíduos nos corpos hídricos e 22% no solo, sem qualquer tipo de tratamento. Apenas 3% realizam o processo de deságue, porém ainda descartam no solo a massa sólida sem nenhuma gestão dos mesmos.

Palavras chaves: ETA, ETE, Lodo, Disposição Final

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a qualidade da água destinada ao consumo humano deve ser uma prioridade dos governantes, gestores dos sistemas de abastecimento e dos consumidores. Segundo Lucentini et al. (2013), a Comunidade Europeia possui uma rígida legislação (Diretiva da Água Potável, DWD - 98/83/CE), que engloba desde a proteção dos recursos hídricos e dos ecossistemas, até o monitoramento de parâmetros microbiológicos e químicos da água, com o objetivo de garantir a qualidade da água potável e a proteção da saúde humana.

Para Gheyi (2012), a crise de água, em termos quantitativos e qualitativos, é consequência do mundo em mudança, onde o crescimento populacional e a poluição ambiental têm andado juntos. A quantidade, e também a qualidade da água são influenciadas por diversos fatores, tais como: clima, geografia, topografia, geologia, e, principalmente, as atividades humanas. Os efeitos adversos que as atividades antrópicas têm exercido sobre os mananciais de abastecimento, impõem uma ameaça à saúde humana, exigindo o uso de tecnologias de tratamento de água, resíduos líquidos e sólidos.

Do ponto de vista do abastecimento de água, o uso de tecnologias mais específicas e com maior eficiência no tratamento, como a coagulação, geralmente está associado ao maior consumo de produtos químicos, gerando mais resíduos, formados por sólidos e precipitados químicos, que constituem uma massa de partículas orgânicas e inorgânicas, densa e viscosa, denominado lodo de ETA (SILVA et al. 2012). Este resíduo é classificado como um resíduo sólido não inerte pela NBR 10.004 (ABTN, 2004) e que a Lei Federal, nº 11.445 de 05/01/2007, estabelece diretrizes nacionais para o manejo adequado à saúde pública e à proteção do meio ambiente.

Nesse contexto, destacam-se a produção, tratamento e disposição adequada dos lodos gerados nas ETAs. Esta é uma problemática que afeta todo o Brasil e principalmente as regiões Norte e Nordeste. Segundo o IBGE (2010), existem 5.564 municípios no Brasil, dos quais apenas 2.098 possuem ETAs, os quais totalizam cerca de 7.500 estações. Estas ETAs produzem, em média, 56.739.726 m³/dia, de água tratada que, em sua grande maioria, geram lodos cuja disposição ocorre em

solos e corpos hídricos. Segundo Achon et al. (2013), essa disposição inadequada contraria a legislação vigente, pois provoca impactos ambientais negativos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O presente capítulo teve como proposta, abordar a geração, quantificação e a disposição de lodos de ETAs, a partir das tipologias existentes no estado de Pernambuco, gerenciadas pela Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Quantificar e coletar dados das ETAs existentes no estado de Pernambuco;
- ✓ Verificar a disposição geográfica por tipo de ETA em todo estado;
- ✓ Estimar a produção de lodo em todas as ETAs existentes no estado;
- ✓ Verificar a disposição final dos resíduos gerados.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA E GERAÇÃO DE RESÍDUOS

Uma ETA envolve unidades que contemplam as operações e processos unitários, cujo fim é remover cor, turbidez e microrganismos presentes na água bruta. Para Bernardo e Paz (2010) existem dois grupos de ETAs, aquelas que fazem uso do ciclo completo, que compreende as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, e as simplificadas que podem ou não utilizar o processo de coagulação, descritas na Tabela 1.

Tabela 1 – Descrição dos tipos de ETAs Compactas

Tipo de ETA	Descrição
Filtração Direta Ascendente (FDA)	Filtração após a coagulação por adsorção-neutralização de cargas.
Dupla Filtração (DF) (Filtro Ascendente ou Filtro Descendente)	Filtração, com uso de dois filtros, um de fluxo ascendente e outro de fluxo descendente, após coagulação por adsorção-neutralização de cargas.
Filtração Direta Descendente (FDD)	Filtração após adsorção-neutralização de cargas, procedida ou não da etapa de floculação.
Floto-Filtração (FF)	Filtração após coagulação da água por mecanismo de varredura, a água é floculada, flotada e filtrada.
Filtração em múltiplas etapas (FiME)	Filtração por diferentes filtros, pré-filtros (em camadas ou em série) e filtros lentos.

Fonte: adaptado de Carvalho (2012) pelo autor

Existe no Brasil em torno de 350 ETAs do tipo FDA, distribuídas nos estados da

BA, AL, CE, MA, MG, PB, PR, PE, RS, RO, SC, SE E TO. As do tipo DF predomina nos estados de MG, PR, BA, RO, SP, TO e MS. Os estados brasileiros que mais empregam as ETAs tipo FDD são: MG, ES, PR, SC e DF. Já as tipo FF concentram-se nos estados de SC, ES, SP e PR e as do tipo FiME passou a ser usada no Brasil e na Colômbia a partir de 1980, atualmente, existem poucos sistemas em operação no país.

De acordo com Libânio (2010), uma tecnologia de tratamento deve atender os critérios estabelecidos pela resolução CONAMA 357 (2005) e pela NBR 12216 (1992). Ressalta-se a que resolução CONAMA 357/2005 teve seu texto alterado, no que se refere a descarte de efluentes pela resolução CONAMA 430/2011, a qual atualmente dita os parâmetros de descarte. Todavia no que se refere ao tratamento de água, deve-se priorizar o atendimento a portaria 2014/2011 que estabelece os critérios de potabilidade da água para consumo humano. Além destes instrumentos federais, os estaduais e municipais, específicos para cada localidade, devem também ser atendidos.

Baseado nesses instrumentos normativos, na maioria das vezes, se opta pelo tratamento convencional, segundo Cordeiro (1999), o mais utilizado no Brasil. Segundo levantamento do IBGE (2010), 69,2% do volume de água tratada e distribuída no país recebem tratamento convencional e 7,5% tratamento em ETAs compactas.

Existem ainda as ETAs que fazem uso apenas da simples desinfecção, quando a água bruta, geralmente de mananciais subterrâneos ou superficiais pertencentes à classe especial, possui cor e turbidez dentro dos padrões estabelecidos pela legislação e deseja-se apenas garantir a eliminação dos microrganismos. No Brasil, esse tipo de tratamento é realizado em 23,3% da água distribuída (IBGE, 2010).

No estado de Pernambuco, as águas de fontes superficiais recebem, na sua maioria, os tratamentos não convencionais, com o uso da filtração descendente, ascendente e dupla filtração, precedida da coagulação, etapa indispensável quando se deseja atender a Portaria MS Nº 2914 (2011), no que diz respeito a valores de turbidez inferior a 1,0 uT e ausência de microrganismos patogênicos (BRASIL, 2011). O uso da filtração por membrana osmótica para tratar água superficial ocorre em um único sistema, que possui a particularidade de ter como fonte de

abastecimento a água do mar, localizado no Arquipélago Fernando de Noronha. Segundo Gehrke et al. (2015), a nanofiltração é um avanço no tratamento de água que utiliza uma fonte não convencional. Os demais sistemas utilizam o tratamento convencional com as etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. Já Curcio et al. (2015) citam que os sistemas de dessalinização de água do mar por osmose inversa respondem por 50% da capacidade total de dessalinização de água do mar, que é de aproximadamente 70 milhões de m³/dia.

2.2 PRINCÍPIOS DAS TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Di Bernardi e Sabogal (2008) afirmaram que as barreiras de natureza eletrostática impedem que as partículas se aglutinem e formem flocos que possam ser posteriormente separados por operação física. Logo, coagular, que significa desestabilizar as partículas coloidais, por meio da diminuição das barreiras eletrostáticas, entre partículas, se faz necessário. Para isso, utilizam-se compostos químicos com carga elétrica positiva: os coagulantes.

O processo de coagulação ocorre em unidades de mistura rápida, as quais podem ser hidráulicas, mecânicas e especiais, ponto onde se tem gradiente de velocidade elevado para permitir a rápida dispersão do coagulante empregado. Esse processo é resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos: Compressão da dupla camada elétrica; Adsorção e neutralização; Varredura; Adsorção e Formação de pontes.

Segundo Moghaddam et al. (2010), os coagulantes e auxiliares de coagulação mais usados em ETAs, são:

- Sulfato de alumínio - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$;
- Cloreto férrico - $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$;
- Sulfato ferroso clorado - $\text{FeCl}_3 \cdot \text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$;
- Sulfato férrico - $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$;
- Hidroxi-cloreto de alumínio - $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}$;
- Polímeros sintéticos - catiônico, aniônico e não-iônicos;
- Polímeros naturais - amido de mandioca, batata e araruta.

Os sais de Al são usados como coagulante desde o ano 70 A.C. Esses sais, argila da Itália, eram conhecidos pela capacidade de transformar águas amargas em potáveis (AWWA,1975).

No estado de Pernambuco as ETAs convencionais e não convencionais, que fazem uso do coagulante, usam o $Al_2(SO_4)_3$ e o policloreto de alumínio (PAC). Ambos, com efeito; porém, o PAC tem se apresentado como vantagem frente ao $Al_2(SO_4)_3$.

O PAC é um polímero inorgânico, complexo polinuclear de íons de Al polimerizados, com alto peso molecular, $Al_n(OH)_m Cl_{3n-m}$. Que apresenta as vantagens de rápida formação de flocos, com maiores tamanhos, que levam a menor tempo de decantação. Além de uma boa eficiência em larga faixa de pH, entre 5 e 10, enquanto que o $Al_2(SO_4)_3$ apresenta boa eficiência na faixa de 7 a 8. Mesmo com a desvantagem do preço do PAC em relação ao $Al_2(SO_4)_3$, o PAC apresenta melhores resultados que o $Al_2(SO_4)_3$, com relação à qualidade da água produzida, e com menores dosagens; logo, gerando um menor gasto operacional (YAMAMURA e CONSTANTINO, 2009).

No tratamento de água, uma quantidade suficiente de sal de um metal é adicionada a uma solução, combinando-se com os hidróxidos disponíveis no meio, formando precipitados de hidróxidos metálicos, como os hidróxidos de alumínio, de ferro, etc. Os hidróxidos metálicos são bastante insolúveis e precipitam-se de forma polimerizada, formando moléculas de peso molecular elevado e ainda mais insolúveis, com carga positiva, adsorvendo e neutralizando cargas, ou simplesmente aprisionando partículas coloidais que sedimentam conjuntamente, denominado floculação por varredura (VERMA et al., 2012).

Em uma ETA convencional a floculação é chamada de mistura lenta, onde ocorre o fornecimento adequado de energia que permite a formação de flocos grandes e densos, contendo ramificações que promovem entrelaçamentos entre os flocos, formando estruturas maiores e mais pesadas (PEREIRA, 2011).

O processo de sedimentação, que inicia após a floculação, tem sido explicado pela lei de Stokes, quando supõe que a velocidade de queda de uma partícula esférica em um líquido é função de seu peso específico, da viscosidade e do peso específico do líquido. Todavia Di Bernardo e Dantas (2005) afirmaram que esse

processo só se efetiva por conta da ação de três mecanismos distintos: sedimentação diferenciada, interação pericínética e interação ortocinética. A sedimentação diferenciada ocorre devido à relativa desigualdade entre as velocidades de decantação dos flocos formados, já que as partículas maiores conseguem desenvolver movimento próprio por meio de sua energia. Já as interações pericínéticas, devido ao movimento Browniano, responsável por conferir às partículas um movimento desordenado nas partículas menores e as interações ortocinética, decorrente do gradiente de velocidade. Essas interações são responsáveis pela precipitação dos flocos que irão constituir a camada de lodo.

Tavares (2003) resumiu a rota de formação de resíduo de um ETA, em um processo convencional, da seguinte forma: nas etapas de coagulação e floculação o coagulante faz com que as partículas presentes tornem-se flocos, que sedimentam ao fundo dos decantadores. Quando esses ficam sobrecarregados dessas partículas é necessário lavá-los, eliminando os flocos sedimentados. Com a passagem da água nos filtros, partículas pequenas que não se depositaram no decantador, são retidas, e ao longo de seu funcionamento, os filtros acabam retendo estas partículas, então, após certo período de funcionamento, a depender da carreira de filtração, em geral 48h, os filtros ficam sobrecarregados, devendo assim, serem lavados para a retirada dessas partículas acumuladas. Segundo Hoppen et al. (2006), 60 a 95% da quantidade total de lodo, gerado na ETA convencional são acumulados nos decantadores e nos filtros de 5 a 40%. Sangobal Paz (2008) classifica os resíduos sólidos gerados nas ETAs em três categorias, sendo eles:

- Lodo: gerados nas lavagens dos filtros e descargas dos flocladores e decantadores;
- Concentrado Salino: proveniente dos tratamentos com membrana, osmose reversa e trocadores iônicos;
- Carvão ativado, resinas desgastadas e leito filtrante.

2.3 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DOS RESÍDUOS DE ETA

De acordo com Moreira et al. (2009), o lodo formado nos decantadores das ETAs, tem a mesma composição química dos sedimentos carregados pelas

águas dos mananciais de captação, acrescido dos cátions utilizados no processo de floculação. No caso das estações do Estado de Pernambuco, encontra-se o Al em grandes quantidades, devido ao uso dos coagulantes, $Al_2(SO_4)_3$ e PAC; principalmente o $Al_2(SO_4)_3$, conforme Tavares (2003). A Tabela 2 mostra os resultados da caracterização realizada por Tavares (2003) e Araújo (2006) em 7 ETAs, sendo 5 convencionais, localizadas na Região Metropolitana do Recife, além de 2 Compactas, situadas na Zona da Mata de Pernambuco.

Tabela 2 - Caracterização do Lodo de sistemas Convencionais e Compactos

Parâmetros	ETAs Convencionais					ETAs Compactas	
	AC*	B*	G*	S*	T*	RF**	Td**
Q (L/s)	1100	1600	1600	7800	4200	36	44
Turbidez AB	100	120	240	80	200	42	25
DQO (mg/L)	12040	11627	48941	51109	49128	138	403
Sólidos Totais (mg/L)	77167	31932	201845	52690	38266	411	362
Sólidos Fixos (mg/L)	61142	24367	165819	42207	24084	297	249
Sólidos Voláteis (mg/L)	16025	8204	37905	10483	14181	113	102
Al (mg/L)	1237	1706	1582	1125	2405	25	18
Fe (mg/L)	1398	531	104	492	248	25	21

Legenda: AC - Sistema Alto do Céu; B - Sistema Botafogo; G - Sistema Gurjaú; S - Sistema Suape;

T - Sistema Tapacurá; RF - Sistema Rio Formoso; Td - Sistema Tamandaré.

Fonte: Tavares (2003); Araújo (2006).

Observa-se que as ETAs convencionais apresentam vazões aduzidas numa escala bem superior as ETAs compactas, assim como, o parâmetro turbidez. Segundo Pontes et al. (2013), os parâmetros turbidez e cor nos mananciais superficiais variam em função da estação do ano. A escolha de ETAs que não levem em consideração a variação desses parâmetros implica em problemas de qualidade e operacional. Águas brutas com valores de turbidez, com variação anual, na escala de 50 a 3000 uT, e cor na escala de 50 a 1000 uC, devem ser tratadas pela tecnologia convencional. Enquanto que, variações desses parâmetros inferiores a 50 uT e 150 uC, podem ser tratadas por sistemas compactos (KAWAMURA, 2000; PONTES et al., 2013).

O lodo de $Al_2(SO_4)_3$ possui elevada umidade, aspecto gelatinoso, não tem a viscosidade definida, a fração sólida é constituída de $Al(OH)_3$, coloides, resíduos orgânicos e inorgânicos, além de microrganismos removidos no processo de

coagulação, floculação e sedimentação (KATAYAMA, 2012).

As substâncias químicas, frequentemente usadas no tratamento da água como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeCl_3 , FeCl_2 e $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, devem resultar em um lodo rico em Fe ou Al. Estas concentrações de sais podem ser altas o bastante, a fim de serem tóxicas para a biota aquática; se elas não forem tratadas antes de serem dispostas (FYTIANOS et al., 1998). Os lodos de ETAs também podem conter outros metais, provenientes da água bruta ou de contaminantes, resultados da adição dos coagulantes (SOTERO-SANTOS, 2007).

As características do lodo, que variam em função da vazão e da turbidez da água bruta, representa a matéria em suspensão e coloidal dessa água. A concentração de Al presente no lodo varia em função da dosagem do coagulante, que por sua vez, segue a proporcionalidade das vazões e turbidez da água bruta. A Tabela 3 mostra uma relação significativa entre os resultados da condutividade elétrica, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis, devido à presença de íons de sais. Relação que se confirma pela elevada concentração de Al, Fe e Mn, oriundos do coagulante usado, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, e da própria característica da água bruta, onde todos os metais presentes no lodo tiveram sua origem (TAVARES, 2003).

Tabela 3 - Caracterização do lodo do decantador da ETA Botafogo

PARÂMETROS	ETA Botafogo		Coagulante
	Água bruta	Lodo	Sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$)
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	81,25	155,07	-
Turbidez (uT)	68,0	5332,65	-
DQO (mg/L)	167,51	15120,2	-
Teor de Umidade (%)	-	96,7	-
ST (mg/L)	119,2	10699,53	-
STF (mg/L)	85,93	5733,68	-
STV (mg/L)	33,3	4965,87	-
Cu (mg/L)	0,01	0,2	-
Fe (mg/L)	1,38	749,4	2 - 2,5% (Fe_2O_3)
Mn (mg/L)	0,38	9,66	-
Zn (mg/L)	0,11	0,92	-
Pb (mg/L)	0,012	0,2	-
Al (mg/L)	0,87	733,08	50% ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$)

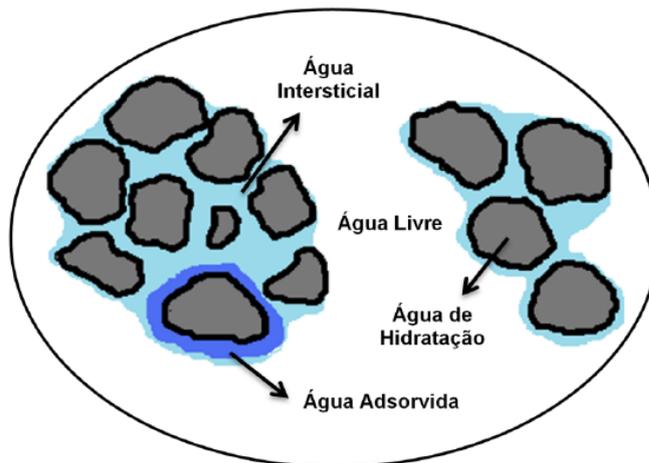
Fonte: adaptado de Tavares (2003)

Uma dificuldade para efetuar a desidratação do lodo, visto que apresenta elevada umidade, é a resistência específica de filtração. Segundo Reali (1999), quanto maior a resistência torna-se mais difícil a desidratação por filtração. Lodos com resistência específica superior a 5×10^{12} mg/kg apresentam maior dificuldade de desidratação, já nos de valores inferiores a 1×10^{12} m/kg, nota-se uma maior facilidade quanto a esse processo. Os lodos produzidos nas ETAs que usam como coagulante, sais de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou PAC) ou sais de ferro (Fe), apresentam resistência específica que varia de 5×10^{12} a 50×10^{12} mg/kg, portanto são de difícil secagem.

Segundo Paixão (2005), a separação das fases líquida e sólida do lodo depende das diferentes formas físicas da água, presente no mesmo. Essas podem ser (Figura 1):

- Água livre: água não associada com partículas sólidas;
- Água intersticial ou capilar: se encontra presa aos interstícios dos flocos;
- Água vicinal: constituídas por diversas camadas de molécula de água, fisicamente ligadas por meio de pontes de hidrogênio;
- Água de hidratação: ligada quimicamente à superfície das partículas sólidas.

Figura 1 - Tipos de água presente no lodo



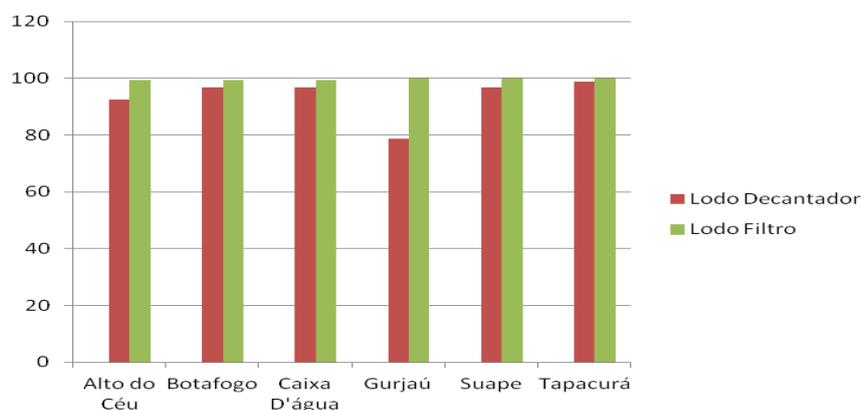
Fonte: Adaptado de Guohua (2002)

Para melhorar a eficiência da operação de remoção da água no lodo, usa-se os polímeros sintéticos conhecidos como polieletrólitos. Os polímeros são moléculas de grandes dimensões, constituídas de várias outras, sendo pequenas e simples; e

os monómeros, agrupando-se através de ligações covalentes. Os polímeros sintéticos são compostos orgânicos, produtos da reação de polimerização de moléculas simples, como nylon, policloreto de vinilo (PVC), ácido poliacrílico (PAA) e outros. Os polímeros que possuem na sua estrutura, moléculas com grupos ionizáveis, são denominados polieletrólitos, podendo ser classificados, segundo a sua carga, como: aniônicos ou catiônicos (OLEA; THOMAS,1989).

O lodo gerado no decantador possui a maior parcela de sólido e menor teor de umidade, quando comparado com parte retida nos filtros. Porém, ambos possuem elevadas quantidades de água; isso foi observado na caracterização do lodo da ETA Botafogo, onde foi encontrado 96,7% de umidade, demonstrado na tabela supracitada, o que confirma os resultados de Tavares (2003), quando o autor monitorou seis ETAs da Região Metropolitana do Recife, inclusive a ETA Botafogo. A Figura 2 mostra a umidade média dos lodos produzidos nos decantadores e filtros das ETAs Alto do Céu, Botafogo, Caixa d'água, Gurjaú, Suape e Tapacurá, todas localizadas na RMR.

Figura 2 - Umidade (%) dos lodos retidos nos decantadores e filtros de seis ETAs da Região Metropolitana do Recife / PE



Fonte: Tavares (2003)

Machado et al. (2002), em seu estudo de caracterização do lodo do decantador da ETA Bolonha, em Belém - PA, verificaram que, dos resíduos gerados, 85% eram de água e 15% de resíduo sólido. Tavares (2003), para a ETA Botafogo, encontrou 96,7% de umidade.

Oliveira et al. (2004) em seus estudos de caracterização mineralógica e físico-química do resíduo gerado na ETA, do município de Campos dos Goytacazes, RJ, visando a possibilidade para aproveitamento em cerâmica vermelha, verificaram a presença dos cristais de caulinita, ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), sílica (SiO_2) e gibsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$). No mesmo estudo, analisando e comparando com a literatura, o resíduo apresentou um valor de massa específica real (MER) da ordem de $2,63 \text{ g/cm}^3$. O mesmo encontra-se dentro da faixa para materiais argilosos, onde a literatura mostra que as argilas cauliníticas da região de Campos dos Goytacazes-RJ apresentam valores compreendidos entre $2,55 - 2,77 \text{ g/cm}^3$.

Fadanelli e Wiecheteck (2010), estudando o lodo de ETA, com objetivo de incorporá-lo a fabricação de solo cimento, verificaram, através da análise granulométrica, grande quantidade de areia no lodo, mostrando-se apropriados para a mistura de solo cimento. Porém, o lodo também apresentou um caráter siltoso, contendo partículas mais finas, as quais resistem menos ao cisalhamento. Para compensar tal fragilidade e se obter resultados iguais aos de antes da adição de lodo, faz-se necessário maior teor de cimento, encarecendo o produto.

2.4 CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS DOS RESÍDUOS DE ETA

A quantificação do lodo gerado na ETA, segundo Di Bernardo e Dantas (2005), é fundamental para o planejamento da destinação final do mesmo. Essa quantificação pode ser na fase de projeto, por meio de ensaios para estimar, de forma mais precisa, como se comportam as características da água bruta e produção de lodo, ou por meio de fórmulas empíricas, de modo menos preciso para quantificar o lodo. No que diz respeito às ETAs existentes, além de fórmulas empíricas, pode-se também usar o balanço de massa (CORNWELL, 2006).

Segundo Souza et al. (2004), o método balanço de massa é o mais adequado, pois relaciona a vazão e a concentração de sólidos, na entrada e saída das ETAs existentes. O autor utilizou essa técnica para quantificar os resíduos da ETAs de São Carlos e Fonte Luminosa, ambas em São Paulo; onde foram determinados os teores de sólidos totais, suspensos e dissolvidos nas águas de lavagens dos filtros e lamas dos decantadores,

assim como as dosagens de produtos químicos.

A partir do monitoramento dos parâmetros dos sólidos na entrada e saídas dos decantadores e filtros estimou-se o balanço de massa, por meio das Equações 1, 2 e 3.

- **Equação 1 - Produção total de sólidos**

$$W \text{ (kg/dia)} = [(SSTAB*QAB) + (0,26*DSA + 0,1*DSC) - (SSTAT*QAT)]*0,0864$$

- **Equação 2 - Produção de sólidos nos decantadores**

$$WD \text{ (kg/dia)} = (SSTAB*QAB + (0,26*DSA + 0,1*DSC) - SSTAD*QAD)*0,0864$$

- **Equação 3 - Produção de sólidos nos filtros**

$$WF \text{ (kg/dia)} = (SSTAD*QAD - SSTAF*QAF)*0,0864$$

Em que:

- SSTAB – Concentração de sólidos suspensos em mg/L na água bruta;
- QAB – Vazão de água bruta em L/s;
- DSA – Adição diária de coagulante ($Al_2(SO_4)_3$) em mg/s;
- DSC – Adição diária de cal em mg/s;
- SSTAT – Concentração de sólidos suspensos em mg/L na água tratada;
- QAT – Vazão de água tratada em L/s;
- SSTAD - concentração de sólidos suspensos em mg/L na água decantada;
- QAD - vazão de água decantada em L/s;
- SSTAF - concentração de sólidos suspensos em mg/L na água filtrada;
- QAF - vazão de água filtrada em L/s.

Segundo Katayama (2012), todas as equações empíricas têm o mesmo conceito que os sólidos, gerados pelo tratamento da água, possuindo dois componentes: primeiro, a fração dos sólidos da água bruta, que é removida no tratamento, e quantificada pela concentração de sólidos em suspensão totais

(SST); segundo, os produtos químicos adicionados à água bruta (coagulantes, polímeros, carvão ativado em pó e outros).

A Tabela 4 mostra as fórmulas empíricas, usadas por diversos autores, com a introdução do parâmetro turbidez, substituindo os SST, por não ser uma medida imediata que exige tempo para a determinação. O parâmetro turbidez traz vantagens práticas, rapidez e baixo custo, além de ser uma análise de rotina em ETAs.

Tabela 4 - Fórmulas empíricas para quantificar o lodo gerado em ETA

Modelo	Fórmula	Descrição
1	$W = (86400 \cdot Q \cdot 3.5 \cdot T^{0.66}) \cdot 10^{-3}$ (AWWA, 1999)	W = quantidade de sólido seco (kg/dia) T = turbidez (UT) Q = vazão de água bruta tratada (m ³ /s)
2	$W = (86400 \cdot Q \cdot (1.2 \cdot T + 0.07 \cdot C + D + A)) \cdot 10^{-3}$ (DILLON, 1996)	W = quantidade de sólido seco (kg/dia) Q = vazão de água bruta tratada (m ³ /s) T = turbidez (UT) D = coagulante (mg/L) A = outros aditivos, como polímero (mg/L) C = cor aparente da água bruta (UC)
3	$W = (86400 \cdot Q \cdot (1.2 \cdot T + 0.07 \cdot C + 0.17 \cdot D + A)) \cdot 10^{-3}$ (AFFE, 1993)	W = quantidade de sólido seco (kg/dia) Q = vazão de água bruta tratada (m ³ /s) T = turbidez (UT) D = dosagem do coagulante (mg/L) A = outros aditivos, como polímero (mg/L) C = cor aparente da água bruta (UC)
4	$W = (86400 \cdot Q \cdot ((D \cdot Fe_1) + (T \cdot Fe_2))) \cdot 10^{-3}$ KAWAMURA (1991)	W = quantidade de sólido seco (kg/dia) Q = vazão de água bruta tratada (m ³ /s) T = turbidez (UT) D = dosagem do coagulante (mg/L) Fe ₁ = fator que depende do número de moléculas de água associadas a cada molécula de Al ₂ (SO ₄) ₃ . (Fe ₁ = varia entre 0.23 - 0.26) Fe ₂ = razão entre a concentração de sólidos suspensos totais presentes na água bruta e turbidez da mesma. (Fe ₂ = varia entre 1.0 - 2.0)
5	$W = (86400 \cdot Q \cdot (0.44 \cdot D + 1.5 \cdot T + A)) \cdot 10^{-3}$ CORNWELLI (2006)	W = quantidade de sólido seco (kg/dia) Q = vazão de água bruta tratada (m ³ /s) T = turbidez (UT) D = dosagem do coagulante (mg/L) A = outros aditivos, como polímero (mg/L)

Fonte: Ferreira Filho e Além Sobrinho (1998); Tavares (2003)

Saron e Leite (2001) aplicaram as equações acima, descritas para determinar a massa de lodo produzida na ETA Guaraú, mas encontraram divergências nos resultados, atribuída a algumas desvantagens. A desvantagem do modelo 1 está na dependência exclusiva da turbidez e vazão da água bruta, não considerando as dosagens de produtos químicos. Esse modelo poderia ser aplicado em estações que não realizam a floculação e coagulação, como as ETAs que adotam apenas a filtração. O modelo 2, além de considerar a dosagem de coagulante, insere também o parâmetro cor, ligado a particularidade dos períodos chuvosos, onde há um aumento significativo da cor e turbidez na água bruta, implicando no aumento da dosagem de produtos químicos. Ou ainda, aquela cor inserida por alguns metais, como Fe e manganês (Mn), que também necessitam de produtos químicos para sua remoção, e outros aditivos, como polímeros e carvão ativado. O modelo 3 considera o fenômeno de hidratação, que ocorre na floculação/coagulação, impondo um valor para a molécula de água ligada ao lodo, após o desaguamento.

2.5 IMPACTOS DOS RESÍDUOS NO MEIO AMBIENTE E DISPOSIÇÃO FINAL

Segundo Molina (2010), no Brasil, a prática comum da maioria das ETAs, em operação, é o lançamento de seus resíduos, sem nenhum tipo de tratamento prévio, nos corpos hídricos ou terrenos próximos às estações. Essa conduta é responsável por impactos, tais como: aumento da concentração de metais, principalmente o Al e o Fe, aumento da concentração de sólidos em suspensão, alteração no ciclo de nutrientes, principalmente fósforo (P); desenvolvimento de condições anaeróbias em águas estacionárias ou de baixa velocidade, aumento da turbidez e cor, mudança na composição química, assoreamento dos corpos receptores pelo aumento de sólidos sedimentáveis, possibilidade de contaminação do lençol freático, dentre outros.

Dos Reis et al. (2007) concluíram que os resíduos dispostos nos cursos de água apresentam pouco impacto nas águas superficiais, tanto em rio com pequena vazão, quanto em um rio volumoso, e sugere que o efeito do lodo da ETA possa ser maior no sedimento e na biota. Contrapondo, Achon et al. (2013), referem que a sedimentação do lodo sobre a camada bentônica pode inibir o crescimento de várias

espécies de peixes e outros organismos aquáticos. Confirmando esta citação, Cornwell et al. (1987) encontraram peixes da espécie *s. truta* com concentrações de Al em torno de 0,5 mg/L. Já Porto e Ethur (2009) indicam que o limite máximo de Al em peixe não deve ultrapassar 0,2 mg/L. Segundo Mert et al. (2014), os peixes absorvem metais durante sua ingestão de alimentos, que ficam retidos em suas vísceras e tecido muscular, passando para o homem pela cadeia alimentar.

Achon et al. (2005) estudaram a sedimentação do lodo da ETA São Carlos-SP, leito do rio Monjolinho, e verificaram alterações significativas na concentração de Al e Fe na camada bentônica, depleção do oxigênio dissolvido e redução do volume útil do rio. Associados a esses pontos, os autores constataram aumento da mortalidade de invertebrados de peixes.

Scalizi (1997) encontrou na água de lavagem de filtro protozoário, como cistos de *Entamoeba coli*, larvas de *Strongiloides stercoralis* e *Acylostomidae*, além de ovos de *Hymenolepis nana* e *Acylostomidae*. Estes microrganismos são causadores de doenças de veiculação hídricas ao homem e contaminam os corpos hídricos quando são lançados de forma *in natura* nos mesmos.

Quando o lodo é disposto diretamente no solo, a principal preocupação é quanto à toxicidade do Al, um dos principais fatores que limita a produtividade das culturas nos solos ácidos (Taylor, 1988). Segundo Batista et al. (2013), as raízes das plantas são mais sensíveis a toxicidade do Al, devido à acumulação preferencial nas raízes, principalmente porque trata-se da área que fica em contato direto com o solo contaminado.

Machado (2003) relata que na Inglaterra existem estudos, afirmando a hipótese de que a água distribuída à população, tratada com sais de alumínio, seja um fator de risco ao desenvolvimento e ou aceleração do mal de Alzheimer, e outras doenças neurológicas. Em ambientes hídricos, o lodo pode tornar disponíveis, íons solúveis de Al, que comprometem a saúde humana. Pesquisas apontam que portadores da doença de Alzheimer apresentam elevada quantidade de Al no cérebro, corroborando com a ideia de que: níveis elevados de Al podem estar associados à doenças neurológicas, por interferir em diversos processos degenerativos neurofisiológicos (FERREIRA et al., 2008; MATTOS; GIRARD, 2013).

O potencial de toxicidade dos lodos de ETAs, quando lançados em cursos de água, depende das características físicas, químicas e biológicas do lodo e do corpo receptor. O impacto do descarte de resíduos de ETA, nos cursos de água, pode ser considerado, no mínimo, como antiestético; tendo em vista o aumento da turbidez e da cor podem modificar as características biológicas e químicas que causam no corpo receptor. Além de afetar o valor recreacional dos cursos de água. A redução da penetração de luz pode resultar numa diminuição da atividade fotossintética, já o aumento de partículas, em suspensão, possibilita o crescimento microbiológico (MACEDO, 2007). Os lançamentos de resíduos em cursos de água podem causar ainda assoreamentos e aumento das concentrações de Fe, Al e outros metais.

O primeiro problema, na hora de descarte do lodo, está no grande volume do mesmo, decorrente da elevada umidade presente. Então se faz necessário que antes de qualquer método de disposição, o mesmo passe por um tratamento de desidratação ou deságue. Segundo Brasil (2008), entre os métodos de desaguamento do lodo, que geram um efluente líquido e a massa sólida, estão: dispositivos tubulares de geotêxtil; lagoas de desidratação e leitos de secagem; leito de secagem com dispositivos tubulares de geotêxtil; filtro prensa; centrífuga; filtro a vácuo com tambor rotativo e prensa desaguadora.

Após o devido deságue dos lodos, torna-se necessário definir a melhor alternativa de destino final, cuja forma de disposição tradicional é feita em aterros sanitários. Porém, várias pesquisas vêm mostrando uso benéfico desses resíduos, considerando o gerenciamento de resíduos sólidos. A Tabela 5 mostra algumas pesquisas que vêm se consolidando para destino final dos lodos de ETAs.

Tabela 5 - Pesquisas com lodo de ETA para destino final

Pesquisa	Referências
Recuperação de áreas degradadas	Moreira et al. (2011) Bittencourt et al. (2012)
Incorporação em materiais de construção civil	Fadanelli e Wiecheteck (2010) Rodrigues (2012) Takada et al. (2013)
Agricultura	Padilha (2007)
Inibição da formação de sulfetos	Junior (2007)
Compostagem	Cornwell (2006)
Remoção de P de efluentes biológico	Chão (2006)

Fonte: autor (2016)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido por meio de pesquisa bibliográfica e documental, fundamentado, principalmente, na coleta, sistematização e interpretação de informações secundárias. A base dos dados utilizada teve como fonte a Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), a Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos - SRHE/PE, Agência de Regulação de Pernambuco (ARPE), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS).

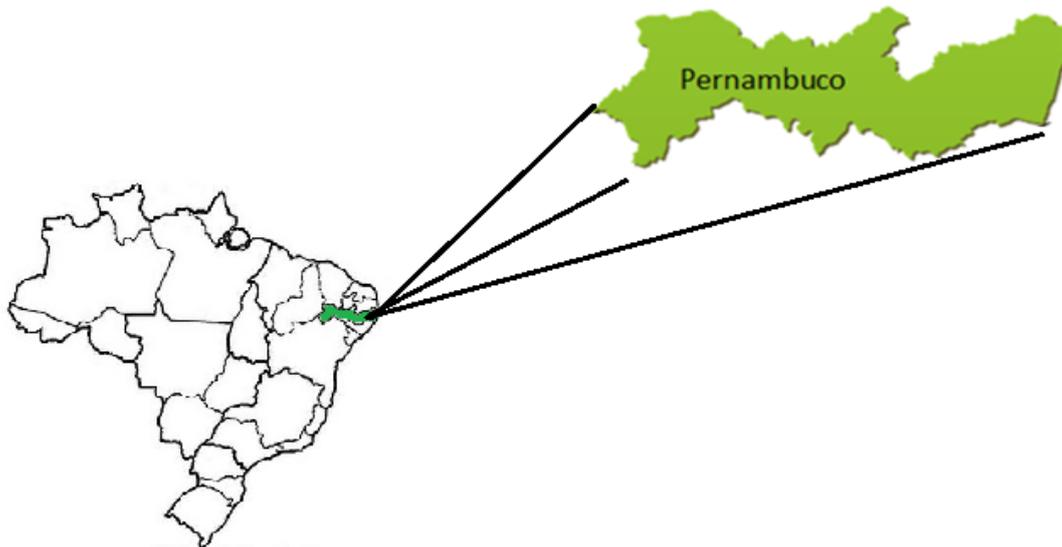
3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi o Estado de Pernambuco (Figura 3), localizado geograficamente na região Nordeste do Brasil, coordenadas 08°04' S e 37°15' W. Limitado pelos estados da Paraíba (Norte), Ceará (Noroeste), Alagoas (Sudeste), Bahia (Sul), Piauí (Oeste) e o Oceano Atlântico (Leste). O clima predominante no Estado é do tipo o tropical atlântico, no litoral, e semiárido, no interior. O período chuvoso apresenta irregularidade espacial e temporal, com regime de chuvas diretamente relacionado com as configurações da circulação atmosférica e oceânica - os trópicos - produzindo chuva fraca a moderada, em todo o ano. Porém, o período mais chuvoso é observado nas estações outono/inverno. A temperatura média anual de 25°C. O período compreendido entre maio e agosto é caracterizado por noites frias, com temperaturas em torno de 18°C (BRASIL, 2005).

O Estado engloba o arquipélago de Fernando de Noronha, com uma população total de 9.208.550 (IBGE, 2013) em uma área de 98.937,84 km², que corresponde a 1,2% do território brasileiro. É representado, geologicamente, por uma predominância de rochas cristalinas, em 84% da sua área, sendo 4,4% na bacia sedimentar. É composto por 13 bacias hidrográficas, 06 grupos de bacias de pequenos rios litorâneos, 9 grupos de bacias de pequenos rios interiores e uma bacia de pequenos rios que compõem a rede de drenagem de Fernando de Noronha

- todos vertentes das bacias do rio São Francisco e do Oceano Atlântico Oriental (PERNAMBUCO, 2014).

Figura 3 - Localização do estado de Pernambuco, Brasil.



Fonte: adaptado autor (2016)

3.2 QUANTIFICAÇÃO DAS ETAS EM PERNAMBUCO

Para caracterizar e quantificar as ETAs, no que diz respeito a fontes geradoras de lodos e as formas de disposição final, foram analisados os relatórios técnicos de monitoramento da COMPESA e de fiscalização da ARPE, no período de 2009 a 2015. O número de estações em operação no estado, de acordo com a tecnologia de tratamento, foi quantificado por meio do índice (Equação 4), aleatoriamente chamado de i_t , índice de tratamento, que representa:

$$I_t = \frac{Na}{Neo} \quad (\text{Equação 4})$$

- I_t - Índice de tratamento
- Na - Número de ETAs avaliadas
- Neo - Número de ETAs existentes em operação

A quantificação dos lodos gerados nos decantadores das ETAs convencionais do estado de Pernambuco foi estimada por meio de equações descritas por AWWA (1999), Dillon, (1996), AFEE (1993), Kawamura (1991) e Cornwell (2006). A escolha desses modelos empíricos teve como base a facilidade de obtenção dos dados de entradas, vazão, dosagem de coagulantes, turbidez e cor da água bruta, que fazem parte do monitoramento diário da água bruta em todas as ETAs operadas pela COMPESA.

O período observado compreendeu os meses de janeiro a dezembro dos anos de 2013, 2014 e 2015.

O tratamento estatístico dos dados apresentados nos seis modelos foi a estatística descritiva, com a verificação do intervalo de confiança. Foi adotado para o valor de 1% de erro.

3.3 MAPAS TEMÁTICOS

A pesquisa contou com o apoio de um Sistema de Informações Geográficas-SIG, estruturado com informações relevantes e primordiais para o desenvolvimento do trabalho. As coordenadas geográficas das ETAs foram obtidas de relatórios técnicos da COMPESA, da ARPE e através do *Google Earth*, juntamente com as respectivas características: tipo, nome, município, origem, disposição do resíduo, média anual de turbidez, média anual de cor, dosagem de coagulante, vazão e carga de resíduo. Ao final, foram organizadas em planilhas eletrônicas e posteriormente adicionadas ao SIG.

Os mapas temáticos, na escala 1/100.000, de bacias hidrográficas e região de desenvolvimento econômico do Estado, foram obtidos junto a Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos de Pernambuco e manipulados para adequação às necessidades da pesquisa.

A modelagem digital foi realizada no software ArcGIS da ESRI GIS e *Mapping Software*, licenciado para o laboratório de Fotointerpretação da FCAV/UNESP. Foi executada uma rotina no módulo Catalog do ArcGIS, para criação de uma plataforma de armazenamento e organização dos dados e produtos (mapas temáticos) obtidos, denominada GeodataBase.

Os mapas de vazão e geração de resíduos foram reclassificados, aos quais foram atribuídos valores que variavam em uma escala de 1 a 5, referentes à faixa de vazão e carga de lodo.

A elaboração do mapa de carga de lodo produzido pelas ETAs foi realizada com base nos valores empíricos encontrados com o modelo de AFEE (1993), modelo 03, que avalia a produção de lodo em função do coagulante usado, remoção da turbidez e cor da água bruta. Esse padrão apresentou o menor coeficiente de variação; logo, foi o modelo em que os resultados apresentaram um menor grau de dispersão.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 DISPOSIÇÃO DAS ETAS - TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA QUE PRODUZEM RESÍDUOS

De acordo com o estudo realizado, existem em Pernambuco 246 estações, sendo 69 ETAs convencionais, que geram resíduos nos decantadores e filtros, e 177 ETAs não convencionais, chamadas de compactas. Dessas, 176 geram resíduos, apenas durante as lavagens dos filtros, havendo uma que utiliza a tecnologia de dessalinização, por se tratar de um sistema que tem como fonte de abastecimento, a água do mar. Portanto, os resíduos gerados nessa estação são dispostos no oceano. Essa prática, de acordo com Porto et al. (2004), é usada nos países desenvolvidos, onde os detritos são lançados no oceano, ou injetados em poços profundos. Entretanto, para Lattemann e Hopner (2008), o processo de descarte dos resíduos no mar, como é realizado na ETA de Fernando de Noronha, apresenta a desvantagem de impactar os organismos marinhos que habitam o local de descarga, devido à frequência e intensidade de exposição à solução salina, quando não é observada a adequação das descargas em função das correntes oceânicas.

Existem ainda as ETAs que tratam a água de fonte subterrânea, utilizando apenas a desinfecção. Nessas não há geração de resíduo, por isso, não foram incluídas nesta pesquisa. A Tabela 6 mostra a distribuição das ETAs, por região de desenvolvimento, no estado de Pernambuco.

Tabela 6 - Número de ETAs em operação no estado de Pernambuco, 2015

Região de desenvolvimento	Estações de Tratamento		
	Convencional	Compacta	Sistema com dessalinizador
Região Metropolitana	15	12	-
Zona da Mata	13	27	-
Agreste	25	74	-
Sertão	12	46	-
Sertões do São Francisco	4	16	-
Fernando de Noronha	-	1	1
Total	69	176	1

Fonte: autor (2016)

A maioria das ETAs é do tipo Compactas, segundo Libânio (2010) é uma alternativa para tratar água com turbidez baixa, no máximo 100 uT, em locais onde não há grandes espaços para sua instalação e com menor custo, de até 50% de uma ETA convencional. Durante o período de observação e coleta de dados (2013 a 2015) os valores máximo, mínimo e médio de turbidez para essas estações foram 92,96 uT, 1,4 uT e 20,34 uT, respectivamente. Além disso, a vazão máxima encontrada para as ETAs compactas foi de 70 L/s.

Das ETAs compactas, foram identificadas a predominância daquelas tipo dupla filtração. Para Di Bernardo (2004), essa tecnologia é uma das mais usadas, principalmente por garantir eficiência no tratamento mesmo com turbidez elevada (até 300 uT), sendo capaz de produzir água filtrada com turbidez menor que 0,5 uT. A Tabela 7 apresenta o índice de quantitativo de ETAs, por tipo de tratamento adotado no estado, mostrando que o modelo mais comum é a dupla filtração, que corresponde a 32% do total de ETAs, índice superior ao de Estações convencionais, correspondendo a 28%.

Tabela 7 - Tipos de tratamento, características e índice de adoção no estado de PE

Tipo de Tratamento	Características	Índice (i_i) em Pernambuco (%)	Total
CC - Convencional	Coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção.	28,5	28,5
FDA - Compacta tipo Filtração Direta Ascendente	Coagulação por adsorção-neutralização de cargas e filtração de fluxo ascendente	17,2	
FDD - Compacta tipo Filtração Direta Descendente	Coagulação, por adsorção-neutralização de cargas, e filtração de fluxo descendente	21,7	71,0
DF - Compacta tipo Dupla Filtração	Coagulação, por adsorção-neutralização de cargas, e dupla filtração, fluxo ascendente e descendente.	32,1	
SM - Compacta tipo Separação por Membrana *(MF, UF, NF, OR, D, ED e PV)	Processo físico-químico de retirada de sais da água por meio de membranas osmóticas sintéticas	0,5	0,5

Legenda: * MF – microfiltração; UF – Ultrafiltração; NF – Nanofiltração; OR – Osmose reversa; D - Diálise; ED – Eletrodialise e PV- Pervaporação.

Fonte: adaptado pelo autor (2016)

As Figuras 4 e 5 mostram os mapas temáticos do estado de Pernambuco, com as ETAs, convencionais e compactas existentes e em operação.

Figura 4 - Localização Regional das ETAs convencionais no Estado de Pernambuco, 2015

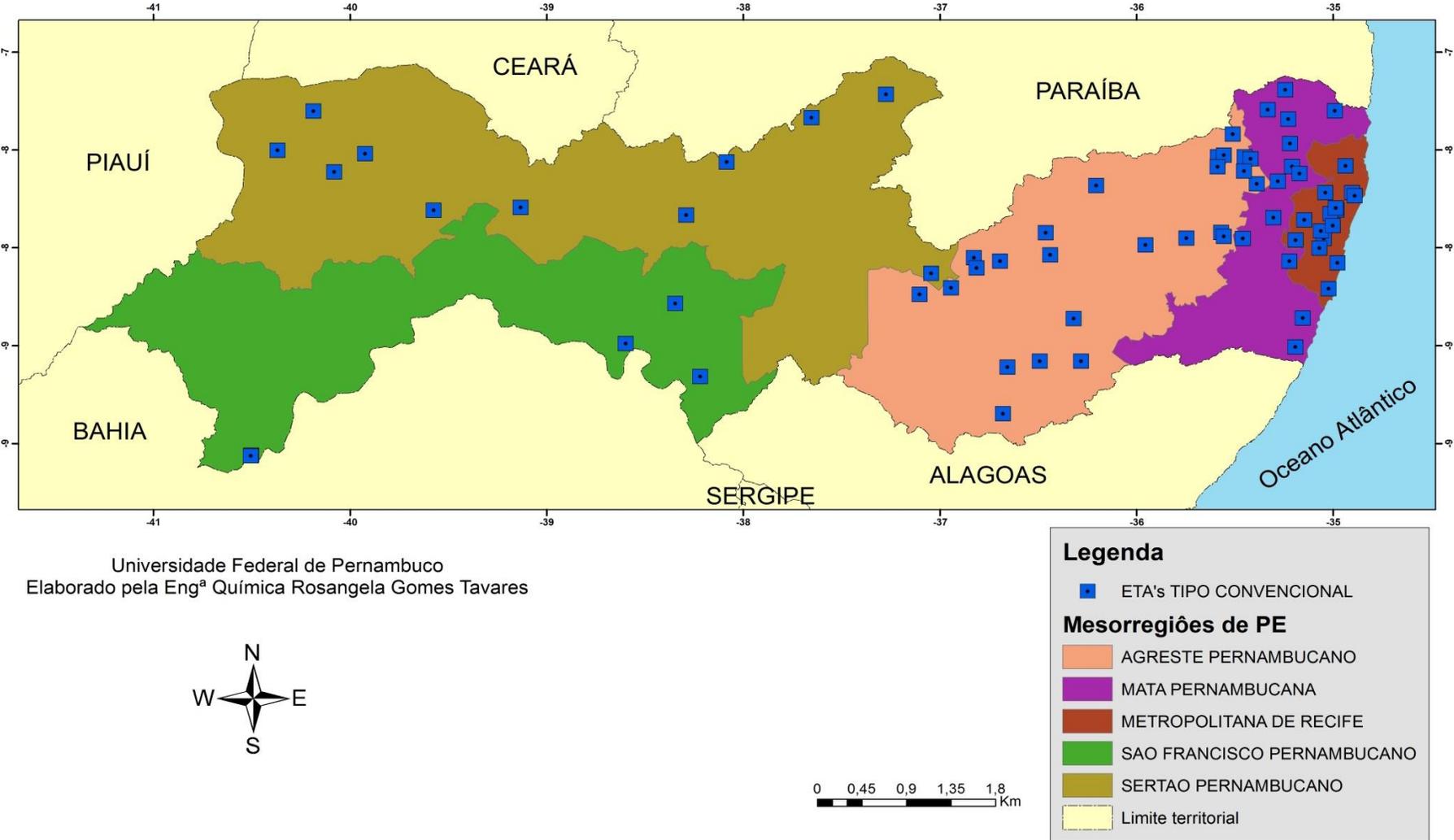
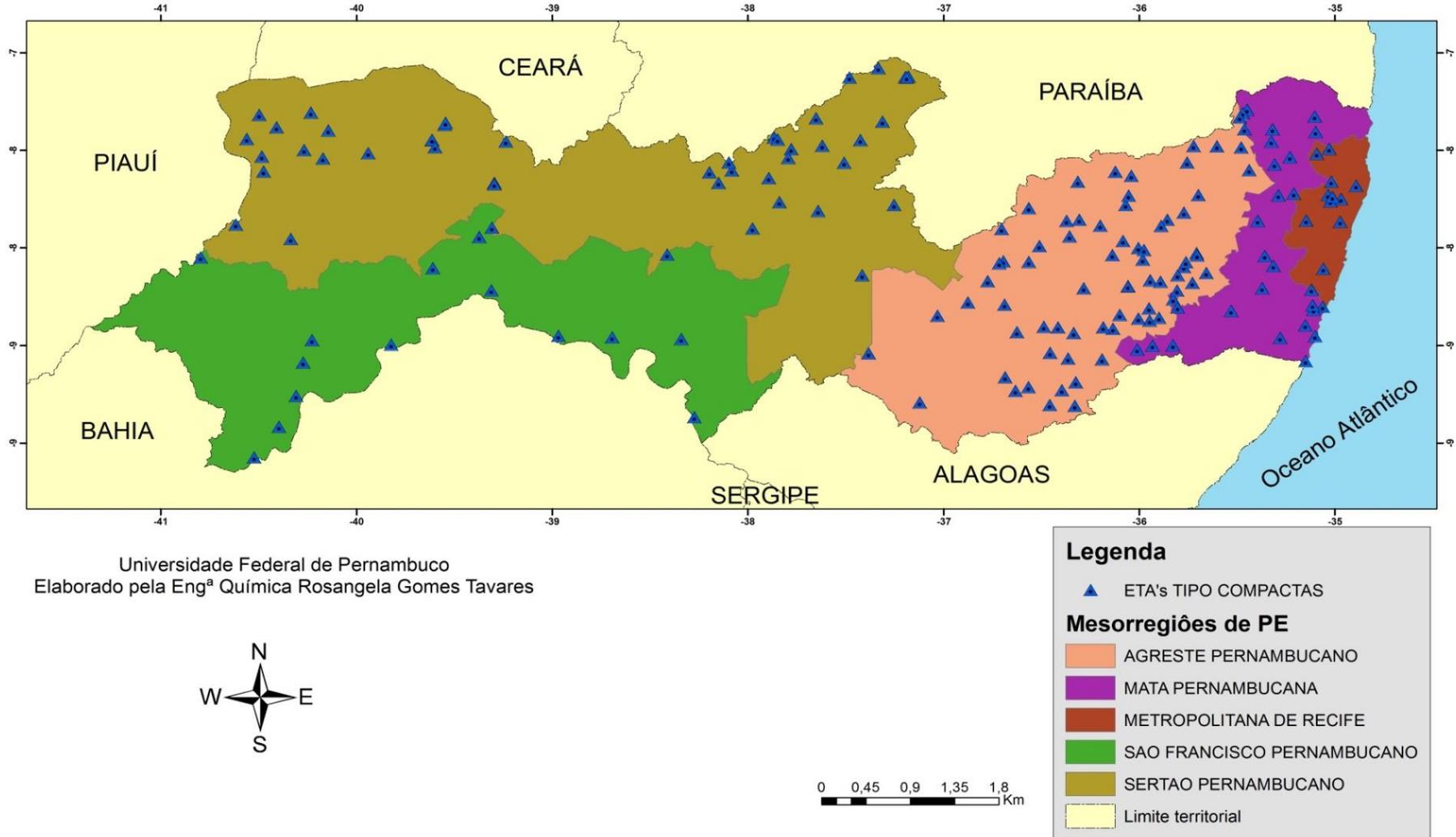


Figura 5 - Localização Regional das ETAs compactas no Estado de Pernambuco, 2015



Fonte: autor (2016)

As 69 ETAs convencionais apresentaram vazões médias (L/s), no período de 2013 a 2015, nas faixas descritas na Tabela 8. As ETAs com as maiores vazões, na faixa 5, estão localizadas na região metropolitana, onde se encontra a maior concentração populacional, como também a maior disponibilidade hídrica. Segundo o Pernambuco (1015), o Estado possui a menor disponibilidade hídrica do Brasil, 1320 m³/hab/dia. Sendo que 80% desses recursos são distribuídos na região metropolitana e zona da mata; já os 20% restantes, atendem o agreste e sertão pernambucanos. Segundo o IBGE (2010), 43% da população do Estado vive na região metropolitana, 14% na zona da mata, 24% no agreste, 13 % no sertão e 5% no sertão do São Francisco, onde há o menor número de ETAs: 4 convencionais e 16 compactas.

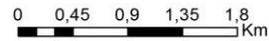
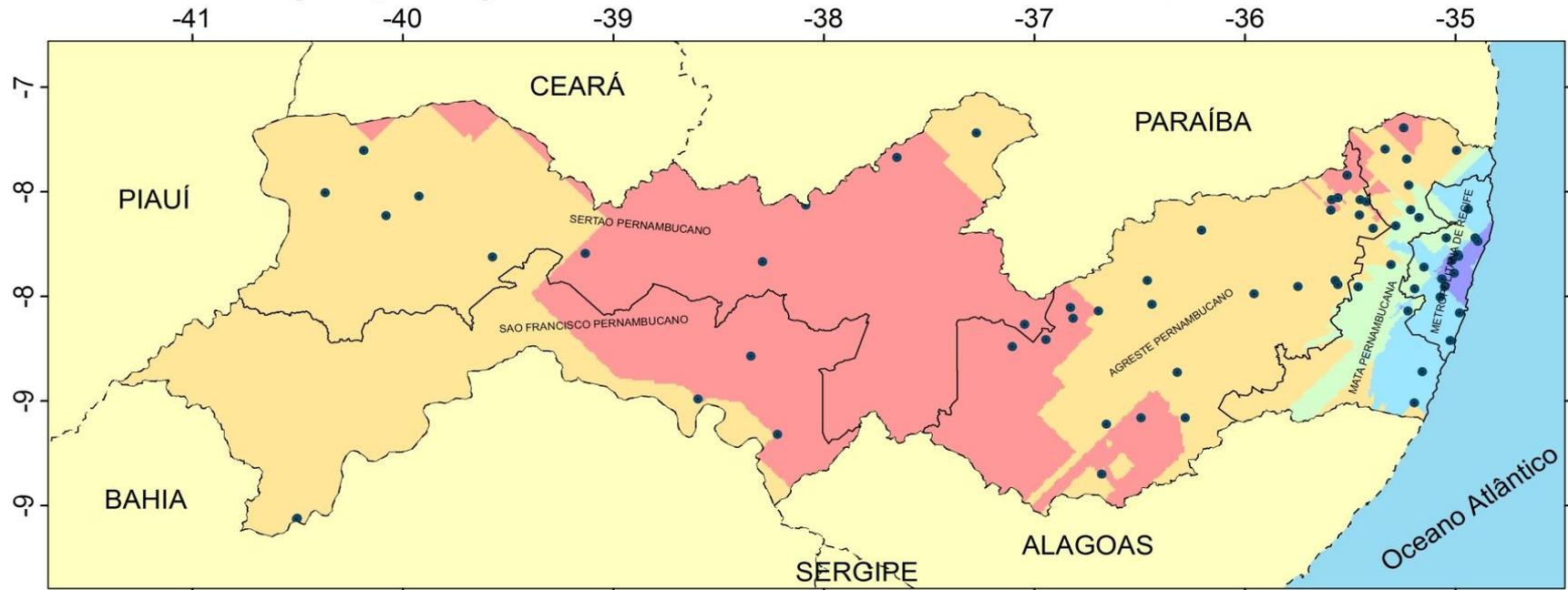
Tabela 8 - Faixa de vazão das ETAs convencionais

Faixa de Vazão	Valor das vazões (L/s)	Número de ETAs
1	≤100	37
2	>100 e ≤ 200	14
3	>200 e ≤ 500	7
4	>500 e ≤ 1000	7
5	>1000	4

Fonte: adaptado pelo autor (2016)

As 177 ETAs compactas possuem vazões inferiores a 100 L/s, sendo a menor encontrada de 3,657 e a maior de 66,8 L/s. Enquanto que as ETAs convencionais, existentes no estado de Pernambuco, apresentam vazões que variam de uma faixa inferior a 100 L/s até valores superiores a 5.000L/s. A Figura 6 mostra a distribuição das ETAs convencionais em função da vazão, conforme o que já foi supracitado, na região metropolitana, concentra as ETAs com maiores vazões; no agreste e sertão concentra as ETAs com menores vazões, mesmo tratando águas superficiais com elevada turbidez e cor, mostrando que a faixa de vazão está relacionada à disponibilidade hídrica e população atendida.

Figura 6 - Localização das ETAs convencionais por faixa de vazão no Estado de Pernambuco, 2015



Universidade Federal de Pernambuco
Elaborado pela Eng^a Química Rosângela Gomes Tavares

Fonte: autor (2016)

Legenda

- Limite territorial
- ETAs convencionais
- Mesorregiões de PE

Vazão (L/s)

- < 100
- 100 - 200
- 200 - 500
- 500 - 1000
- 1000 - 5500

4.2 QUANTIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS DE ETA

A quantificação do lodo gerado, em kg de lodo/m³. dia, nos decantadores das 69 ETAs convencionais e nos filtros das 176 ETAs compactas, foi realizada através de 5 modelos empíricos, segundo AWWA (1999) - modelo 1, Dillon (1996) – modelo 2, AFEE (1993) - modelo 3, Kawamura (1991) - modelo 4 e Cornwell (2006) – modelo 5. Os valores de produção de lodo para ambos os tratamentos (convencional e compacta) estimados através desses modelos, apresentaram resultados semelhantes quando analisado o grau de dispersão, através do coeficiente de variação (Tabela 9).

Tabela 9 - Grau de Dispersão das Variáveis

Valor do Coeficiente de Variação	Grau de Dispersão
< 0,50	Baixo
0,50 – 1,00	Médio
> 1,00	Alto

Fonte: adaptado pelo autor (2016)

O critério de escolha do modelo de produção de lodo, para construção dos mapas temáticos, foi tomado a partir das médias constatadas para os padrões, onde foi selecionado o modelo 3 (AFEE, 1993) cuja média individual localiza-se próxima da média encontrada, quando incluídos todos os modelos no cálculo, com menor coeficiente de variação e menor grau de dispersão. A Tabela 10 mostra a produção média de lodo, segundo os modelos por RD do Estado.

Tabela 10 - Produção média de lodo por RD, em Pernambuco.

Tipo de ETA	RD	Nº de ETAs	Faixa de vazão (L/s)	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4	Modelo 5
				-----Kg/m ³ dia-----				
Convencional	Região metropolitana	15	46 - 5130	7585,13	21800,07	16986,07	18832,27	20050,27
	Zona da Mata	13	21 - 199	296,24	948,22	550,48	603,85	704,49
	Agreste	25	20 - 880	658,92	2054,12	1368,36	1488,32	1661,84
	Sertão	12	17 - 183	234,50	677,17	390,75	435,25	507,75
	Sertão do São Francisco	4	54 - 687	2417,00	6031,25	5153,25	5749,00	5971,25
Compacta	Região metropolitana	14	8 - 28	60,34	132,61	96,50	106,65	115,79
	Zona da Mata	25	6 - 67	86,02	37,18	92,78	53,70	54,14
	Agreste	80	4 - 48	78,03	29,74	75,90	44,43	46,66
	Sertão	48	4 - 59	79,18	31,40	85,48	46,74	50,31
	Sertão do São Francisco	14	13 - 54	58,59	39,36	86,71	52,66	56,74

Fonte: autor (2016)

A diferença significativa no $\text{kg/m}^3\text{dia}$, de lodo gerado, conforme os resultados acima, entre o modelo 1 e os modelos 2, 3, 4 e 5 pode ser causada pelo fato do modelo 1 admitir uma produção de lodo, diretamente relacionada com a turbidez da água bruta e a vazão da mesma; sem considerar outros fatores como: dosagem de produtos químicos (coagulante e polímero) e cor da água bruta. Katayama (2012), que também utilizou esses modelos empíricos para estimar a produção de lodo em ETAs convencionais, operadas pela Companhia de Saneamento Básico do estado de São Paulo - SABESP, encontrou da mesma forma menor valor para o modelo 1. Esse padrão subestima a produção de lodo e é uma estimativa grosseira de determinação, por não considerar outras variantes importantes. Da mesma forma, Ribeiro (2007) determinou a quantidade de lodo gerado em uma estação convencional, ETA Itabirito em Minas Gerais, pelos mesmos modelos empíricos, comparando com valor encontrado pelo balanço de massa. O autor escolheu o modelo 3, com base na precisão e menor variação dos resultados. Para Saron e Leite (2001) o modelo 1 se enquadra para ETAs que não realizam a coagulação, apenas fazem a filtração, não sendo o caso das ETAs estudadas. A variabilidade dos demais modelos está associada ao tratamento que cada autor atribuiu a relação sólido suspenso e turbidez, além da inclusão ou não do parâmetro cor.

Quando se observa a produção de lodo por bacias hidrográficas do estado de Pernambuco, verifica-se 13 bacias hidrográficas, 6 bacias de pequenos rios litorâneos e 9 bacias de pequenos rios interiores, conforme mostra a Tabela 11. Nota-se na tabela que a bacia do rio Capibaribe possui o maior número de ETAs, totalizando 40, entre convencionais e compactas, com produção diária entre 50 - 100 kg/m^3 para as compactas; e entre 5000 e 50.000 kg/m^3 , para as convencionais. A bacia do grupo de pequenos rios litorâneos, GL 2, apesar de ter apenas 10 estações, está entre essas: a ETA Pirapama, cuja produção diária é superior a 150.000 kg/m^3 dia, as bacias do grupo de pequenos rios litorâneos, GL 6, e dos pequenos rios interiores, GI 2 e GI 6, não possuem ETA em suas áreas, podem não receber diretamente esse tipo de resíduo.

Tabela 11 - ETAs por Bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco, 2016

Bacia hidrográfica	Área superficial do Estado (%)	Estação de Tratamento de Água			
		Compacta		Convencional	
		Nº de ETA	Carga de lodo (Kg/m ³ dia)	Nº de ETA	Carga de lodo (Kg/m ³ dia)
BRÍGIDA	13,73	15	≤ 50	5	500 - 5000
CAPIBARIBE	7,58	29	50 - 100	11	500 - 5000
GARÇAS	4,16	2	≤ 50	0	0
GI 1	1,39	2	50 - 100	2	≤ 500
GI 2	0,16	0	0	0	0
GI 3	2,32	2	50 - 100	2	≤ 500
GI 4	1,33	2	≤ 50	0	0
GI 5	0,72	1	≤ 500	0	0
GI 6	0,85	0	0	0	0
GI 7	1,23	2	≤ 50	0	0
GI 8	1,32	3	≤ 50	2	500 - 5000
GI 9	0,55	0	0	0	0
GL 1	1,21	4	50 - 100	3	500 - 5000
GL 2	1,29	2	100 - 150	8	5000 - 50.000
GL 3	0,13	0	0	1	5000 - 50.000
GL 4	0,30	2	50 - 100	1	500 - 5000
GL 5	0,07	1	50 - 100	0	0
GL 6	0,09	0	0	0	0
GOIANA	2,90	12	50 - 100	11	500 - 5000
IPANEMA	6,32	8	50 - 100	4	≤ 500
IPOJUCA	3,49	11	50 - 100	7	500 - 5000
MOXOTÓ	8,92	3	50 - 100	2	≤ 500
MUNDAÚ	2,19	7	50 - 100	2	500 - 5000
PAJEÚ	16,97	23	50 - 100	5	≤ 500
PONTAL	6,12	2	≤ 50	0	0
SIRINHAÉM	2,13	9	50 - 100	0	0
TERRA NOVA	4,97	5	50 - 100	1	≤ 500
UNA	6,37	28	≤ 50	2	500 - 5000

Fonte: autor (2016)

As Figuras 7 e 8 apresentam os mapas temáticos, construídos com os valores médios de lodo em Kg/m³dia, encontrados para o período de 2013 a 2015. Segundo AFEE (1993), modelo 3, que avalia a produção de lodo, em função do coagulante usado, remoção da turbidez e cor da água bruta. Esse modelo apresentou o menor coeficiente de variação; logo, foi o modelo em que os resultados apresentaram um menor grau de dispersão.

Figura 7 - Diposição das ETAs convencionais no estado de Pernambuco em função da carga de lodo por bacia hidrográfica

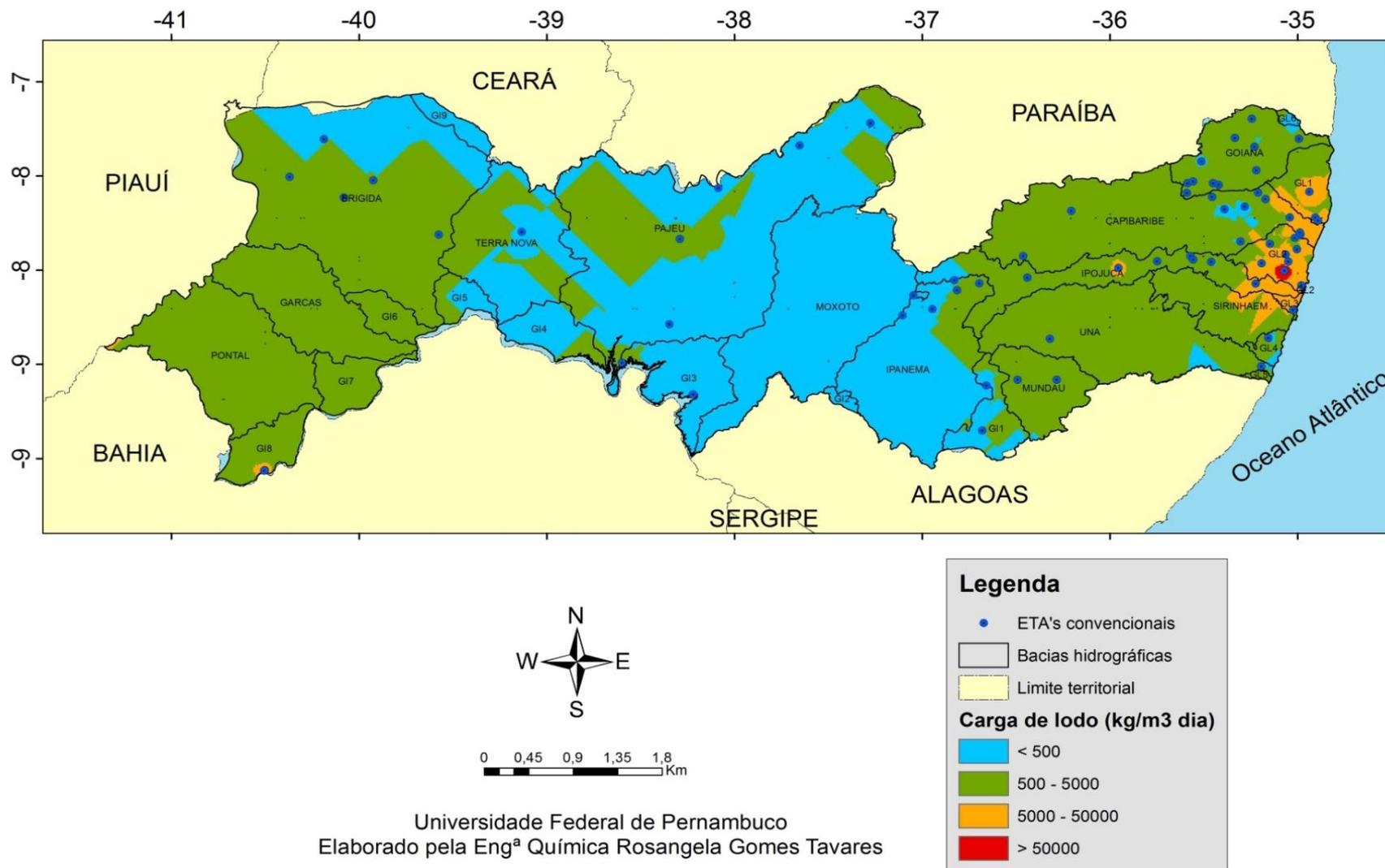
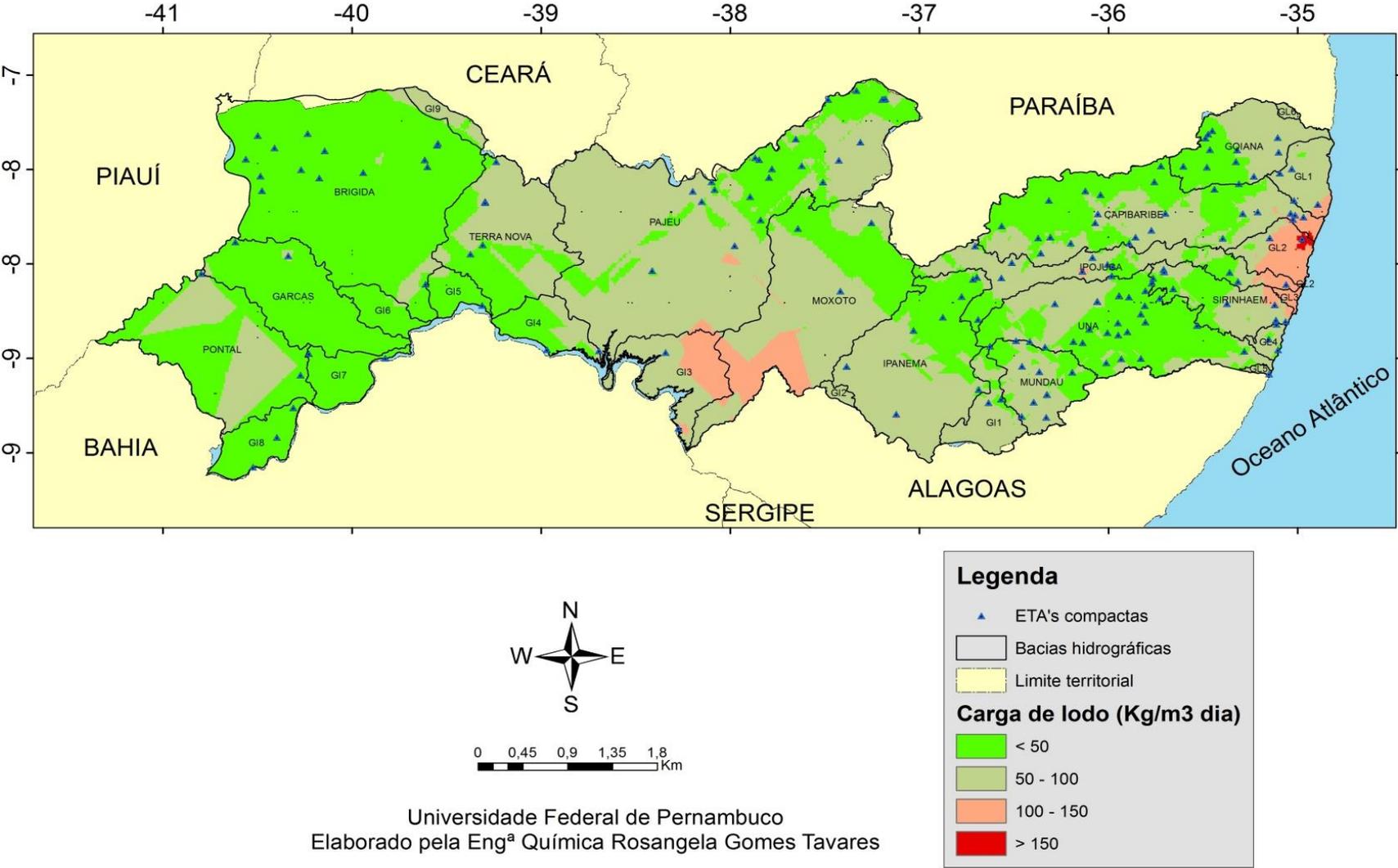


Figura 8 - Disposição das ETAs compactas no estado de Pernambuco em função da carga de lodo por bacia hidrográfica, 2015



Universidade Federal de Pernambuco
Elaborado pela Eng^a Química Rosângela Gomes Tavares

Fonte: autor (2016)

4.3 DISPOSIÇÃO FINAL

A prática de descarte do lodo de ETA, no meio ambiente, seja no corpo hídrico ou no solo, precisa ser modificada, em função da poluição que acarreta ao local de destino final, além do desperdício de água que é descartada junto com a menor parcela: o resíduo sólido. Aterros sanitários, aterros exclusivos, gerenciamento em conjunto com o lodo de ETE, co-disposição com biossólido, aplicação controlada no solo destinada a recuperação de áreas degradadas, e por fim, o reuso em diversas indústrias, com destaque no ramo da construção civil, são viabilidades vastamente exploradas na literatura para o lodo de ETAs. Porém, de fato no estado de Pernambuco, essas propostas ainda são muito discretas e a prática diária contraria duramente a legislação, como a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997), que impõe o lançamento dos lodos das ETAs nos corpos hídricos, ao processo de outorga, e a Lei de Crimes Ambientais (lei 9605 de 12 de fevereiro de 1998), que possibilita a punição nas esferas civil, administrativa e penal, quando ocorre a constatação de lançamento, no meio ambiente, de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos.

A Tabela 12 apresenta o número de ETAs no estado de Pernambuco que descartam seus resíduos nos corpos hídricos e no solo, como também o número de estação que realizam algum tipo de tratamento de esgoto.

Tabela 12 - Disposição final dos resíduos de ETAs no estado de Pernambuco

ETAs	Descarte no Corpo Hídrico	Descarte no Solo	Processo de Esgoto
Convencionais	49	15	5
Não Convencionais	135	38	4
Total	184 (75%)	53 (22%)	9

Fonte: autor (2016)

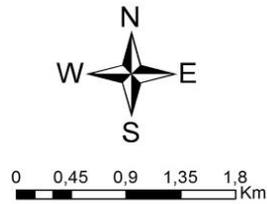
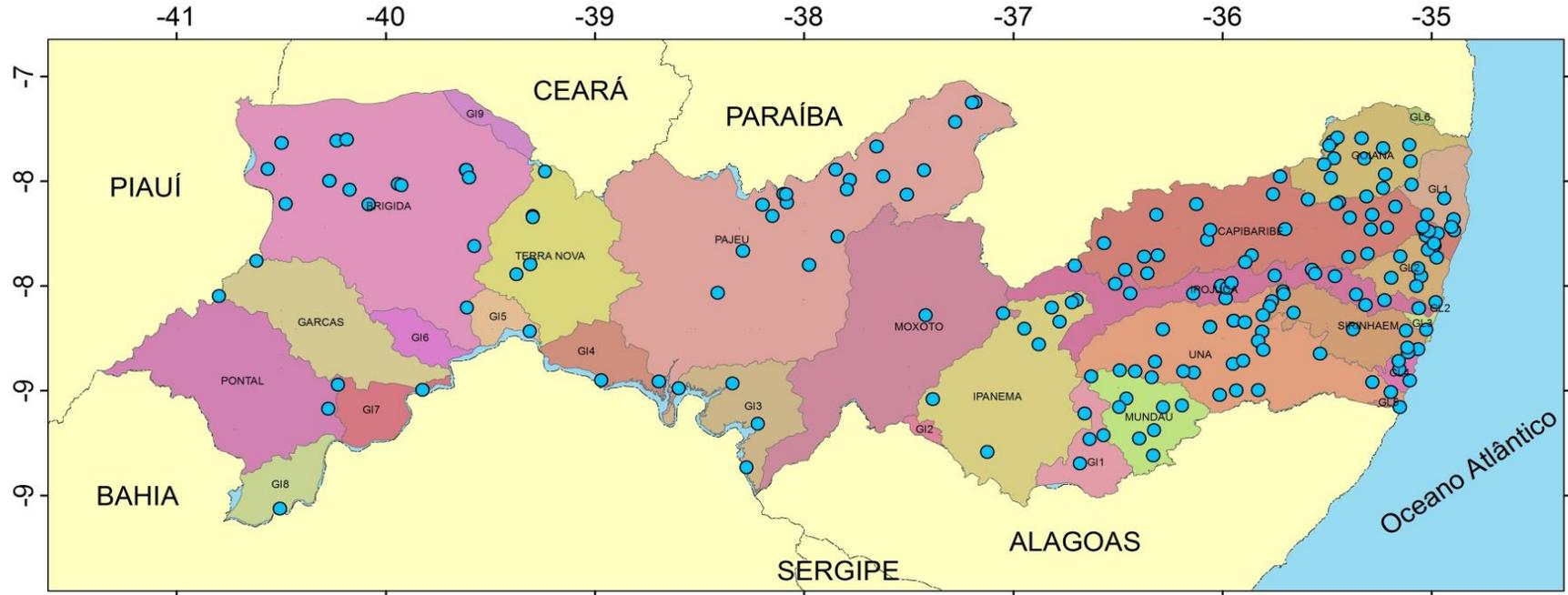
A Tabela 12 acima mostra que 75% dos resíduos de ETAs são dispostos diretamente em corpos hídricos, valor muito superior ao que encontramos na literatura referente à gestão adotada por países desenvolvidos como Estados Unidos, que descartam 11% em corpos hídricos, Reino Unido, apenas 2%, e outros

países como Alemanha, França e Japão que não realizam nenhum descarte nos corpos hídricos (CORNWELL et al., 2000; ALAMINO, 2010).

Dos Reis et al. (2007) chama a atenção para o lançamento do lodo diretamente em corpos hídricos, podendo esse levar ao aumento da concentração de alguns elementos, como Al, Ca, Fe, K, Mn, Mg e Na, alterações nas características dos sedimentos, redução do pH da água, liberação de odores, redução da quantidade de oxigênio dissolvido no corpo d'água, toxicidade crônica aos organismos aquáticos e impacto visual.

A Figura 9 mostra o mapa temático do Estado com as respectivas ETAs convencionais, por bacias hidrográficas, que dispõem os lodos gerados nos corpos hídricos.

Figura 9 - Disposição das ETAs convencionais no estado de Pernambuco em função da carga de lodo por bacia hidrográfica, 2015



Universidade Federal de Pernambuco
Elaborado pela Eng^a Química Rosângela Gomes Tavares

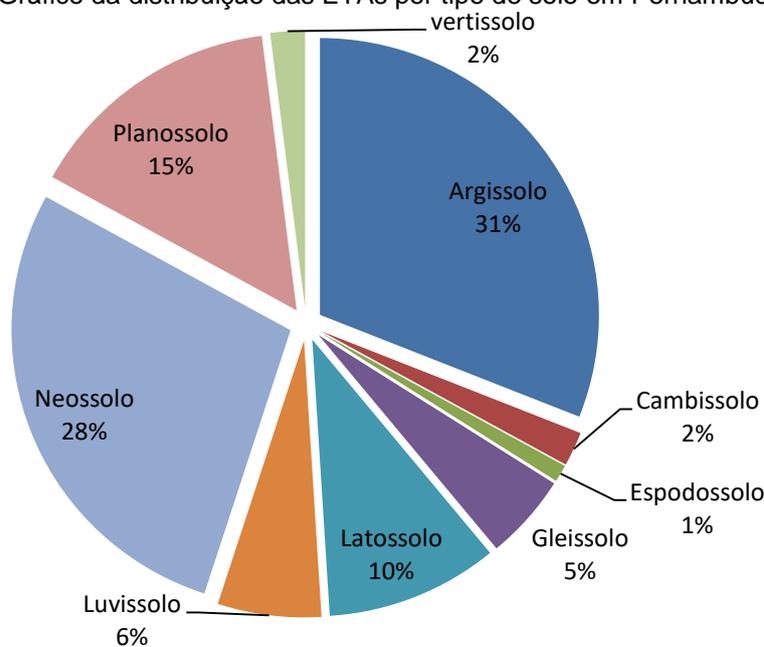


Fonte: autor (2016)

Quanto à disposição no solo, 22% das ETAs do Estado realizam essa prática. Para Tsutiya e Hirata (2001), a aplicação de lodos de ETAs, no campo, apresenta alguns benefícios em solos agrícolas, tais como: melhoria estrutural; ajuste de pH; adição de traços de minerais; aumento da capacidade de retenção de água e melhoria das condições de aeração do terreno. Entretanto, para Richter (2001), em solos agricultáveis podem ocorrer a indisponibilização do P, presente no solo, à planta. Para o autor, a toxicidade do Al no solo está associada ao pH. Solos com pH inferior a 5,5, o Al apresenta-se na forma trocável, potencialmente tóxico; em solos com pH acima de 5,5, o Al encontra-se em formas precipitadas.

Os solos do estado de Pernambuco possuem altas parcelas de argilas; portanto, geralmente são ácidos, com isso a disposição do lodo com altas concentrações de Al no terreno, favorece o aprisionamento deste nos minerais da Argila, assim como a diminuição da disponibilidade de nutrientes, principalmente o P. A Figura 10 apresenta o percentual de ETAs nas principais terras do Estado, mostrando que os relevantes solos, impactados pelo lodo de ETA são argilosos, planossolo e latossolo, possuindo 31, 28, 15 e 10% das ETAs.

Figura 10 - Gráfico da distribuição das ETAs por tipo de solo em Pernambuco, 2015



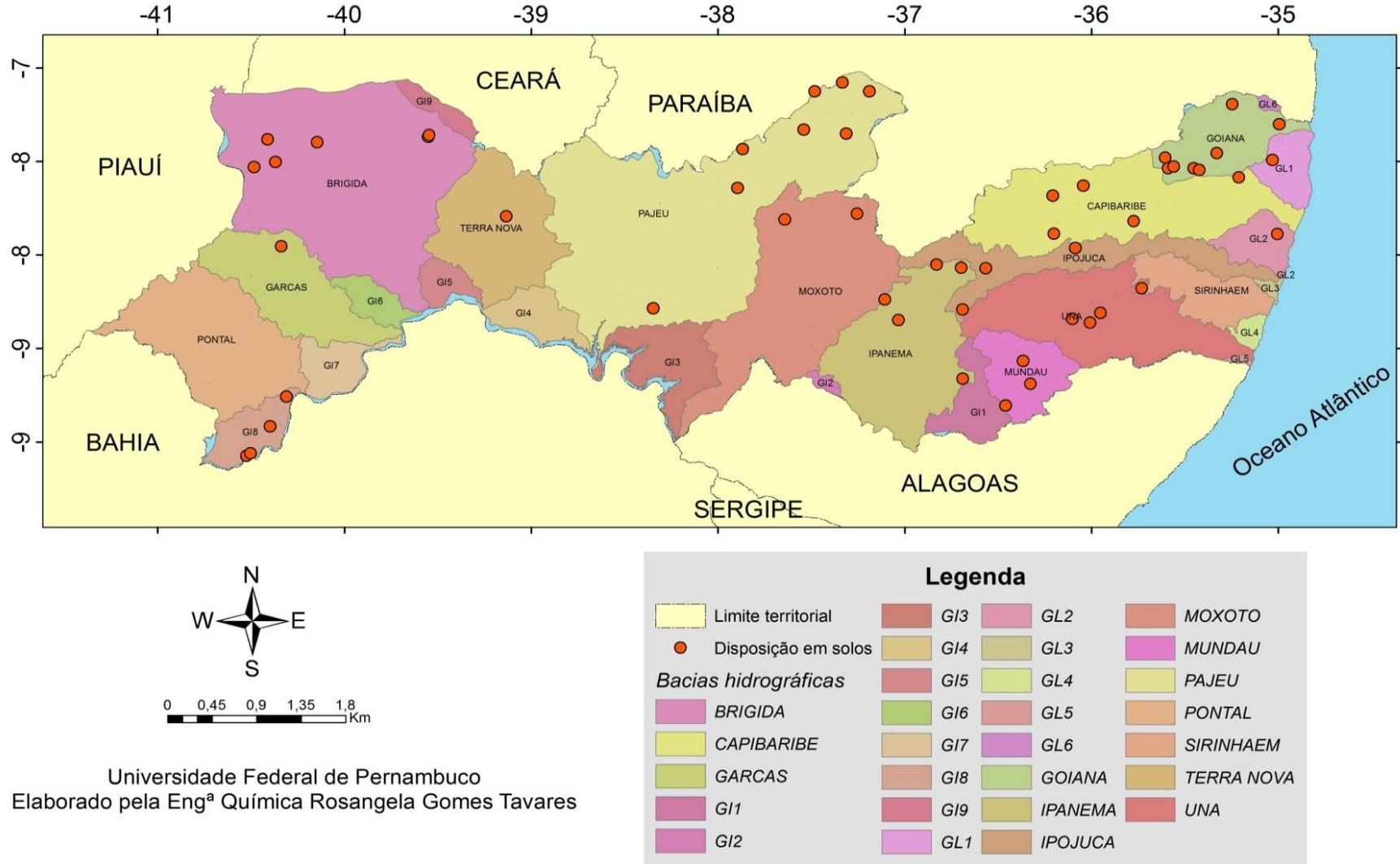
Fonte: autor, 2016

Para Andreolli (2006) e Morita (2016) é necessária a redução da umidade dos lodos de ETA, quando a finalidade for a disposição no solo. O excesso de água no lodo, que usa coagulante a base de Al, pode acarretar na produção de ácidos graxos voláteis, reduzindo o pH do meio e favorecendo a lixiviação do Al, como espécie iônica.

A Figura 11 mostra o mapa temático do Estado com as respectivas ETAs, convencionais e compactas, por bacias hidrográficas, que dispõem os lodos gerados no solo.

As ETAs que possuem tratamento de deságue, sendo do tipo filtro prensa (1 ETA), lagoa de decantação (6) e dispositivos tubulares de geotêxtil (bags) (2), recirculam a água separada. Porém, os resíduos sólidos continuam sem o destino adequado. Com exceção as duas estações que usam bags como forma de deságue, as demais dispõem o resíduo sólido no terreno próximo a estação. As ETAs Gurjaú e Botafogo, ambas localizadas na RMR, ainda retém seus lodos nos bags.

Figura 11 – ETAs cujos lodos são dispostos diretamente na bacia hidrográfica, 2015



Universidade Federal de Pernambuco
Elaborado pela Eng^a Química Rosângela Gomes Tavares

Fonte: autor (2016)

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo foi possível observar a distribuição quantitativa das ETAs existentes nos estado de Pernambuco, onde foi identificado 246 ETAs que geram resíduos, sendo 69 em decantadores e filtros, 176 apenas nos filtros e uma no sistema de dessalinização. O tipo de ETA mais comum no estado é a compacta com dupla filtração, que corresponde a 32% do total de ETAs existentes, seguido das convencionais com 28%.

O maior número de ETAs convencionais está localizado na região metropolitana, onde ocorre a maior disponibilidade hídrica e população atendida: 80 e 43%, respectivamente. A região de desenvolvimento do agreste e sertão concentra as ETAs com menores vazões, predominando as do tipo compacta, que tratam menor volume de água, com turbidez relativamente baixa; logo, geram menor carga de lodo.

Quanto à produção do mesmo, foi observado que a bacia do rio Capibaribe recebe a maior carga diária, entre 50 e 50.000 kg/m³, de ETAs compactas e convencionais. Todavia a bacia GL 2 (grupo dos pequenos rios litorâneos) possui a maior ETA, a ETA Pirapama, que chega a tratar 5.130 L/s gerando mais de 150.000 kg/m³ de lodo por dia.

No que diz respeito à disposição final dos resíduos das ETAs do estado pernambucano, verificamos que 75% descartam seus resíduos nos corpos hídricos e 22% no solo; esse, sem qualquer tipo de tratamento. Sendo que 9% realizam o processo de deságue, porém ainda descartam, na terra, a massa sólida, sem nenhuma gestão dos mesmos.

6 REFERÊNCIAS

ABNT/NBR-10004. **Associação Brasileira de Normas Técnicas. Resíduos sólidos – Classificação.** 2a Ed. 2004.

ACHON C.L.; BARROSO M.M.; CORDEIRO J.S. **Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro.** Eng. Sanit Ambient. v.18 n.2. pag. 115-122. Abr/jun 2013.

ACHON, C. L; SOARES L. V; MEGDA C. R **Impactos ambientais provocados pelo lançamento in natura de lodos provenientes de estações de tratamento de água.** In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. Campo Grande– MS, 2005.

ACHON, C.L.; CORDEIRO, J.S. **Análise crítica de implantação de sistemas naturais de remoção de água livre de lodo de ETA.** Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Campo Grande/MS: ABES, cd. I-047. 2005.

ALAMINO, R. de C. J. **A utilização de lodo de esgoto como alternativa sustentável na recuperação de solos degradados: Viabilidade, avaliação e biodisponibilidade de metais.** Rio de Janeiro, 2010. xxi, 221 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Programa de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies.** 5th ed. New York: McGraw-Hill, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR 12216. **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público.** 1992.

ASSOCIATION FRANCAISE POUR L'ÉTUDE DES EAUX - AFEE. **Traitment des boues de stations de production d'eau potable.** [S.I.]: AFEE, 1993.

AWWA-AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Control de Calidad y Tratamiento de Agua.** Madrid, 1975.

BATISTA, M. F.; MOSCHETA, I. S.; BONATO, C. M.; BATISTA, M. A.; ALMEIDA, O. J. G. DE ; INOUE, T. T. **Aluminum in corn plants: influence on growth and morpho-anatomy of root and leaf.** Rev. Bras. Ciênc. Solo [online]. vol.37, n.1, pp.177-187. 2013.

BERNARDO, L. DI; PAZ, L. P. S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água.** São Carlos: LDiBe, p. 868. 2010.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B.M.; AISSE, M.M.; MARIN, L. M. K. S.; SIMÃO, C. C. **Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado.** Eng. Sanit. Ambient. vol.17 No.3 Rio de Janeiro July/Sept. 2012.

BOTERO, W. G. **Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola.** Quim. Nova, Vol. 32, No. 8, 2018-2022, 2009.

BRASIL. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos.** Brasília, DF: Congresso Nacional, 2010.

BRASIL. Lei Federal de nº 11445 de 05 de janeiro de 2007. **Diretrizes nacionais para o saneamento básico.** Brasília, DF, 2007.

BRASIL. **Lodo gerado durante o tratamento de água e esgoto: guia do profissional em treinamento.** Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). – Brasília: Ministério das Cidades, 2008.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Relatório final do grupo de trabalho interministerial para rede limitação do semi-árido nordestino e do polígono das secas.** p. 33, Brasília, DF, 2005.

BRASIL. **Ministério da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Diário Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de Oficial da União, Brasília/DF, 2011.

CAMPLESI, D. C. F.; PEREZ, W. E.; SIQUEIRA, E. Q. **Remoção de coliformes totais E Escherichia coli utilizando a filtração em múltiplas etapas (FiME) em períodos de alta turbidez da água bruta.** REEC – Revista Eletrônica de Engenharia Civil nº 1 (2010) 14-18.

CARVALHO, T.K. **Transferência de Tecnologias de Tratamento Água em Comunidades Brasileiras de Pequeno Porte.** Monografia, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

CHÃO, I.R.S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água.** Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica, SP, 2006.

COMPESA. **Sistema de Informações Operacionais-SIP.** Pernambuco, dezembro, 2013.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Ministério do Meio Ambiente, 23p. 2005.

CORDEIRO, J.S. **Importância do tratamento e disposição adequada do lodos de ETAs**. In: REALI, M.A.P., coord. *Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água*. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CORNWELL, David. A.; MUTTER, R. N.; VANDERMEYDEN, C. **Commercial Application and Marketing of Water Plant Residuals**. Denver: American Water Works Association, 2000.

CORNWELL, D. A. **Water treatment residuals engineering**. Denver: AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 2006.

CURCIO, E., DI PROFIO, G., FONTANANOVA, E., DRIOLI, E. **Advances in Membrane Technologies for Water Treatment**. Materials, Processes and Applications: in *Energy Procedia*, v. 82 p. 411–441, 2015.

DI BERNARDO, A. S. **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2004.

DI BERNARDO, L. ; SABOGAL PAZ. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos: LDiBe, 2008.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2005.

DILLON, G. **Application Guide to Waterworks Sludge Treatment and Disposal**. [S.l.]: WRc, 1996.

DOS REIS, E. L. T.; COTRIM, M E. B.; RODRIGUE, C.; PIRES, M. A. F., BELTRAME FILHO, O.; ROCHA, S. M.; Cutolo, S. A. **Identificação da influência do descarte de lodo de estações de tratamento de água**. *Quim. Nova*, Vol. 30, No. 4, 865-872, 2007.

FADANELLI L. E. A. E ; WIECHETECK G. K.. **Estudo da utilização do lodo de estação de tratamento de água em solo cimento para pavimentação rodoviária**. *Revista de Engenharia e Tecnologia*. V. 2, No. 2, Ago/2010.

FERREIRA, P. C.; PIAI, K. DE A.; TAKAYANAGUI, A. M. M.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. **Alumínio como fator de risco para a doença de Alzheimer**. *Rev Latino-am Enfermagem*. 2008.

FINKELMAN, J., org. **Caminhos da saúde no Brasil** [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2002. 328 p. ISBN 85-7541-017-2. Available from SciELO Books <<http://books.scielo.org>>.

FYTIANOS, K.; VOUDRIAS, E.; RAIKOS, N. **Modelling of phosphorus removal from aqueous and wastewater samples using ferric iron.** Environmental Pollution, v. 101, n.1, p. 123-130, 1998.

SOMBORN-SCHULZ A. **Innovations in nanotechnology for water treatment.** **Innovations in nanotechnology for water treatment.** Nanotechnol Sci Appl. doi: 10.2147/NSA.S43773. e Collection 201.Jan 6;8:1-17. 2015.

GHEYI, H.R., PAZ, V. P., MEDEIROS, S.S., GALVÃO, C.O. **Recursos hídricos em regiões semiáridas:** Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E. M. **Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento Portland para reduzir o impacto ambiental.** Revista Química Nova, v. 29, n. 1, p. 79-84, 2006.

IBGE. **Perfil dos Municípios Brasileiros.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2013.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB).** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2010.

JUNIOR, G.C.S. **Efeitos do Recebimento do lodo da estação de tratamento de água pelo sistema de tratamento de esgoto por lodo ativado em bateladas e aeração prolongada do município de Juquitiba – SP.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007.

KATAYAMA, V. T, MONTES, C. P, FERRAZ, T. H., MORITA, D.M. **Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica.** Eng. Sanit. Ambient. vol.20 no.4 Rio de Janeiro Oct./Dec. 2015

KAWAMURA, S. **Integrated design and operation of water treatment facilities.** 2 Ed. New York: John Wiley & Sons, 691p, 2000.

KAWAMURA, S., **Integrat design of water treatment facilities,** New York, John Wiley & Sons, Inc, 1991.

LATTEMANN, S., HOPNER, T. **Impacto ambiental e avaliação do impacto da dessalinização da água do mar.** Solar-Powered, v.220, n. 1-3, p. 1-15. 2008.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas, SP, Editora Átomo, 2010, 3ª Edição, p. 421. (2010).

LUCENTIN, L., PETTINE. P, STOTTMEISTER, E. MENICHINI, E. **Chemical analysis of the quality of water for human consumption: Proposal for the revision of the performance requirements in the Drinking Water Directive**

98/83/EC. TrAC Trends in Analytical Chemistry. Rome, Italy Volume 45, Pages 37–47, April 2013.

MACÊDO, J.A.B. **Águas e Água.** Belo Horizonte. MG:CRQ-MG, 2007

MACHADO, L. C. G. T. Análise de ciclo de vida aplicada ao gerenciamento de resíduos o caso da ETA Bolonha –RMB. 337 f. Tese (Doutorado em Ciências: Desenvolvimento Sócio-Ambiental) – Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2003.

MATTOS, 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 – Número 28 – junho de 2013 34 ISSN Impresso 1808-4524 / ISSN Eletrônico: 2176-9478. 2013.

MERT, R.; ALAS, A.; BULUT, S.; ÖZCAN, M.M. **Determination of heavy metal contents in some freshwater Fishes.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 186, p. 8017–8022. 2014

MOGHADDAM, S. S.; MOGHADDAM, M.R. A.; ARAMI, M. **Coagulation/flocculation process for dye removal using sludge from water treatment plant: Optimization through response surface methodology.** Journal of Hazardous Materials, v. 175, p. 651–657, 2010.

MOLINA, T. **Caracterização e tratamento de água de lavagem de filtros de ETA com o uso de polímeros sintéticos e amido de batata.** Revista de Engenharia e Tecnologia, v. 2, n. 3, p. 28-44, 2010.

MOREIRA, R. C. A.; GUIMARÃES, E. M.; BOAVENTURE, G. R. A; MOMESSO, A.M.; LIMA, G .L. **Estudo geoquímico da disposição de lodo de estação de tratamento de água em área degradada.** Quim. Nova, Vol. 32, No. 8, 2085-2093, 2009.

MOREIRA, R.C.A.; BOAVENTURA, G.R.; NUNES,S.A.;PINHEIRO, L.A.;NASCIMENTO,C.T.C.; SILVA,D.R.;LIRA,C.P. **Geochemical and Geophysical Study in a Degraded Area Used for Disposal of Sludge from a Water Treatment Plant.** Applied and Environmental Soil Science. Article ID 489182, 13 pages doi:10.1155/2011/489182.2011.

OLEA, A.F.; THOMAS, J.K. **Fluorescence studies of the conformational changes of poly (methacrylic acid) with pH.** Macromolecules, v.22, p.1165-1169, 1989.

OLIVEIRA, E. M. S.; MACHADO S. Q.; HOLANDA.J. N. F. **Caracterização de resíduo (lodo) proveniente de estação de tratamento de águas visando sua utilização em cerâmica vermelha.** Cerâmica **50** (2004) 324-330. 2004

PADILHA, J.C. **Aplicação de lodos de tratamentos de água e esgoto em latossolos cultivados com milho e soja.** 345p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Luiz Carlos Santos Porto. 2007.

PAIXÃO, L.C.C. **Aproveitamento de Lodo de Estação de Tratamento de Água em Cerâmica Vermelha**. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.

PEREIRA, S. L. de M. **Características físicas, químicas e microbiológicas do lodo das lagoas da ETA Gramame**. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2011.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos - SRH. **Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH (1998)**. Disponível em: http://www.srhe.pe.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=458:perh-plano-estadual-de-recursos-hidricos-1998&catid=42:documentos&Itemid=75. Acesso em 05 ago. 2014.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos - SRH. **Projeto de Sustentabilidade Hídrica – PSHPE, Manual de Operações**. Vol.I. Disponível em: <http://www.srhe.pe.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=309&Itemid=106>. Acesso em 15 jan. 2016.

PONTES, F. V. G.; MOREIRA, A. R.; SALE, M.DO V.; NETO, J. C. **Modelo Decisório para Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água em comunidades Rurais no Semiárido**. RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos. p9-17, volume 18 n.4. Out/Dez 2013.

PORTO, L. C. S.; ETHUR, E. M. **Elementos traço na água e em vísceras de peixes da Bacia Hidrográfica Butuí-Icamaquã, Rio Grande do Sul, Brasil**. Ciência Rural, v.39, n.9, dez, 2009.

PORTO.E.R.; AMORIM, M.C.C.;PAULINO, R.V.;MATOS, A.N.B. **Sistema de produção usando o rejeito da dessalinização de água salobra no semi-árido Brasileiro**. XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. São Paulo, 2004.

QUEIROZ et al. **Análise da Correlação de Ocorrência da Doença Diarreica Aguda com a Qualidade da Água para Consumo Humano no Município de Vitória-ES**. Saúde Soc. São Paulo, v.18, n.3, p.479-489, 2009.

REALI, M.A.P.Coordenação Programa de Pesquisa de Saneamento Básico, Noções Gerais de Tratamento e Disposição final de Lodos de Estações de Tratamento de Água. **Cap 2 “ Principais Características Quantitativas e Qualitativas do Lodo de ETA”**. Rio de Janeiro PROSAB, p. 21 – 39. 1999.

RIBEIRO, F. L. De M. **Quantificação e caracterização química dos resíduos da ETA de Itabirito – MG**. (Dissertação de mestrado). Universidade de Ouro Preto (UFOP). Ouro Preto, 2007. 133f

RODRIGUES, L. P. **Incorporação de resíduo de estação de tratamento de água de Campos dos Goytacazes em corpos cimentícios para uso em tijolo solo-cimento**. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) -- Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Ciência e

Tecnologia. Laboratório de Materiais Avançados. Campos dos Goytacazes, 2012.

SABOGAL PAZ, L. **Modelo Conceitual de Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água para Abastecimento de Comunidades de Pequeno Porte**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

SARON, A.; LEITE, V.M.B. **Quantificação de lodo em estação de tratamento de Água**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa. Anais. ABES. 2001.

SCALIZE, P.S. **Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utilizam sulfato de alumínio como coagulante primário**. 1997. 220 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

SILVA, C. A., SILVEIRA, C., SILVA, F.A., Klen, M.R.F., BERGAMASCO, R. **Classificação dos lodos formados durante o processo de coagulação/floculação da água com os coagulantes PAC e Moringa Oleifera**. Engvista, V. 14, n. 3. p. 302-309, dezembro, 2012.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**. 2012.

SOTERO-SANTOS, Rosana B. et al. **Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms**. Chemosphere. Elsevier, v. 68, p. 628-636, 2007.

SOUSA, F. G. C.; BARROSO, M.M.;CORDEIRO, J. S. **Estudo comparativo da geração de sólidos em estação de tratamento de água convencional de ciclo completo e ETA ciclo completo com decantador de alta taxa**. In: AIDIS. Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 29, San Juan, 22-27 Ago. 2004.

SUN; M. CHEN, J. CHEN. **Gestão Integrada da Quantidade Fonte de Água e Qualidade para a Saúde Humana num Mundo em Mudança**. Enciclopédia de Saúde Ambiental , Volume nulo, Edição null, Pages 254-265 F. 2011.

TAKADA, C. R. S.; SERRA, J.C.V; MAFRA, W. A.; BORBA, K. C. A. **Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água no município de Palmas – TO**. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 10, n. 2, p. 157-165, mar./abr. 2013.

TAVARES, R. G. **Problemas operacionais da indústria da água: consumo excessivo de cloro na linha tronco de distribuição do sistema Gurjaú e lodos gerados pelas 6 maiores estações de tratamento de água da Região Metropolitana do Recife**. 2003. 145 p. Dissertação (Mestrado) - Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

TAYLOR, G.J. **The physiology of aluminum tolerance in higher plants.** Commun. Soil Sci. Plant Anal., Monticello, v.19, p.1179-1194, 1988.

TEIXEIRA, S. R.; DE SOUZA, S. A.; DE SOUZA, N. R.; ALÉSSIO, P.; SANTOS, G. T. A.. **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.

TEIXEIRA, S.T.; MELO, W.J.; SILVA, E.T. **Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 40, n. 1, p. 91-94. 2005.

TSUTIYA, M.T. HIRATA, A.Y. **Aproveitamento e disposição final de lodos de Estação de Tratamento de Água do estado de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. Anais ... João Pessoa: ABES, 2001. 1 CD-ROM.

UNICEF/World Health Organization. **Progress on Sanitation and Drinking-Water.** 2013.

VERMA, A.K.; DASH, R. R.;BHUNIA, P. **A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters.** Journal of Environmental Management, v. 93, p. 154-168, 2012.

YAMAMURA, V. D.; **CONSTANTINO, A.F. Redução do gasto operacional em estação de tratamento de água utilizando o PAC.** Anais do Simpósio de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. Maringá/PR: p. 15-17. 2009.

***TRATAMENTO DO LODO DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA COM VERMICOMPOSTAGEM***

Capítulo III

TRATAMENTO DO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM VERMICOMPOSTAGEM

RESUMO

No Brasil, uma das muitas preocupações ambientais são os resíduos gerados nas estações de tratamento de água e esgoto, que muitas vezes são lançados nos corpos hídricos e nos solos, intensificando a problemática de transferência de metais para o corpo receptor. Uma das principais características do lodo de ETA é a presença do Al, cuja toxicidade é um dos fatores que limitam a disposição direta no solo. O presente trabalho tem como objetivo verificar a viabilidade de tratamento de lodos da indústria que trata água e esgoto, através da técnica de vermicompostagem por meio da investigação científica, com a implantação de um ensaio de bancada. A fitotoxicidade dos lodos de ETA e ETE, antes e após tratamento por meio da vermicompostagem, quanto às características germinativas e de crescimento em sementes da *Lactuca sativa* foi também estudada. Os resíduos utilizados neste trabalho foram provenientes de uma ETA e duas ETEs, que após tratamento de deságue tiveram suas massas secas misturadas, obtendo substratos com as seguintes composições dos lodos: 100/0, 75/25 e 25/75% (ETA/ETE v/v), gerando 30 composições diferentes. Foram inoculadas 20 minhocas da espécie *Eisenia andrei*. Tal experimento durou 34 dias em triplicatas. Os parâmetros pH, COT, N total, sólidos totais, voláteis e fixos, além do teor de Al, foram monitorados antes e após o tratamento de vermicompostagem. O teste de toxicidade foi realizado com 10 sementes da *lactuca sativa* inoculadas em soluções de elutriado, nas concentrações de 100, 75, 50, 25 e 10%, preparados a partir da massa sólida de cada parcela, antes e após TVC. Os resultados mostraram que o TVC reduziu a massa seca inicial a 19%; em média, aumentou o pH da faixa de 4,5 -5,0 para 6,5 -7,5, diminuindo em 50% o teor de COT, e aumentando o N total de 2 a 5%. Com isso, houve redução da relação C/N. O teor de Al apresentou uma diminuição significativa: algo em torno de 90%. Já os testes de toxicidade mostraram que houve um aumento no índice de germinação após TVC; assim como, o elutriado, com a maior diluição, de 10%, obteve resultado mais expressivo. Tais experiências permitiram concluir que o lodo de ETA pode ser submetido ao tratamento de vermicompostagem; e as melhores eficiências se obtêm quando o mesmo é tratado em conjunto com o lodo de ETE, tornando mais segura sua disposição no solo.

Palavras chaves: Alumínio, Lodo de ETA, Lodo de ETE, Vermicompostagem

1 INTRODUÇÃO

Nos dias atuais, tem-se acentuado o comprometimento da qualidade do solo, devido à disposição inadequada e, em níveis elevados, os mais diversos resíduos: sólidos e líquidos. No Brasil, uma das muitas preocupações ambientais são os resíduos gerados nas estações de tratamento de água e esgoto, que muitas vezes são lançados nos corpos hídricos e nos solos, intensificando a problemática de transferência de metais para o corpo receptor, tornando-se um contaminante potencial (SABESP, 2013).

Segundo Tsutiya e Hirata (2001), nos EUA, 25% da aplicação de lodos de ETA's eram dispostos em solos agrícolas, pois estudos mostram melhoria estrutural do solo, ajuste de pH, adição de traços de minerais, aumento da capacidade de retenção de água e melhoria das condições de aeração do solo. Todavia, lodo de ETA apesar de conter matéria orgânica, não é recomendado para uso direto na agricultura, devido ao elevado teor de alumínio, metal presente nos coagulantes mais utilizados no Brasil, o sulfato de alumínio e o PAC - policloreto de alumínio. No entanto, Fadanelli e Wiecheteck (2010), assim como outros autores, recomendam o uso na fabricação de solo cimento, materiais cerâmicos, pigmentos para argamassas e revestimentos, aditivo para agregados, tijolos refratários e agente plastificador em cerâmica.

A viabilidade para disposição no solo do lodo, proveniente de ETA e ETE, é possível, quando o mesmo é submetido a tratamentos; por exemplo, a compostagem. Pesquisas realizadas com esse tipo de procedimento, com a mistura do lodo de ETA e resíduos de poda urbana, mostram a possibilidade de equilibrar as desvantagens, tais como: baixo teor de carbono e pH ácido, nesse resíduo (MORELLO et al., 2011).

Observando o teor de matéria orgânica, de fundamental importância para a manutenção da qualidade do solo e de sua capacidade de produtividade, surgiu, como variante da tecnologia de compostagem, a vermicompostagem, que, utilizando as minhocas, torna o processo eficaz para decompor vários tipos de resíduos orgânicos, além de estabilizar a matéria orgânica (CHATTOPADHYAY, 2012).

O foco da pesquisa foi o processo de vermicompostagem com resíduos procedentes de ETA. Esse tema, que será exposto neste capítulo, é de especial interesse, devido à problemática da disposição desses rejeitos, no Estado de Pernambuco. O presente trabalho visa utilizar a capacidade das minhocas de bioacumular metais e elementos tóxicos, como forma de atenuar a concentração de alumínio existente nesse tipo de resíduo. Pretende-se ainda, verificar a possibilidade de tratar em conjunto os resíduos de ETA e ETE, incrementando mais uma alternativa de disposição final adequada, por meio do subproduto gerado, com menor efeito tóxico para a vida vegetal.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Demonstrar a viabilidade de tratar os lodos produzidos nos tratamentos de água e esgoto, utilizando a técnica de vermicompostagem, por meio da investigação científica com a implantação de um ensaio de bancada.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar a condução da vermicompostagem no tratamento do lodo, através do monitoramento de algumas variáveis físico-químicas (concentração de Al, pH, COT, N, C/N e série de sólidos);
- ✓ Avaliar a aplicabilidade da vermicompostagem no tratamento de lodos gerados em ETAs da Região Metropolitana do Recife, através de ensaios de bancada;
- ✓ Verificar a atenuação da concentração do alumínio no lodo de ETA, utilizando a minhoca *Eisenia andrei* nos substratos constituídos por lodo de estação de tratamento de água e lodo de estação de tratamento de esgoto urbano;
- ✓ Avaliar o grau de fitotoxicidade do Al presente no lodo, antes e após tratamento, por meio da vermicompostagem, quanto às características germinativas e de crescimento inicial do bioindicado sementes de alface (*Lactuca sativa*).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO

O devido tratamento de água e esgoto contribue para a melhor qualidade de vida e saúde da população. Já os resíduos gerados durante o processo de tratamento configuram um problema, ao meio ambiente e ao homem, quando não são tratados e dispostos adequadamente.

No Brasil, a maioria das ETAs foi projetada sem considerar a necessidade de recolher e tratar adequadamente os seus resíduos. Cujas características podem variar em função da qualidade da água bruta; da técnica de tratamento, da tipologia e quantidade de produtos químicos utilizados durante o trato dos locais onde foram gerados (decantador, floculador, filtros, etc.) e do intervalo de tempo adotado para limpeza dos decantadores e dos filtros. Segundo Achon et al. (2013), o lançamento desses resíduos em corpos d'água contraria o artigo 54 da Lei 9.605/98, devido aos efeitos diretos causados ao ambiente aquático, sendo considerado um crime ambiental.

Pode-se dizer que o lodo gerado nas ETAs tem sua problemática potencializada, devido ao uso de produtos químicos; portanto, possui características diferentes dos gerados nas ETEs, que realizam, biologicamente, o processo de tratamento do esgoto, gerando um lodo, material com elevada concentração de microorganismos, matéria orgânicas e minerais. Em função da característica do lodo, torna-se necessário o adensamento e deságue, para reduzir seu volume, e sua estabilização, para reduzir a quantidade de patógenos e o potencial de putrefação (ANDREOLI; FERNANDES; SPERLING, 2001).

Estudos mais recentemente tentam viabilizar alternativas para disposição mais adequada no meio ambiente, transformando o resíduo numa oportunidade de negócios, incorporando-o em novos ciclos produtivos. Dentre as mais promissoras, destacam-se a utilização na fabricação de cimento, tijolos, peças cerâmicas e recuperação de áreas degradadas (MEGDA; SOARES; ACHON, 2005).

Há algumas décadas vem sendo estudada a recuperação do coagulante utilizado no tratamento da água; por meio de alguns processos, dentre eles: a regeneração ácida, onde o sobrenadante, que consiste em uma solução do

coagulante, é separado para reuso, e os sólidos resultantes podem ser encaminhados para tratamento. Este processo conduz a uma grande redução no volume e teor de sólidos existente no lodo, com conseqüente minimização dos custos e dos problemas associado à sua disposição final (RICHTER, 2001).

Uma das principais características do lodo de ETA é a presença do Al, cuja toxicidade é um dos fatores que limitam a disposição direta no solo. No Brasil, cerca de 1,8 milhão de km² de solos apresentam forte acidez e, conseqüentemente, deficiência de fósforo, cálcio e magnésio, além de níveis elevados de Al com baixa produtividade, atribuídas à presença de Al em concentrações tóxicas (ANDRADE, 2014).

O lodo de esgoto, lodo de ETE, tem sua disposição bastante discutida, pois vem ocorrendo em aterros sanitários, incineração, bota-foras oceânicos, reciclagem agrícola, lagoas de armazenagem e a digestão aeróbica, seguida de disposição em superfície. Todavia, no Brasil, 50% são dispostos em aterros sanitários, 15,0 % como insumos na agricultura e 35%, outros tipos de disposição (ANDREOLLI et al., 2008).

O uso, na agricultura é interessante devido as suas características como teores elevados de matéria orgânica e de nutrientes (SURTHAR INGH, 2008). Porém, a limitação de seu uso está associado à presença de metais pesados, de contaminantes orgânicos e de patógenos, que levam a incorporação de elementos tóxicos na biota edáfica, contaminando o lençol freático (CAI et al., 2007).

2.2 TOXICIDADE DOS METAIS

Alguns metais são benéficos - desde que componham pequenas quantidades - para microrganismos, plantas e animais. Porém, em concentrações elevadas tornam-se perigosos, podendo contaminar as plantas, os animais e o homem (COOKER; MATHEUS, 1983).

Em função do aumento da demanda de utilização de metais, nos processos industriais, tem havido um aumento da quantidade de metais descartados, junto com outros diversos resíduos, causando preocupação quanto aos riscos de contaminação do meio ambiente (McBRIDE, 1995).

Segundo Costa (1991), os metais representam um grupo de poluentes que requer tratamento especial, pois não são degradados biológica ou quimicamente, de forma natural, principalmente em ambientes terrestres e em sedimentos aquáticos. Ao contrário, são acumulados e podem se tornar ainda mais perigosos quando interagem com alguns componentes existentes no solo. O autor destaca que, nos corpos hídricos, os metais tendem a acumular-se em organismos vivos, causando prejuízos na biota até a intoxicação dos organismos. Nos solos, a preocupação advém da capacidade de retenção desses, além de sua movimentação no perfil; e da possibilidade de atingirem o lençol freático, sobretudo, da sua absorção pelas plantas, podendo atingir, assim, a cadeia.

Para Ramalho e Sobrinho (2001), os metais se diferenciam de outros agentes tóxicos porque não são sintetizados, nem destruídos pelo homem. Eles são necessários, em pequenas quantidades, para a realização de funções vitais nos organismos dos seres vivos. Contudo, níveis excessivos desses elementos podem ser extremamente tóxicos.

Todo ser vivo é afetado pela presença de metais, dependendo da dose e da química em que se encontre. Muitos metais são essenciais para o crescimento de todos os tipos de organismos, desde as bactérias até mesmo o ser humano. Todavia, eles são requeridos em baixas concentrações (COSTA, 1994). A exemplo do chumbo, que é um elemento químico essencial para a sobrevivência das bactérias e fungos do solo; uma vez que faz parte de diversas reações enzimáticas nos processos fisiológicos e bioquímicos. Porém, em concentrações elevadas, apresenta efeitos tóxicos, podendo causar a morte desses organismos quando a concentração for superior a 750 mg/g (SANTOS, 2006). O cobre pode estar presente no meio nas formas CuCO_3 , $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$, CuOH^+ ; contudo, a espécie química Cu^{2+} é considerada a forma mais tóxica desse elemento, sendo transportado no sangue dos animais e ligado à proteínas, levando a distúrbios como: problemas de crescimento, anormalidades corporais, aumento no tamanho dos ovos, aumento na mortalidade de embriões, alterações histopatológicas nas brânquias e fígado; além da peroxidação dos lípidos (OLIVEIRA, 2003).

O Cd e o Hg nas algas *Anabena flos-equae* e o Zn nas *Synechocystis* causam alterações estruturais que impedem a realização da fotossíntese por esses microorganismos e o Cd inibi a atividade esterásica (reações de hidrólise dos

ésteres) realizada pelas algas *Pseudokirchneriella subcapitata* (SINGH et al., 1993; CHALOUB et al., 2005; BRITO, 2011).

O termo “metais pesados” é utilizado para elementos químicos que contaminam o meio ambiente, causando danos à biota; podendo ser metais, semi-metais e mesmo não metais como o selênio. Os principais elementos químicos enquadrados neste conceito são: alumínio, antimônio, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cobalto, cromo, ferro, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, selênio e zinco (COSTA, 1994). A Tabela 1 mostra a relação dos metais segundo classificação de Rodella e Alcarde (2001).

Tabela 1. Classificação dos metais

Classificação	Metais
Elementos essenciais	Sódio (Na), Potássio (K), Cálcio (Ca), Ferro (Fe), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Magnésio (Mg).
Elementos micro-contaminantes	Arsênio (As), Chumbo (Pb), Cádmio (Cd), Mercúrio(Hg), Alumínio (Al), Titânio (Ti), Estanho (Sn), Tungstênio(W)
Elementos essenciais e simultaneamente micro-contaminantes	Cromo (Cr), Zinco (Zn), Ferro(Fe), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Níquel (Ni)

Fonte: Rodella e Alcarde (2001)

2.3 ALUMÍNIO

O Al é um metal encontrado, em abundância, na crosta terrestre, sendo o terceiro elemento mais profuso; apenas o silício e o oxigênio estão disponíveis em maior quantidade (WOODBURN, 2012). Mas, raramente o Al é encontrado em sua forma livre. Sua exploração se dá a partir do minério bauxita. Os feldspatos e os feldspatoides são os principais portadores de alumínio na crosta (SIGOLO, 1988). A presença de Al nas rochas ígneas varia de 2% a 9 %, e nas rochas sedimentares,

em torno de 8%. Com elevadas precipitações pluviais, característica das condições climáticas tropicais e subtropicais, o Al se libera por meio de intemperismo da rocha, para o solo e água subterrânea na forma solúvel. Segundo Bear (1964), o teor médio de alumínio presente nos solos, consiste de 1 a 6,4 %. Em solos tropicais as concentrações são maiores que 15% e sua mobilidade aumenta em solos ácidos com pH menor que 5,5. Segundo Lindsay (1979), a estabilidade química dos minerais que contém Al diminui à medida que o pH torna-se inferior a 5,0 (processo de acidificação) solubilizando e liberando para solução o Al. Associado a este conceito, Shinzato (1997) afirmou que a presença do Al na água subterrânea e superficial, depende do intemperismo das rochas e lixiviação do solo, acelerados pelas chuvas ácidas, que levam a contaminação da água subterrânea e superficial, a níveis acima de 0,1 mg/L, inviabilizando o seu uso para consumo.

No corpo humano o Al não integra os processos metabólicos e não é excretado, ou eliminado, com facilidade. Segundo Priest (2004), estudos têm mostrado que o corpo humano retém durante anos cerca de 2 % de Al, que entra no sangue; o restante é eliminado pelo sistema urinário. Jugdaohsingh et al. (2004) afirmou que o Al tem potencial acumulativo e pode ser distribuído no organismo. A presença de Al no cérebro está associada às dificuldades cognitivas e doenças neurológicas degenerativas. Desde 1965, experiências com animais têm mostrado uma possível relação entre o aumento do risco de Doença de Alzheimer e a absorção crônica desse metal (CRAPPER MCLACHLAN et al. 1989; KATSETOS et al. 1990; HEWITT et al. 1991; GUPTA et al. 2005; PERL; MOALEM, 2006). Para Goyer (1986), o Al interfere nas interações com sistemas enzimáticos e interações com membranas celulares, assim como exerce efeitos específicos sobre certos órgãos. O autor classifica o Al como um composto neurotóxico, em longo prazo. Reiber et al. (1995) afirmaram que a presença do alumínio em água potável está mais disponível para absorção biológica que outras fontes, assumindo um efeito desproporcional sobre o mal de Alzheimer. Também tem sido sugerido que a hipertrofia cardíaca pode estar relacionada com a acumulação de Al no coração (BIRCHALL, 1991). Para Martin e Griswold (2009), o excesso de Al interfere com a absorção do selênio e do fósforo, importantes na nutrição humana. Gopalan (1996) sugeriu que o Al pode ser acumulado nos ossos, em idade avançada. No caso da osteoporose, a desmineralização óssea, pode transferir o Al para outros órgãos. O

excesso de Al nos ossos está associado às taxas reduzidas de formação óssea, aumentando o risco de fraturas (KAUSZ et al., 1999).

O Al encontra-se, no ambiente, no estado oxidado (Al^{3+}), ligado fortemente à doadores de elétrons. As espécies formadas com o Al dependem do pH do meio. Em pH neutro e em meio básico o Al existe na forma aniônica, na forma de $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. No meio ácido o Al encontra-se na forma catiónica. Por exemplo: Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ e $\text{Al}(\text{OH})_2^+$. No pH próximo da neutralidade ocorre a hidrólise, formando um precipitado insolúvel de hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) (PRIEST, 2004).

Para Miguel et al. (2010), em solos agricultáveis, o Al pode inibir o desenvolvimento radicular e rebaixar a absorção de água e nutrientes pelas raízes, levando a diminuição da produtividade da lavoura, até a morte das plantas. Em pH neutro, o Al é inofensivo, mas em solos ácidos, pode ter um impacto muito negativo no desenvolvimento do plantio, visto que esse metal é um elemento limitante e tóxico; quando presente em elevadas concentrações.

Os solos brasileiros, na sua maioria, são compostos por Latossolos, ácido e com elevado teor de alumínio. Sua presença interfere, inibindo o crescimento radicular da planta, bloqueando a aquisição e transporte de água e nutrientes (MIGUEL, 2010).

Fernandes (2006) observou que as leguminosas em solos com alto teor de Al apresentaram baixa eficiência na fixação de nitrogênio, diminuindo a subsistência dos rizóbios.

2.4 VERMICOMPOSTAGEM

A compostagem é uma técnica onde a decomposição de restos orgânicos (vegetais e/ou animais) desenvolvida por uma colônia de microrganismos, em condições aeróbicas favoráveis, acarreta em duas fases distintas (termofílica e de maturação), à formação de um composto em um estado parcial ou total de humificação (KIEHL, 1985). Embora essa técnica seja uma prática antiga, e a responsabilidade fica por conta dos microrganismos; estudos vêm mostrando que o incremento de minhocas, organismos superiores, influencia fisicamente e bioquimicamente no processo.

Segundo Sinha et al. (2010), o tratamento de resíduo utilizando minhocas chama-se vermicompostagem: uma técnica que, em um curto período de tempo, transforma e consolida, por decomposição, os resíduos, substâncias orgânicas complexas, ricas em energia, em um produto estabilizado. Ou seja, o vermicomposto.

A técnica de vermicompostagem foi desenvolvida nas décadas de 1940 e 1950, através de pesquisas realizadas por programas de manejo de minhocas na estação experimental em Rothamstead, na Inglaterra, onde se iniciou a criação das minhocas em cativeiro. Contudo, há registros apontando o ano de 1775, marcando início dos primeiros estudos, reconhecendo o valor da minhoca. A vermicompostagem passou a ser foco de pesquisa sobre o potencial das minhocas para conversão de resíduos orgânicos em uma forma mais estabilizada de matéria orgânica, no início de 1980, em programas de pesquisa da Universidade Estadual de Nova York. Os primeiros estudos desenvolvidos, nesses programas, foram com o processamento de resíduos de aves, suínos, bovinos e resíduos urbanos, bem como sub-produtos de cervejarias, batata congelada e indústrias de papel. Nos anos seguintes, as pesquisas se estenderam na Europa, principalmente na França, Alemanha, Itália e Espanha. No Brasil, a vermicompostagem, surgiu em 1950, importando, da Itália, a matriz das minhocas chamada de "Vermelhas da Califórnia". O primeiro estado a usar a técnica foi São Paulo. Atualmente, os principais países criadores de minhocas são Alemanha, Austrália, Canadá, Inglaterra, Itália e Japão (EDWARDS, 1995).

Para Aquino (1994) a vermicompostagem é transformação da matéria orgânica pela ação combinada das minhocas e da microflora que vive em seu trato digestivo. O princípio desse processo de transformação está associado a certas espécies de minhocas, que consomem resíduos orgânicos muito rapidamente e conseguem fragmentá-los em partículas pequenas e finas. Esse processo ocorre na moela, um órgão que todas as minhocas possuem. A retenção dos resíduos na minhoca ocorre em tempo muito curto. Essa aceleração acontece, devido a ação enzimática e atividade dos microorganismos, bactérias, fungos, actinomicetos, algas e protozoários, existentes no tubo digestivo das minhocas. Com isso, elas conseguem digerir várias vezes o seu próprio peso por cada dia. Praticamente qualquer material de origem agrícola, urbana ou industrial pode ser processado na

vermicompostagem, mas, em alguns casos precisam de tratamentos preliminares, como: lavagem, maceração, mistura e compostagem (EDWARDS, 1995; STEFFEN et al., 2011).

2.4.1 Minhocas

As minhocas são organismos do solo, que apresentam corpo alongado e segmentado em forma de anéis. Pertencem ao Domínio Eukarya, Reino Animalia, Filo Annelida, Classe Clitellata, Subclasse Oligochaeta, Ordem Haplotaxida e Família Lumbricida (MADIGAN et al., 2010).

Os anelídeos (*Phylum annelida*) são considerados vermes anelados, com os corpos divididos em anéis ou segmentos e metâmero. O número de anéis varia com a espécie e a idade do animal. A espécie oligoquetas, vermes que habitam nos solos úmidos e água doce, é classificada em dois grupos, conforme a sua cor, vermelho, os gêneros *Lumbricus*, *Eisenia*, *Dendrobaena*, *Pheretina*, *Bimastus* e *Diplocardia*, e cinzento, os gêneros *Allolobophora* e *Octolasion* (MEINICKE, 1983).

Quanto a sua anatomia, a minhoca apresenta uma organização física adequada ao meio onde vive. Não possui ouvidos, olhos e dentes, e o olfato é limitado; mas, possui paladar e deslocamento bastante desenvolvidos. Ela usa uma espécie de cunha, o prostômio, para abrir caminhos e alcançar seu alimento. Seu processo digestivo ocorre em um tubo retilíneo, localizado na parte central do corpo, chamado de tubo digestivo, constituído de: boca, onde se localizam as glândulas calcíferas responsável pela neutralização da acidez dos materiais orgânicos; faringe, que funciona como uma bomba de sucção dos alimentos; esôfago, que permite a passagem do material ingerido; papo, responsável pelo armazenamento dos alimentos; moela, um moinho, que tritura os alimentos; intestino, responsável pela absorção dos alimentos; e ânus, por onde são liberados os restos digestivos (SILVA et al., 2010).

As minhocas são onívoras que se alimentam de resíduos vegetais em diferentes graus de decomposição e são capazes de selecionar seu alimento ingerindo, preferencialmente, as partes macias das folhas, bem como resíduos contendo teores elevados de nitrogênio e Carbono. São divididas em dois grupos: detritívoras e geófagas (STEFFEN et al., 2013).

As minhocas detritívoras são aquelas que se alimentam próximo à superfície do solo ingerindo, principalmente serrapilheira, raízes de plantas mortas e outros resíduos vegetais. As geófagas alimentam-se no subsolo, ingerindo restos orgânicos sem estrutura celular reconhecível, dispersos entre as partículas minerais do solo. Tanto as espécies detritívoras como as geófagas alimentam-se de material orgânico e mineral. No entanto, as detritívoras têm preferência por resíduos orgânicos, capazes de degradar vários tipos de material orgânico como esterco bovino, restos de alguns segmentos industriais e lodo de esgoto. Enquanto que as geófagas selecionam os materiais minerais (BROWN; DOMÍNGUE, 2010).

De acordo com Dominguez e Edwards (2011), as minhocas podem ser agrupadas de acordo com a categoria ecológica, sendo elas: Epígeas, que vivem no horizonte orgânico do solo; Anécicas escavam túneis compridos na vertical para alimentar-se à superfície; Endógeicas habitam nos horizontes minerais do solo e alimentam-se de partículas minerais.

Segundo Schiedeck et al. (2010), o termo minhoca está relacionado ao seu ambiente natural, o solo, e à sua semelhança com os vermes. No mundo, são conhecidas em torno de 8.800 espécies de minhocas, aproximadamente, e estima-se a existência de mais de 1.400 espécies desconhecidas. O Brasil possui clima favorável à presença destes organismos, que habitam em todo território nacional. Segundo Brown e Fragoso (2007), dentre as espécies encontradas no país, 85% correspondem a nativas e apenas 15% representam espécies exóticas. As espécies *Eisenia andrei*, *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus* e *Perionyx sansibaricus* são as mais conhecidas e indicadas para o processo de vermicompostagem (BUTT, 1993).

No Brasil, a minhoca da espécie *Eisenia fetida* é a mais usada para vermicompostagem, devido a fácil colonização em quantidades elevadas de resíduo e a capacidade de adaptação a variações climáticas, além de consumir vários tipos de resíduos (DOMINGUEZ; EDWARDS, 2004). Segundo Schiedeck (2014), predomina na maioria dos minhocários do mundo o uso das espécies *E. andrei* e *E. fetida*, ambas conhecidas pelo nome comum de “vermelha-da-califórnia”. No território nacional, as populações existentes são de *E. Andrei* e não de *E. fetida*. São espécies muito semelhantes, diferenciando apenas pela coloração da epiderme e ciclo de vida.

Segundo Dominguez e Edwards (2004), *Eudrilus eugeniae* é uma espécie nativa da África, muito usada como isca nos EUA e Canadá. No país, é conhecida como Gigante Africano, devido ao seu rápido crescimento nos primeiros 50 dias de seu ciclo, pois consegue ingerir, diariamente, três vezes o seu peso; podendo atingir o tamanho de 22 cm (MARTINEZ, 1998). Já a *Eisenia* pode ingerir de um a três vezes o seu próprio peso vivo (1g em média), excretando sobre forma de húmus 60% do alimento que foi ingerido (GONÇALVES et al. ,1999; ROSSI, 2010). A Gigante Africana, na fase adulta, apresenta bastante mobilidade, fugindo facilmente dos canteiros, conforme relatou Rodrigues (1999), quando utilizou as duas espécies na vermicompostagem de fezes de Bubalinos e Bovinos. A Tabela 2 mostra as características das espécies *Eisenia andrei* e *Eudrilus eugeniae*, segundo Domingues, (2004).

De acordo com Minnich (1977), o principal constituinte químico da minhoca é a água, entre 70 a 95 % do peso do seu corpo. O restante, de 30-5%, é composto, essencialmente, de proteínas, gorduras e minerais.

Tabela 2 – Características biológicas das minhocas *E. andrei* e *E. eugeniae*

Características	<i>Eisenia andrei</i>	<i>Eudrilus eugeniae</i>
Cor	Vermelha	Marrom avermelhado
Tamanho médio do adulto (largura, comprimento) (mm)	4-8 x 50-100	5-7 x 80-190
Média de peso do adulto (g)	0,55	2,7-3,5
Tempo para maturidade (dias)	21-28	40-49
Número de casulos/dia	0,35-0,50	0,42-0,51
Tempo de incubação dos casulos (dias)	18-26	12-16
Número de minhocas /casulo	2,5-3,8	2-2,7
Ciclo de vida (dias)	45-51	50-70
Ótima temperatura e limites (° C)	25 (0-35)	25 (16-30)
Ótima umidade e limites (%)	80-85 (70-90)	80 (70-85)

Fonte: adaptado de Domingues (2004)

Segundo Fornes et al. (2012), a vermicompostagem precisa de um tratamento cuidadoso do ambiente, para manutenção da população de minhocas; e faixa ideal de umidade deve ser entre 70-90%. Bidone (2001) sugeriu uma umidade entre 70 e 75%.

Conforme Kiehl (1985), no processo de vermicompostagem as minhocas exercem ação mecânica sobre o composto, através do revolvimento e a aeração, além da trituração dos resíduos orgânicos que passam pelo seu trato digestivo. A

ação bioquímica ocorre durante a decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos existentes nos intestinos das minhocas. Todo esse processo é realizado em um ambiente aeróbio. Segundo Oliveira (2010), as minhocas somente sobrevivem em um ambiente com no mínimo 3 mg/L de O₂.

Outro ponto importante para obtenção de bons resultados é a granulometria do substrato. Para Oliveira (2010), uma boa eficiência pode ser observada quando o substrato passa em peneiras de malha 2 mm. Granulometrias superiores torna o processo mais lento.

O vermicomposto, o húmus, fertilizante com alto teor de matéria orgânica mineralizada e estabilizada, de fácil absorção pelas plantas, apresenta características como valores elevados de nitrogênio total, fósforo total e de potássio, que dependem do resíduo utilizado, de sua constituição e procedência. A base da alimentação das minhocas é a matéria orgânica. De acordo com Vieira (1997), os resíduos orgânicos oriundos da agropecuária, indústrias diversas, lixo urbano e atividades domésticas, podem ser utilizados como substrato na vermicompostagem. Entre os alimentos preferidos pelas minhocas estão o esterco animal, os compostos orgânicos de resíduos agrícolas, os compostos de lixo urbano e industrial, além do lodo de esgoto. Seguem-se na Tabela 3 alguns substratos utilizados em pesquisas que envolvem a referida técnica:

Tabela 3 – Tipos de substrato utilizados na vermicompostagem

Substrato	Referência
Esterco de coelho associado ao lixo urbano	Morselli et al. (1996)
Lodo da indústria de papel, lixo doméstico, esterco bovino e de coelho	Elvira et al. (1996);
Resíduo da indústria de papel	Ndegwa;Thompson (2001).
Mistura de lodo de esgoto urbano e bagaço de cana-de-açúcar	Silva et al. (2002);
Lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciadas	Veras e Povinelli (2004).
Lodo de esgoto	Corrêa et al. (2007)
Casca de arroz	Steffen (2008)
Casca de soja	Lim et al. (2011)
Lodo de curtume	Stevens (2014).
Lodo industrial (gerado durante o processo de refino de goma arábica)	Das et al. (2016).

Fonte: adaptado pelo autor (2016)

O processo de conversão da matéria orgânica em húmus está intrinsecamente ligado à quantidade de carbono e nitrogênio, presentes no substrato. Para Oliveira (2010), a relação C/N ideal no substrato deve ser na faixa de 26- 35. De acordo com Silva et al. (2010), a relação C/N do material, após a

vermicompostagem, deve estar entre 15 e 20. Kiehl (2004), também afirmou que a relação C/N ideal para o processo de decomposição deve ser entre 25/1 e 30/1. De acordo com Kiehl (1995), a matéria orgânica só está devidamente estabilizada quando a relação C/N do vermicomposto for inferior a 18/1, e a garantia de um material completamente humificado quando apresenta relação C/N próxima de 10/1.

De acordo com Peixoto (1988), a relação C/N varia de acordo com os tipos de microrganismos que estão envolvidos no processo, mas a cinética da decomposição é determinada pela quantidade de N presente no material orgânico. Segundo Silva et al. (2002), os microrganismos necessitam de carbono como fonte de energia para processo de oxidação e de nitrogênio para realização da síntese de proteínas, ácidos nucléicos, aminoácidos, enzimas, entre outros. Todavia, Conforme Kiehl (2001), nem todo carbono presente na matéria orgânica é utilizado pelos microrganismos como fonte de energia sendo transformado em célula microbiana; parte dele é convertida em CO₂. A quantidade de carbono, assimilável, é variável segundo o tipo de microrganismo. Por exemplo, os microrganismos decompositores da matéria orgânica necessitam de 30 partes de C para uma parte de N, em que 20 partes serão convertidas em CO₂ e 10 partes irão compor a estrutura celular desses microrganismos.

Uma relação C/N muito elevada, em torno de 45, favorece a imobilização do N, visto que, para compor a estrutura protéica desses microrganismos, será retirado da matéria orgânica, podendo ocasionar deficiência de N às plantas cultivadas, além de contribuir na redução da temperatura e aumento do tempo de compostagem (Kiehl, 1985). Materiais orgânicos com relação C/N baixa, menor que 15:1, tendem a mineralizar o N, volatizando-o sob a forma de amônia, elevar o pH e a temperatura, e imobilizar o C do solo, o que implica uma condição indesejável (Fontaine et al., 2003). A Tabela 4 mostra, por grupo de microrganismo, os coeficientes assimilatórios do carbono orgânico total e a relação C/N, em termos médios; visto que pode ser bastante variável.

Tabela 4 - Coeficientes assimilatórios do carbono orgânico total por grupo de microrganismo

Microrganismo	% de C Assimilável	C/N
Actinomicetos	15 a 30 %	8/1
Bactérias	1 a 15 %	5/1 (aeróbias) 6/1 (anaeróbias)
Fungos	30 a 40 %	10/1

Fonte: Kiehl (2001).

Kiehl (2001) divide os resíduos orgânicos em três categorias de função, energéticos, nutritivos e inoculantes. Na Tabela 5 encontram-se esses tipos de resíduos segundo suas características.

Tabela 5 - Função e características dos resíduos

Função dos resíduos	Características	Tipos de resíduos
Energéticos	Possuem alta relação C/N	Palhas, cascas, folhas, capins de corte, bagaços etc.;
Nutritivos	Necessitam de nutrientes para satisfazer a demanda dos microrganismos. Apresentam baixa relação C/N.	Leguminosas, resíduos de frigoríficos, matadouros e indústrias de couro
Inoculantes	Fornecem C, para rápida decomposição.	Estercos, efluentes de biodigestores e lodo de esgoto.

Fonte: Kiehl (2001)

Para Morello et al. (2011), tanto a falta de nitrogênio e/ou do carbono limita a atividade microbiológica. Se a relação C/N for baixa pode ocorrer perda de nitrogênio pela volatilização da amônia. Se a relação C/N for elevada ($C/N > 30$) os microrganismos terão seu desenvolvimento limitado porque não encontrarão nitrogênio suficiente para a síntese de proteínas. Independentemente da relação C/N inicial, no final da compostagem, devido a perdas do carbono pela estabilização da matéria orgânica, tendo em vista que parte do C orgânico se perde sob a forma de CO_2 , esta relação deve estar entre 10% e 20%.

A Instrução normativa Nº 23. 31 de agosto de 2005 do MAPA (BRASIL, 2005) recomenda que o vermicomposto para poder ser comercializado deve apresentar as seguintes características: matéria orgânica total (mínimo de 40%), N total (mínimo de

1%), pH (mínimo de 6,0), relação C/N (máximo de 18/1) e umidade (máximo de 50%).

2.4.2 Benefícios da vermicompostagem

A principal vantagem dessa técnica é a transformação de resíduos em possíveis insumos que fortalecem e estimulam a prática do reuso, em contrapartida às diversas disposições inadequadas no meio ambiente. Ademais, contribui para o aumento da capacidade produtiva dos solos. Além das vantagens mencionadas, alguns benefícios específicos foram observados por diversos pesquisadores, dentre eles:

- aumento do teor de fósforo inorgânico pela mineralização do fósforo orgânico (GHOSH et al., 1999);
- aumento da disponibilidade de nutrientes (FUTURAMB, 2012);
- aumento da atividade microbiana e concentração de bactérias benéficas, como as fixadoras de nitrogênio (BHATTACHARYA e CHATTOPADHYAY, 2004);
- ajuste do pH (BHATTACHARYA; CHATTOPADHYAY, 2004);
- alternativa para tratamento de vários biodegradáveis, cujo destino final seriam os aterros sanitários, fortalecendo um desenvolvimento sustentável (SILVA et al., 2010);
- redução do uso defertilizantes e pesticidas (IFTIKAR et al., 2011);
- remoção de metais, como As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn (REINECKE; REINECKE, 1996; REICHERT; BIDONE, 2002; MATOS; ARRUDA, 2003; ANTIQUERA; ALMEIDA, 2011):

2.5 TESTES DE TOXICIDADE

Toxicidade é definida como resultados nocivos sobre organismos vivos provocados por substâncias químicas e substâncias próprias do organismo (GOLDSTEIN, 1988). A indicação de agentes tóxicos, por meio de testes de toxicidade ou testes ecotoxicológicos, denominados de bioensaios, objetiva determinar o efeito causado por esses agentes; uma ou mais substâncias, ou fatores ambientais, levando em consideração o tempo de exposição, a concentração e os

efeitos adversos dos poluentes sobre as comunidades biológicas (PLAA, 1982; ZAGATTO; BERTOLETTI; GOLDSTEIN, 1988).

A observação do comportamento e das reações de animais e plantas no contato com contaminantes da natureza levou, já no século XIX, a se considerar o emprego de organismos como indicadores de impactos ambientais. Naquele tempo, as primeiras aplicações isoladas na avaliação de contaminantes por atividades industriais, utilizando *Daphnia sp* e peixes, foram bem sucedidas, por mais rudimentares que os métodos ainda fossem (KNIE e LOPES, 2004).

Segundo Magalhães e Ferrão Filho (2008), para detectar os efeitos tóxicos das substâncias, são exigidos muito mais que apenas os resultados das análises químicas. São necessários testes em sistemas biológicos, os testes de toxicidade, cujo uso cresce na medida em que surgem mais transformações químicas complexas, no meio ambiente. Avaliação e Identificação da Toxicidade (AIT) ou *Toxicity Identification Evaluation*, associa técnicas de fracionamento de amostras e testes de toxicidade (Fase I), análises químicas (Fase II) e confirmação da toxicidade (Fase III). Essas três fases fornecem, de forma mais precisa, o tipo de composto que está envolvido na toxicidade da biota aquática.

A contaminação ambiental causada por diversas fontes, como: efluentes agrícolas, industriais e domésticos, sedimentos, medicamentos e produtos químicos, podem ser avaliados pelos testes de ecotoxicidade (MARSCHNER, 1999; LOMBARDI, 2004).

Kapanen e Itavaara (2001) classificam os testes de toxicidade da seguinte forma:

- de acordo com o tempo de exposição- agudo e crônico,
- de acordo com o efeito- morte, crescimento ou reprodução,
- de acordo com a resposta do efeito- letal ou sub-letal

O indicador DL_{50} ou CL_{50} corresponde a letalidade, ou seja, dose ou concentração capaz de matar 50% dos indivíduos de uma população (organismos-teste) depois de um determinado tempo de exposição em um teste (CETESB, 1990).

Para Branco (1989) a vantagem do teste de toxicidade, que é realizado por meio de normas e procedimentos padronizados para a confiabilidade dos resultados, é a abrangência de substâncias, biologicamente, que podem ser testadas em um

único ensaio, avaliando uma resposta severa e rápida dos organismos a um estímulo, num intervalo de 0 a 96 horas.

Os bio-indicadores são os organismos que sofrem alterações, passíveis de serem observadas, avaliadas e medidas, com mudanças ambientais. Os organismos mais utilizados em testes de toxicidade são:

1) Peixes

Destacam-se o *Poecilia reticulada*, *Hemigrannus marginatus*, *Hyphessobrycon eques*, *Brachydanio rerio*, e *Cheirodon notomelas* como bio-indicadores. Silva et al. (2015) avaliaram o efeito tóxico do efluente da vinhaça, coletado no canal de vinhaça, próximo à cidade de Pradópolis –SP, cujo destino final é fertirrigação de área agrícola, durante a safra da cana – de- açúcar, utilizando o peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) como bio-indicador. Os resultados mostraram grande aplicabilidade em estudos de biomonitoramento e avaliação ecotoxicológica do efluente vinhaça em ambientes aquáticos, devido à alta sensibilidade destes bioindicadores ao referido efluente.

2) Microcrustáceos – *Daphnia magna*

O organismo-teste *Daphnia magna* é um microcrustáceo planctônico, consumidor primário na cadeia alimentar, que realiza a filtração de material orgânico particulado em suspensão (MOHR et al., 2015). De acordo com BARROSO e CORDEIRO (2001), metais como Cu, Ni, Pb, Cd, Cr, Mn e Al podem causar efeitos tóxicos em lodos de ETA. COSTA et al. (2003) observou que esse tipo de lodo é extremamente tóxico ao microcrustáceo *Daphnia magna*, devido a presença desses metais.

3) Algas

Chorella vulgaris, *Selenastrum capricornutum*, *Scenedesmus subspicatus*, *Skeletonema costatum* são destaques nesse grupo por serem capazes de responder a efeitos tóxicos de várias substâncias (ISO, 2004). A microalga *Pseudokirchneriella*

subcapitata encontra-se entre as espécies mais recomendadas em teste de toxicidade aguda e crônica de água-doce (USEPA, 1994; FRANÇA, 2009).

4) Bactérias – *Vibrio fischeri*

Segundo KNIE e LOPES (2004), essas bactérias são bioluminescentes, Gram-negativas, anaeróbicas facultativas que emitem luz em condições ambientais favoráveis, devido à ação de um grupo de genes denominado como lux operon. Os ensaios com essas bactérias apresentam vantagens pela fácil execução do teste e por apresentarem uma resposta rápida: após 30 minutos de exposição. Esses organismos apresentam diferença entre a emissão de luz quando exposto a substâncias nocivas que alterem o processo enzimático. O decréscimo da luminescência é proporcional à toxicidade. São usadas em ensaios para determinar o nível de toxicidade de solos, sedimentos e meios aquáticos, desde os anos 70. Já foram feitos vários estudos de toxicidade com esse bio-indicador com diversos agentes tóxicos como de efluente têxtil contendo corante antraquinona (LEDAKOWICZ; SOLECKA; ZYLLA, 2001), chorume de lixo sanitário (SILVA; DEZOTTI; SANT'ANNA JÚNIOR, 2004) e extrato de resíduos classe IIA e IIB (RODRIGUES; PAWLOWSKY, 2007).

5) Vegetais

Vieira et al. (2009) defendem o uso de bioindicadores vegetais em testes de toxicidade como uma prática laboratorial simples, eficaz e de baixo custo, reconhecida pelo Programa Internacional de Segurança Química (IPCS, OMS). As espécies *Allium cepa* (cebolinha), *Lactuca sativa* (alface) e *Lycopersicon esculentum* (tomate) são plantas modelo muito usadas na avaliação da toxicidade, visto que apresentam rápida germinação, e mostram o sistema radicular mais sensível à ação tóxica, reagindo às baixas concentrações de substâncias nocivas (BAGATINI; SILVA; TEDESCO, 2007; LIMA et al., 2011; ARRAES; LONGHIN, 2012).

2.5.1 Bioensaio com *Lactuca sativa*

As plantas são organismos eucariontes, fotossintetizantes e de metabolismo complexo, presentes no ambiente terrestres e aquático. Suas sementes, quando mantidas longe da umidade, podem manter viabilidade por longos períodos. Entretanto, o tempo de dormência é prontamente encerrado quando as mesmas são hidratadas (CUNHA, 2011).

Na fase de germinação, as sementes passarão por mudanças fisiológicas bastante intensas, e estarão muito sensíveis a qualquer fator de estresse ambiental. Sementes de plantas são largamente utilizadas em diversos tipos de bioensaios de toxicidade. Plantas sensíveis às substâncias tóxicas podem ser utilizadas como indicadores da qualidade do meio, constituindo-se bioensaios de fitotoxicidade.

O *National Water Research Institute*, localizado no Canadá, recomenda o emprego de sementes de alface em testes de toxicidade de efluentes, solos ou sedimentos, devido ao crescimento rápido e a pouca reserva de energia necessária para sua germinação. Comumente avalia-se a inibição do processo germinativo e o alongamento das raízes, que ocorre na presença de pequenas concentrações do composto tóxico, tornando este organismo um indicador mais sensível aos efeitos biológicos (DUTKA, 1989).

O ensaio utilizando *Lactuca sativa* é bastante utilizado devido suas vantagens para avaliação de uma gama grande de compostos tóxicos, pela sua praticidade, baixo custo, rápida resposta e fácil análise dos resultados obtidos. Esse ensaio avalia o efeito tóxico das amostras sobre a germinação e sobre o crescimento da raiz, a partir das variáveis respostas: avaliando simultaneamente dois processos (germinação e alongamento da raiz) que podem apresentar sensibilidade a diferentes compostos, em níveis desiguais (CUNHA, 2011). Na Tabela 6 apresentam-se diversas aplicações do bioensaio com *Lactuca sativa*.

Tabela 6 - Exemplos de aplicações do bioensaio de *Lactuca sativa*

Aplicações de bioensaios com <i>Lactuca sativa</i>	Referência
Toxicidade de solo/água com metais	MONTEIRO et al. (2009); MARTI et al. (2007); FJÄLLBORG et al. (2006); INABA TAKENAKA (2004); CHANG et al. (1997).
Toxicidade de ciamotoxinas com surfactantes	WANG et al. (2011).
Toxicidade e atividade de extratos naturais	CHAPLA e CAMPOS (2010).
Toxicidade de resíduos da indústria de corantes	PALÁCIO et al. (2009).
Toxicidade de resíduos de efluentes	GINOS et al. (2009).
Toxicidade de solos contaminados por petróleo	BANKS e SCHULTZ (2005)
Toxicidade de solos contaminados com formicida	TIEPO et al. (2010).
Toxicidade de processos oxidativo avançado de águas contaminadas por toxinas	FREITAS (2008).

Fonte: CUNHA (2011).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS

Os resíduos utilizados neste trabalho foram provenientes de uma ETA e duas ETE. Diante da possibilidade de tratamento consorciado do LETA com o lodo de ETE (LETE), foi estabelecida a mistura desses lodos em várias concentrações.

3.1.1 Lodo de ETA (LETA)

A ETA escolhida para coleta de lodo foi a de Botafogo, uma estação com a tecnologia de ciclo completo (ETA convencional), localizada no município de Igarassu. Essa estação trata a água dos rios Catucá (Barragem de Botafogo), Cumbe, Pilão, Tabatinga, Conga, Arataca/Jardim, Pitanga e Utinga, sendo responsável pela geração de 17% do volume de água distribuído na Região Metropolitana do Recife (COMPESA, 2013). Foram realizadas 15 coletas de 30 litros de lodo, no período de março de 2013 a outubro de 2013, no ponto de descarga de fundo do decantador, como mostra a Figura 1.

Figura 1 - Ponto de coleta do lodo de ETA, poço de descarga do decantador.



Fonte: Autor (2016)

3.1.2 Lodo de ETE (LETE)

Os LETE foram originados de tratamento anaeróbico, ETE Mangueira (LETEM), e aeróbico, ETE Lógica Ambiental (LETELA).

A ETE Mangueira (Figura 2) está localizada no bairro da Mangueira, Região Metropolitana do Recife, e foi projetada para atender a população dos bairros da Mangueira, San Martim e adjacências, somando aproximadamente 18.000 habitantes. O sistema de tratamento é composto por uma estação elevatória, uma calha Parshall, uma grade de barras, duas caixas de areia, um reator tipo UASB, uma lagoa de estabilização e oito leitos de secagem.

Foram realizadas nessa estação 15 coletas de 30 litros de lodo, no período de março de 2013 a outubro de 2013, na entrada do leito de secagem.

Figura 2 - ETE Mangueira Reator UASB e Lagoa de estabilização



Fonte: <http://www.meioambiente.biz/saneamento/saneamento-ambiental>. Acesso em 12/10/2015

A ETE Lógica Ambiental (Figura 3), localizada no bairro da Várzea, cidade do Recife, é um empreendimento privado que trata efluentes sanitários e industriais. O sistema de tratamento é composto por um tanque de recepção, caixa de gordura, caixa de areia, decantador primário, lagoa facultativa aerada, filtro anaeróbico de fluxo ascendente e decantador secundário.

Foram realizadas, nessa estação, 15 coletas de 30 litros de lodo, no período de março a outubro de 2013, na lagoa facultativa, com uso de bomba de sucção.

As amostras coletadas nas ETA, ETEM e ETELA foram transportadas para o Laboratório do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA – DEQ/UFPE), onde todos os experimentos foram realizados.

Figura 3 - ETE Lógica Ambiental, lagoa facultativa aerada.



Fonte: <https://plus.google.com/101181632612285268294>. acesso em 22/02/2016

3.1.3 Condicionamento para deságue dos Lodos

Para atender o objetivo da pesquisa, que foi submeter o resíduo sólido ao tratamento por vermicompostagem, foi necessário diminuir o teor de água do mesmo. Logo, foi montado em laboratório um sistema de deságue, para os três tipos de lodos, com dispositivos tubulares de geotêxtil (bag), a manta têxtil, permeável e bidimensional, fabricado em tecido de polipropileno, de alta resistência, com a função de reter as partículas sólidas, fornecidas pela Allonda Comercial de Geossintético Ambientais LTDA, através do representante no Brasil da TenCate. O modelo cedido pela TenCate Geotube foi o GT 500 (diâmetro médio dos poros de 80 μ (ASTM D6767) e dimensões de 53 x 51cm) (Figura 4). O bag de geotextil tem a função de separar, drenar e filtrar (GUANAES, 2009).

Figura 4 – Saco geotêxtil (geomembrana).



Fonte: Góis (2015)

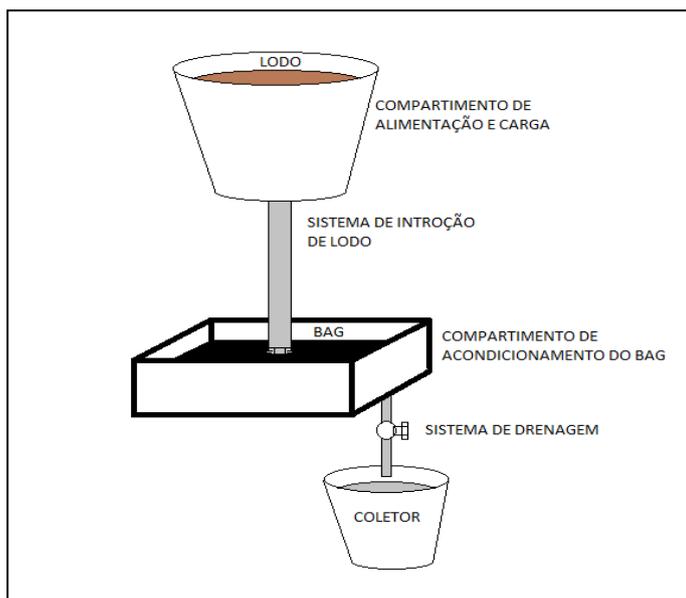
O sistema de deságue foi montado em bancada. A estrutura foi montada para 6 bags, sendo cada uma da seguinte forma: um balde de PVC preso ao teto ligado ao Bag, através de um mangote de 1,20 m. O bag foi colocado sob uma bacia plástica, com saída de fundo do líquido drenado.

O bag de geotêxtil é fabricado em tecido de prolipropileno de alta resistência que exerce, simultaneamente, as funções de retenção das partículas sólidas e de drenagem dos líquidos presentes. O excesso de água decorrente do processo é drenado através dos poros do geotêxtil, resultando uma desidratação efetiva e uma redução do volume de água. Para cada tipo de lodo foram utilizados dois Bags, para tanto, foram dispostos seis sistemas.

Após cada coleta, foi realizada a homogeneização manual, o volume de 30 litros divididos em dois volumes de 15 litros, em um dos volumes foi adicionado a devida dosagem de polímero, e ambos foram acondicionados nos bags: um bag recebeu o lodo com adição do polímero, o outro recebeu o lodo sem o polímero. a dosagem do polímero foi determinada em ensaio em Jar-test. As dosagens ótimas encontradas para os três lodos foram 5 mg/L para o LETA; 11mg/L para LETEM e 15 mg/L para o LETELA.

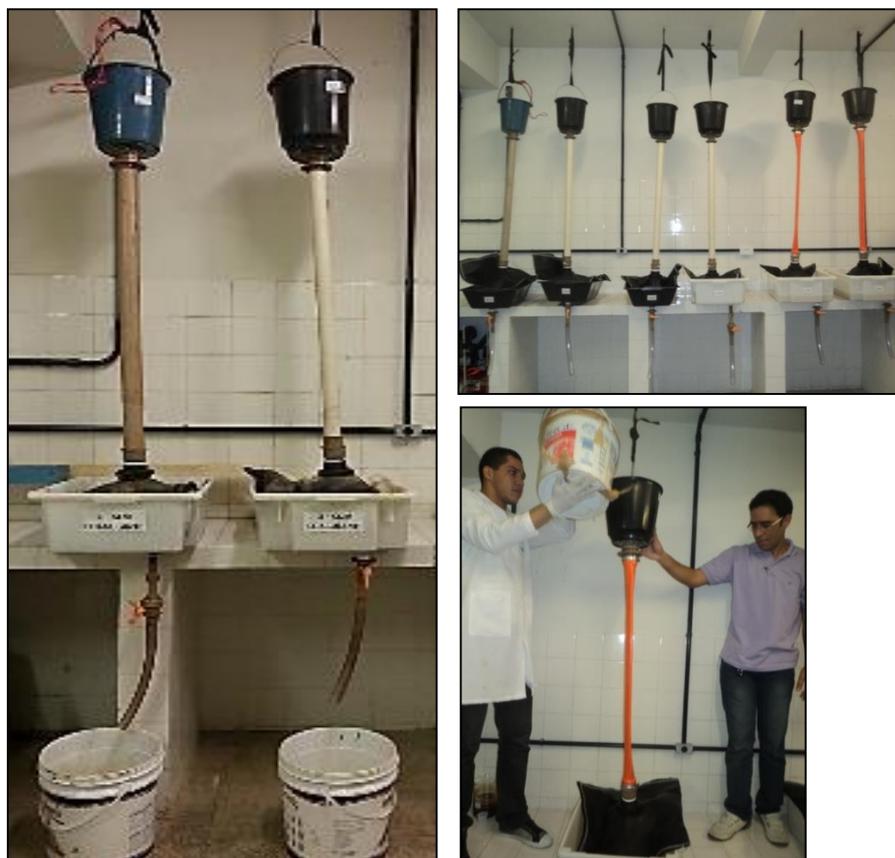
As Figuras 5 e 6 mostram o Layout e a foto do sistema de deságue montado no laboratório.

Figura 5 - Layout do experimento de deságue.



Fonte: autor (2016).

Figura 6 - Sistema de deságue do lodo.

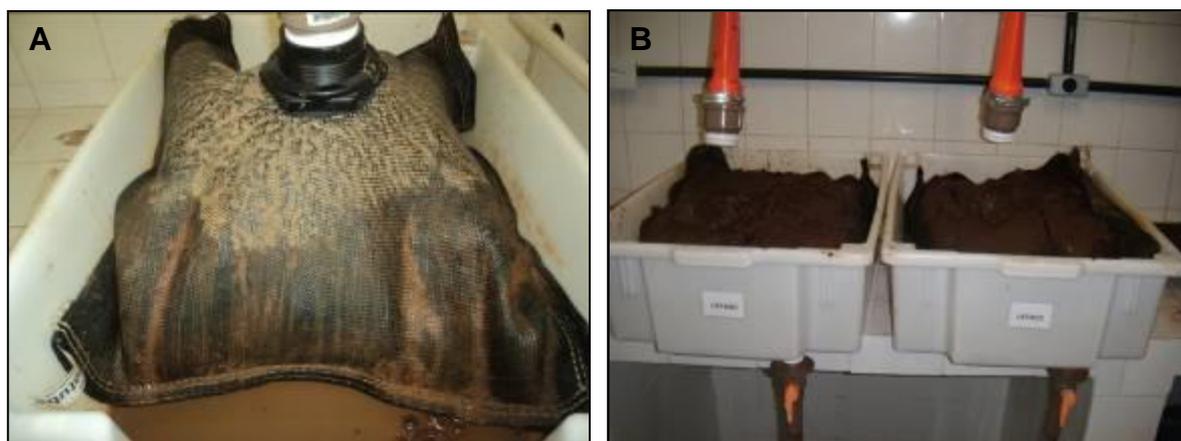


Fonte: banco de dados GPTA (2015)

3.1.4 Preparo do Substrato para Vermicompostagem

Após o período de coleta, que encerrou com os bags cheios (15 coletas de março de 2013 a outubro de 2013), os mesmos foram abertos e a massa sólida, retirada. A Figura 7 mostra o bag cheio e após abertura.

Figura 7 - Dispositivos tubulares de geotêxtil. Bag completamente cheio (A); abertura dos begs com o lodo desidratado (B).



Fonte: banco de dados GPTA (2015)

Após abertura dos bags as amostras foram caracterizadas quanto aos parâmetros: Teor de Umidade, Sólidos Totais, Sólidos Fixos, Sólidos Voláteis, Carbono Orgânico Total, Nitrogênio Total, Cálcio, Magnésio, Fósforo, Potássio, Sódio, Enxofre e os metais Alumínio, Ferro, Manganês, Chumbo, Cromo, Cobre e Zinco. As análises foram realizadas nos seguintes laboratórios:

- Laboratório do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais – GPTA/DEQ/UFPE;
- Laboratório do Grupo de Resíduos Sólidos – GRS/UFPE;
- Laboratório do Centro de Apoio à Pesquisa – CENAPESQ/UFRPE;
- Laboratório de Fertilidade do Solo – UFRPE;
- Laboratório de Análises ambientais – CRCN/UFPE.

Os lodos após deságue receberam as seguintes nomenclaturas:

- LETAcP – Lodo de ETA com adição de polímero;

- LETAsp – Lodo de ETA sem adição de polímero;
- LETEMcp – Lodo de ETE Mangueira com adição de polímero;
- LETEMsp – Lodo de ETEMangueira sem adição de polímero;
- LETELAcP – Lodo de ETE Lógica Ambiental com adição de polímero;
- LETELAsp – Lodo de ETA Lógica Ambiental sem adição de polímero.

3.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL DA VERMICOMPOSTAGEM

Após abertura dos bags, os materiais foram homogeneizados e transferidos para bacias maiores e deixadas ao ar livre até que a massa estivesse com umidade média de 64%, sendo a mesma determinada diariamente. O tempo para alcançar a umidade desejada foi de 5 dias, após esse período, efetuou-se a montagem dos tratamentos. Os recipientes utilizados foram potes plásticos pretos com furos na parte inferior e com capacidade máxima de 1,4 litros, como mostra a Figura 8, nos quais foram adicionados 200g (correspondente à massa seca) de substrato, para cada tratamento. As amostras foram reidratadas diariamente para manter a umidade entre 60 e 70%, conforme metodologia de Suthar et al. (2012), que trabalhou com lodo da indústria de leite, estabelecendo essa faixa de umidade.

Figura 8 - Preparo manual do substrato (A); vaso usado no experimento (B e C).



Fonte: banco de dados GPTA (2015)

A Tabela 7 mostra os pesos das massas secas e úmidas das composições calculadas, considerando a umidade da massa, determinada pelo método gravimétrico (EMBRAPA, 1997). Todos os tratamentos foram feitos em triplicata, configurando um total de 90 parcelas.

Tabela 7 - Descrição dos tratamentos e peso do substrato utilizado.

Tratamento	Composição do substrato	Umidade (%)	Peso Real (g)	Peso Util (g)
T1	100% LETAcp	65,03	200	330,06
T2	100%LETAsp	59,94	200	319,88
T3	100%LETEMcp	62,24	200	324,48
T4	100%LETEMsp	62,98	200	325,96
T5	100%LETELAcp	61,52	200	323,03
T6	100%LETELAsp	61,33	200	322,67
T7	75% LETAcp + 25%LETEMcp	56,83	200	313,66
T8	75% LETAcp + 25%LETEMsp	57,02	200	314,03
T9	75% LETAcp + 25%LETELAcp	59,15	200	318,30
T10	75% LETAcp + 25%LETELAsp	59,11	200	318,21
T11	50% LETAcp + 50%LETEMcp	58,64	200	317,27
T12	50% LETAcp + 50%LETEMsp	59,01	200	318,01
T13	50% LETAcp + 50%LETELAcp	53,27	200	306,54
T14	50% LETAcp + 50%LETELAsp	53,18	200	306,36
T15	25% LETAcp + 75%LETEMcp	60,64	200	321,28
T16	25% LETAcp + 75%LETEMsp	60,99	200	321,98
T17	25% LETAcp + 75%LETELAcp	67,39	200	334,79
T18	25% LETAcp + 75%LETELAsp	67,26	200	334,52
T19	75% LETAsp + 25%LETEMcp	53,02	200	306,03
T20	75% LETAsp + 25%LETEMsp	53,20	200	306,40
T21	75% LETAsp + 25%LETELAcp	55,34	200	310,67
T22	75% LETAsp + 25%LETELAsp	55,29	200	310,58
T23	50% LETAsp + 50%LETEMcp	66,09	200	332,18
T24	50% LETAsp + 50%LETEMsp	66,66	200	328,55
T25	50% LETAsp + 50%LETELAcp	50,73	200	329,09
T26	50% LETAsp + 50%LETELAsp	50,64	200	327,56
T27	25% LETAsp + 75%LETEMcp	59,17	200	332,46
T28	25% LETAsp + 75%LETEMsp	59,72	200	329,92
T29	25% LETAsp + 75%LETELAcp	66,12	200	326,05
T30	25% LETAsp + 75%LETELAsp	65,99	200	327,82

Fonte: autor (2016)

Após as misturas e montagem dos tratamentos, foram tomadas amostras de cada parcela para caracterização quanto aos parâmetros: teor de umidade, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, carbono orgânico total, nitrogênio total e Al.

3.3 CONDUÇÃO DA VERMICOMPOSTAGEM

3.3.1 Coleta das minhocas

A minhoca escolhida para o desenvolvimento da pesquisa foi a *Eisenia andrei* conhecida como “minhoca vermelha da Califórnia”. A escolha foi baseada nas características dessa espécie, que se adapta melhor ao cativeiro e apresenta uma produção mais rápida. A matriz contendo 2.000 minhocas da espécie, na fase adulta, com clitelo e pesando em média 0,3g, foram adquiridas no minhocário na

Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) (Figura 9), localizado no Município de Goiana, onde são criadas no substrato de esterco bovino.

Figura 9 - Coleta das minhocas no minhocário na Estação Experimental do IPA.



Fonte: banco de dados GPTA (2015)

3.3.2 Preparo e Inoculação das Minhocas

No laboratório, as minhocas foram lavadas, pesadas em grupo de 20 minhocas e adicionadas aos vasos, contendo os respectivos substratos (tratamentos). Foi inoculado um total de 1.800 minhocas.

O peso médio das minhocas foi 0,3g, considerando que essa espécie é capaz de ingerir uma quantia de alimento de um a três vezes o seu próprio peso (GONÇALVES et al., 1999; ROSSI, 2010), vinte vermes iriam consumir 200g de substrato em 33,33 dias, na pior hipótese de dieta alimentar (0,3g/dia), baseado nessa condição foram estabelecidos 34 dias para o experimento.

Após a inoculação das minhocas, foram monitoradas diariamente a temperatura e umidade do sistema para manutenção das condições ideais segundo Morselli (2009). Depois de 34 dias, o composto foi espalhado em bandeja para retirada das minhocas, por catação manual, e pesadas.

3.4 DELINEAMENTO ESTATÍSTICO E ANÁLISE DO VERMICOMPOSTO

Foram averiguados os dados, antes e após, a aplicação de tratamento de vermicompostagem. Os parâmetros analisados foram pH, Carbono Orgânico Total, nitrogênio total, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e teor de Al. Também foi realizada a contagem do número de minhocas, logo após o final do tratamento.

Para as 30 análises realizadas, foram feitas 03 repetições para cada amostra inicial e final, que ao todo contabilizaram 420 registros de dados para os parâmetros e mais 60 dados provenientes da contagem inicial e final de minhocas. Todos os dados foram dispostos em planilha eletrônica (*Microsoft Office Excel 2010*), de onde foram criados gráficos e exportação de informações para outros softwares.

Os testes estatísticos selecionados e aplicados nesse trabalho, assim como os gráficos e resultados, foram obtidos com o uso da ferramenta *Stat Soft Estatística V.10.1* e da ferramenta *Action* produzida pela Statcamp.

A escolha da aplicação de um teste não paramétrico está associada à comparação de amostras com resultados diferentes, por exemplo, antes e depois de algum tratamento. O teste de *kruskal-Wallis* é uma alternativa ao teste F da ANOVA, utilizado para grupos independentes com múltiplas amostras, desde que tenha a mesma distribuição.

O referido teste foi realizado a partir dos resultados dos parâmetros acima citados; antes e depois do TVC, com o objetivo de verificar diferenças entre os grupos ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$). Também foi realizada a análise dos agrupamentos a partir das comparações múltiplas do teste de Kruskal-Wallis.

3.5 TESTE DE TOXICIDADE COM SEMENTE DE ALFACE (LACTUCA SATIVA)

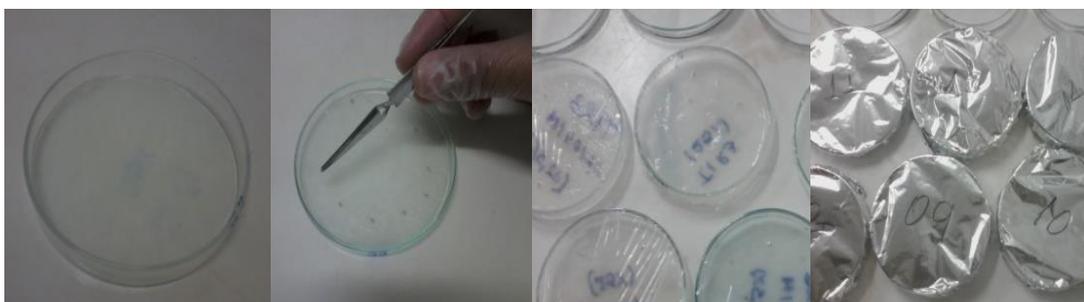
3.5.1 Preparação do elutriato

Antes da realização do biensaio de toxicidade foi realizada a solubilização do resíduo seguindo a metodologia descrita na NBR 10006 (ABNT, 2004). 20g da amostra, dos referidos tratamentos descritos na Tabela 7, dissolvendo-a em 100 ml de água destilada, em *erlenmeyer* de 250 ml, mantendo a proporção 1:5 (m/v). A mistura foi agitada em uma mesa agitadora, por 24 horas, e sedimentada por 7 dias em frasco tampado. Após este período, foi retirado 50 mL do sobrenadante, denominado elutriato. A partir dessa solução, elutriato a 100% (“solução-mãe”), foram preparadas diluições com 75%, 50%, 25% e 10%. Também foi utilizada uma solução controle com água destilada.

3.5.2 Condução do bioensaio com a *Lactuca sativa*

O teste de toxicidade com *Lactuca sativa* ocorreu em condições estáticas, com base nas metodologias descritas por Tam e Tiquia (1994), Dutka (1989) e Andrade (2009), com as devidas adaptações. Foram utilizadas placas de Petri de 9 (nove) cm de diâmetro, onde foi disposto uma folha de papel de filtro qualitativo de igual dimensão para cobrir o fundo de cada placa. Com uma pipeta *Pasteur* o papel de filtro foi umedecido, com cerca de 4 mL da solução-teste, sem deixar excesso de líquido visível. Em cada placa de Petri, preparada, dispôs-se 10 sementes de alface (*Lactuca sativa*), uniformemente distribuídas, utilizando pinças de laboratório. As sementes de *Lactuca sativa* utilizadas no teste apresentaram percentual de germinação de 98% (fornecido pelo fabricante). Após a inoculação das sementes, as placas foram vedadas com papel de filme plástico, para evitar a evaporação do elutriato, e posteriormente com papel alumínio, para preservar a ausência de luz (Figura 10), sendo mantidas numa incubadora a 25 ± 1 °C por 120 horas.

Figura 10 - Sequência do procedimento de inoculação das sementes de alface (*Lactuca sativa*)



Fonte: banco de dados GPTA (2015)

Após o período de incubação, 120 horas, foi realizado o procedimento de contagem das sementes germinadas. Os bioensaios foram efetivados no Laboratório do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais – GPTA/DEQ/UFPE, em triplicata; e nas condições antes e depois dos tratamentos. A avaliação do bioensaio foi em função da Germinação Relativa (GR%), segundo Bellato et al. (2015). Onde N°SGA foi o número de sementes que germinaram na amostra e N°SGC, o número de sementes que germinaram no controle. A água destilada foi utilizada como controle negativo.

$$\text{GR (\%)} = \frac{\text{N}^{\circ}\text{SGA}}{\text{N}^{\circ}\text{SGC}} * 100 \quad (\text{Equação 1})$$

O delineamento foi inteiramente casualizado com 30, antes do TVC e 30 após 5 diluições (10, 25, 50, 75 e 100%) e três repetições, totalizando 900 parcelas de amostras e 6 parcelas de controles. Em todas as amostras e nos controles foram determinadas as concentrações de Al.

Todas as análises realizadas durante a execução experimental deste capítulo foram de acordo com os metodos descritos na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros analisados/métodos

PARÂMETRO	MÉTODO
Potencial Hidrogeniônico - pH	SMEWW 4500B/Método Potenciometrico, de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2012.
Sólidos Totais, suspensos e voláteis	POPFQ -UNI225/ Método 2540 B., de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2012.
Carbono Orgânico total (COT)	Metodo Titulométrico, de acordo com Walkley & Black (1934).
Nitrogênio total	POPFQ -UNI403/ Método 4500 C. Semi-Micro-Kjeldahl Method p. 4-132, de acordo com Standard Methods, 2012.
Aluminio	Digestão/Método 3052- <i>Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices</i> , segundo EPA (1996), seguida de caracterização elementar por ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry).

Fonte. Adaptado pelo autor

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS DA VERMICOMPOSTAGEM

Através do teste de *Kruskal-Wallis* (não paramétrico) foram avaliados se houve diferenças significativas entre os tratamentos aplicados. Os resultados do teste (Tabela 9) indicaram que ocorreram diferenças significativas ($p < 0,05$) para os valores de eficiência de remoção do alumínio, variação do pH, variação dos sólidos totais e voláteis, redução do COT e variação do nitrogênio. Os resultados indicam que a variação dos parâmetros analisados dependerá do tratamento aplicado, apresentando desempenho, melhor ou pior, em determinadas composições formadas para a vermicompostagem.

Tabela 9 – Resultados do teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis*

Parâmetros	Resultados		
	Kruskal-Wallis qui-quadrado	Graus de Liberdade	P-valor
pH (Variação)	79,66380451	29	1,2973E-06
Sólidos Totais (Variação)	88,39047619	29	6,4265E-08
Sólidos Totais voláteis (Variação)	88,03101343	29	7,2922E-08
COT (Redução)	71,94442615	29	1,6357E-05
Nitrogênio (Variação)	62,27174184	29	0,00031954
Alumínio (Eficiência de remoção)	86,68302808	29	1,1691E-07

Fonte: autor

4.2 CARACTERÍSTICAS DOS SUBSTRATOS

As principais características dos substratos usados para composição das misturas, sendo eles T1 e T2, lodos provenientes dos decantadores da ETA Botafogo, T3 e T4, lodos anaeróbios da ETE Mangueira, T5 e T6, lodo aeróbio da lagoa facultativa da ETE Lógica Ambiental, estão descritas na Tabela 10.

Tabela 10 – Características físico-químicas dos substratos antes do TVC

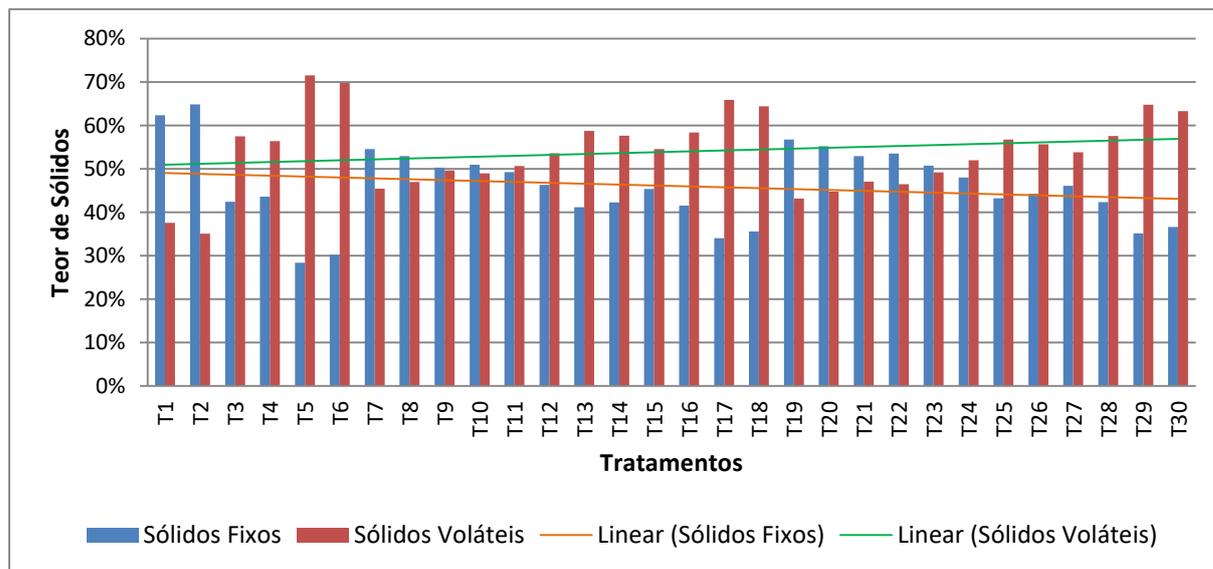
Substrato		pH	ST	STV	COT	N	C/N	Al
			g/kg	%	%	%		g/kg
T1	LETA com polímero	4,70	400,59	38	15,84	0,47	33,52	744,92
T2	LETA sem polímero	4,65	349,71	35	16,78	0,50	33,59	696,13
T3	LETEM com polímero	4,49	677,59	58	25,01	2,05	12,20	199,57
T4	LETEM sem polímero	4,51	670,21	56	25,26	2,44	10,37	177,89
T5	LETELA com polímero	5,37	586,66	72	43,91	2,80	15,67	196,01
T6	LETELA sem polímero	5,54	584,85	70	43,81	2,91	15,07	149,52

Fonte: autor (2016)

No estudo de desidratação de lodo, com e sem o uso de polímeros catiônico, realizado por Andreoli et al. (2001) foi demonstrado que o lodo sem dosagem de polímero, apresentou maior perda de sólidos voláteis. Nesse trabalho, também foram encontrados valores no mesmo formato. Porém, a faixa de diferença não foi significativa, como também não houve variação significativa para os parâmetros, COT e N. Apenas a concentração de Al foi maior nos lodos que receberam o coagulante, resultado semelhante ao encontrado por Monteiro (2014), onde a retenção do Al ocorreu foi maior no Bag que recebeu o lodo com adição de polímero.

Os valores de pH dos lodos retidos no bag, foram na faixa ácida, sem diferença significativas com e sem o uso de polímero. Segundo Pieper (2008), essa acidez na massa sólida, geocondicionada, ocorre devido a compostos com cargas negativas, como os grupos funcionais COOH e OH, que absorvem o Al^{+3} trocável e liberam íons H^+ , causando a acidificação dos resíduos sólidos.

Quanto à natureza dos sólidos, os resultados foram conforme o autor Pieper (2008), que encontrou para o lodo de ETA desaguado com bags de geotextil 60% de sólidos fixos e 40% de voláteis, e Tavares (2003), que caracterizou o lodo na descarga do decantador na Botafogo, onde foi obtido o material desta pesquisa, e encontrou 75% e 25% de sólidos fixos e voláteis, respectivamente. O gráfico da Figura 11 mostra o teor de sólidos fixos e totais nos substratos submetidos ao tratamento por vermicompostagem. É possível notar que o teor de sólidos fixos são maiores nos substratos com maior quantidade de lodo de ETA, principalmente nos tratamentos T1 e T2 (100% LETA). A linha de tendencia mostra que a medida que cai a quantidade de LETA e aumenta a massa do LETE, diminuem os sólidos fixos e aumentam os voláteis.

Figura 11 - Sólidos Fixos e voláteis nos substratos antes do TVC

Fonte: autor (2016)

4.3 AVALIAÇÃO DA CONDUÇÃO DA VERMICOMPOSTAGEM

4.3.1 Temperatura

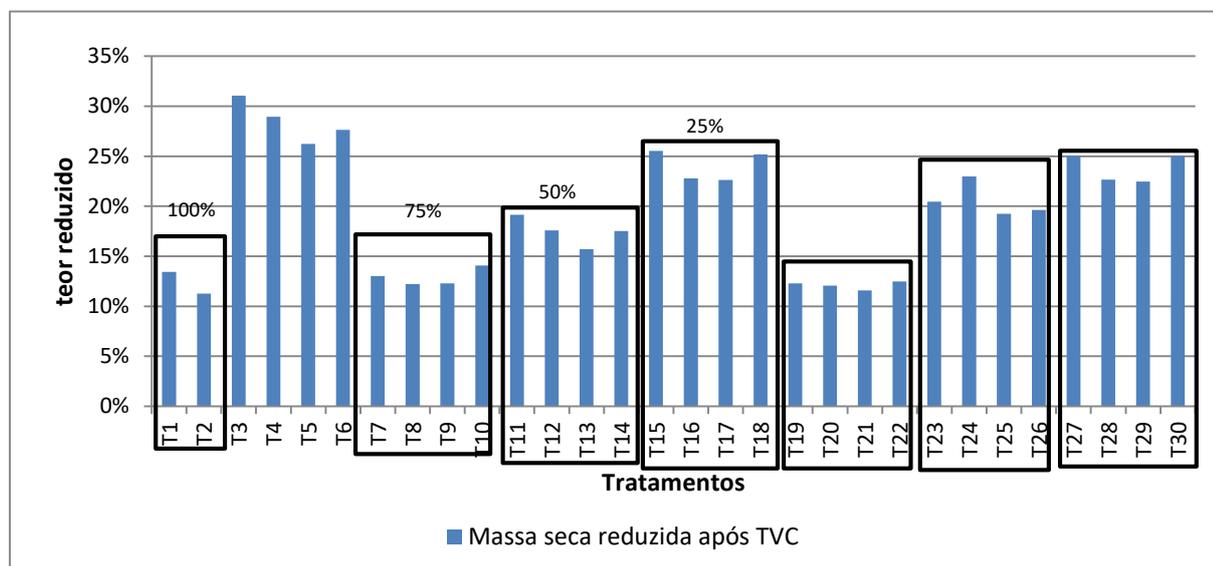
O processo aeróbio de degradação da matéria orgânica pode provocar o aumento da temperatura. Diante disso, o controle da mesma, é fundamental no processo de vermicompostagem. Antes de iniciar o TVC, procurou-se estabelecer um equilíbrio térmico com o ambiente, onde as temperaturas médias observadas no substrato foram: T1 = 27°C, T2 = 26°C, T3 = 27°C, T4 = 27°C, T5 = 27°C e T6 = 26 °C . Segundo Kiehl (1985), essas temperaturas pertencem à fase mesofílica, entre 20 e 40°C, na qual ocorrem, com facilidade, degradação da matéria orgânica, o que favorece o desenvolvimento das minhocas.

4.3.2 Redução do substrato, em termos de peso

O experimento, com duração de 34 dias, foi formado por tratamentos com massa inicial de 200g de substrato seco. Ao final, a média de massa seca foi de 161,19g, o

que corresponde a uma redução de 19% (11-31%). Na literatura foram encontrados valores entre 48 e 55%, por Amorim (2005), quando realizou a vermicompostagem de dejetos de caprinos. Ndegwa e Thompson (2000) encontraram valores entre 22 e 33% na vermicompostagem de lodo de esgoto. Segundo Rossi (2010), do material ingerido pelas minhocas, 60% é excretado na forma de húmus e quanto maior a parcela orgânica do substrato, maiores serão as perdas, em peso, do substrato. Na Figura 12 observa-se que a diferença do percentual de peso, em massa seca perdida, aumenta nos grupos em que diminuíam a quantidade de LETA.

Figura 12 - Gráfico da redução do peso seco após TVC



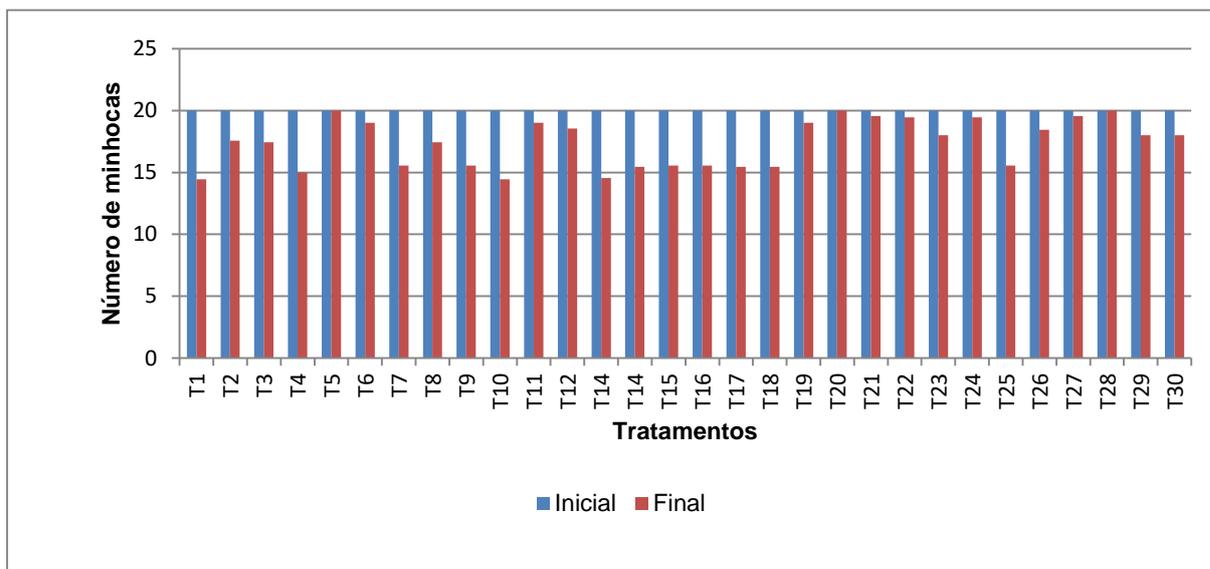
Fonte: autor (2016)

4.3.3 Adaptação das minhocas

A falta de alimento decorrente da produção do húmus, segundo Aquino *et al.* (1994), leva à mortalidade das minhocas adultas, provocando uma redução da densidade das mesmas. Entretanto, Loureiro *et al.*, (2007), após 69 dias do processo de vermicompostagem com esterco bovino, observaram que o número inicial de minhocas adultas se manteve, identificando também, a presença considerável de minhocas juvenis e casulos. Neste trabalho verificou-se que, após 33 dias do início da vermicompostagem, a população original de 20 minhocas adultas, com massas iniciais em média de 0,35 g/minhoca, apresentaram redução de 1 até 6

minhocas, com uma média de 17 sobreviventes (Figura 13), e massa corpórea de 0,45 g. A taxa de nascimento foi nula, ou seja, não foi observada a presença de indivíduos jovens, o que era esperado, pois o ciclo de vida desta espécie, superior ao período de duração deste experimento, não permitiu nascimentos de novos indivíduos.

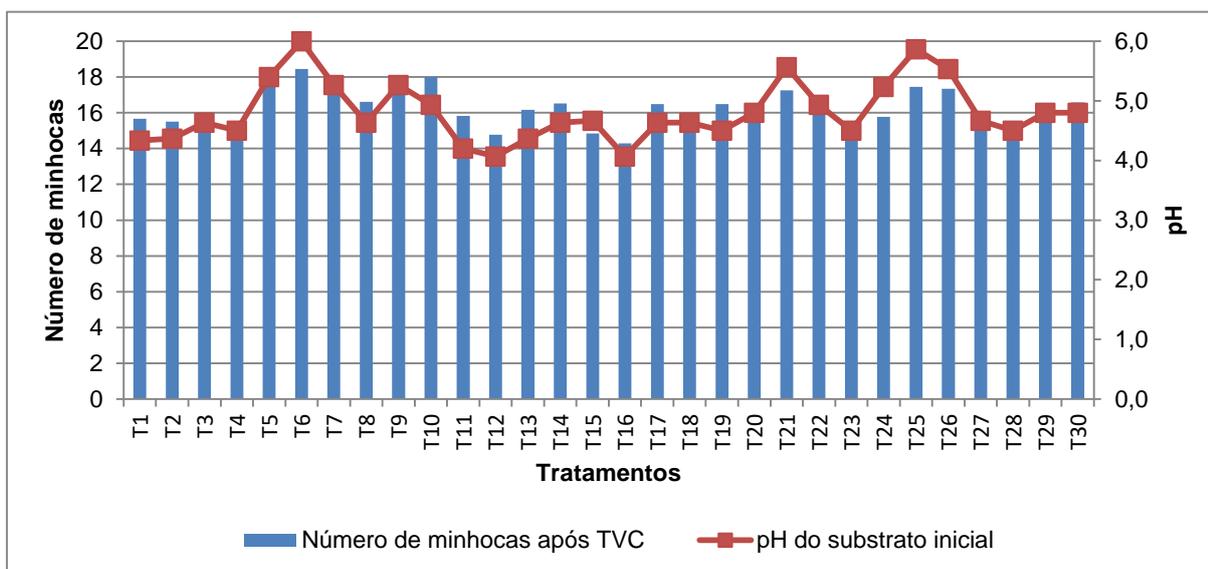
Figura 13 - Gráfico do número de minhocas antes e após tratamento de vermicompostagem.



Fonte: autor (2016)

Segundo Edwards e Bohlen (1996), mesmo sendo as minhocas tolerantes a larga faixa de pH, a mudança brusca de ambientes, assim como, a exposição prolongada em ambientes muito ácido, pH inferior a 4,5, pode ter efeitos letais sobre as mesmas. Para Kaplan (1980), as minhocas não sobrevivem em pH inferior a 5,0 e superior a 9,0. Essa pode ser a justificativa para mortes ou fugas de algumas minhocas, já que em todos os tratamentos houve predominância de pH ácido, entre 4 e 5,5, e houve um decaimento do número de minhocas em pH abaixo de 5 (Figura 14). Katare e Didolkar (2016), que trabalharam com resíduos contendo plásticos, não observaram nenhuma mortalidade durante a condução de seu experimento, e sugerem que um dos fatores da boa adaptação das minhocas foi a faixa de pH do substrato, ligeiramente alcalina, entre 7,1 e 7,4.

Figura 14 – Gráfico que relaciona pH do substrato e o número de minhocas no início do TVC.



Fonte: autor (2016).

Para Cesar et al. (2008) a origem do lodo é muito importante. Lodos que provêm de indústrias podem trazer altos teores de metais, podendo desencadear a fuga ou morte das minhocas. No caso, o LETA tem característica inorgânica, com alta concentração de AL, que pode também ter contribuído para redução do número de minhocas.

Outro ponto importante foram os resultados da biomassa das minhocas. Antes do TVC a média de biomassa foi de 0,15 g/indivíduo e ao final TVC 0,37 g/indivíduo, mostrando que as minhocas que permaneceram, conseguiram se alimentar sem perda de biomassa. Resultados semelhantes foram encontrados por Schimer (2010), ao contrário de Dominguez et al. (2000), em que houve o aumento do número de minhocas e redução da biomassa. Para o autor, a causa foi a diminuição do alimento, sem reposição contínua.

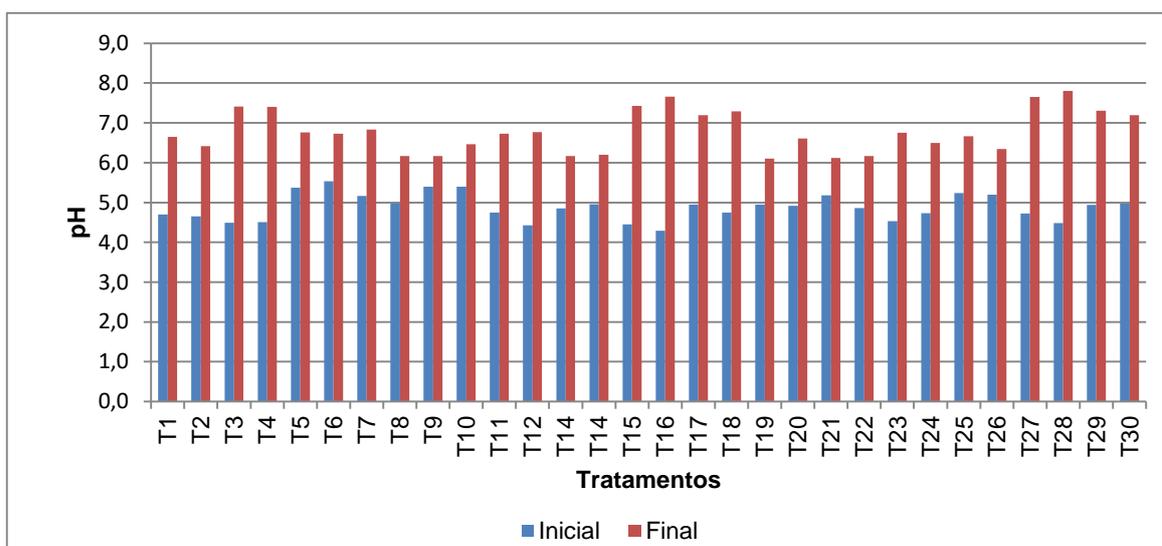
Conclui-se que o LETA fornece um material que permite a adaptação das minhocas, mesmo não ocorrendo a multiplicação da matriz da espécie *Eisenia andrei*. Na forma de mistura com LETE essa adaptação torna-se mais fácil.

4.3.4 pH

Um dos problemas do lodo de ETA, principal substrato do estudo, é a faixa de

pH, geralmente muito ácido, devido ao uso do sulfato de alumínio. O tratamento com vermicompostagem elevou o pH de todas as amostras. No gráfico da Figura 15, mostra a variação de pH antes e após os tratamentos dos lodos, que apresentaram aumento em todos os casos. As amostras antes do tratamento apresentaram pH na faixa ácida, entre 4 e 5,5 e após a vermicompostagem houve um aumento do pH, atingindo a faixa de neutralidade.

Figura 15 - Gráficos de pH antes a após TVC



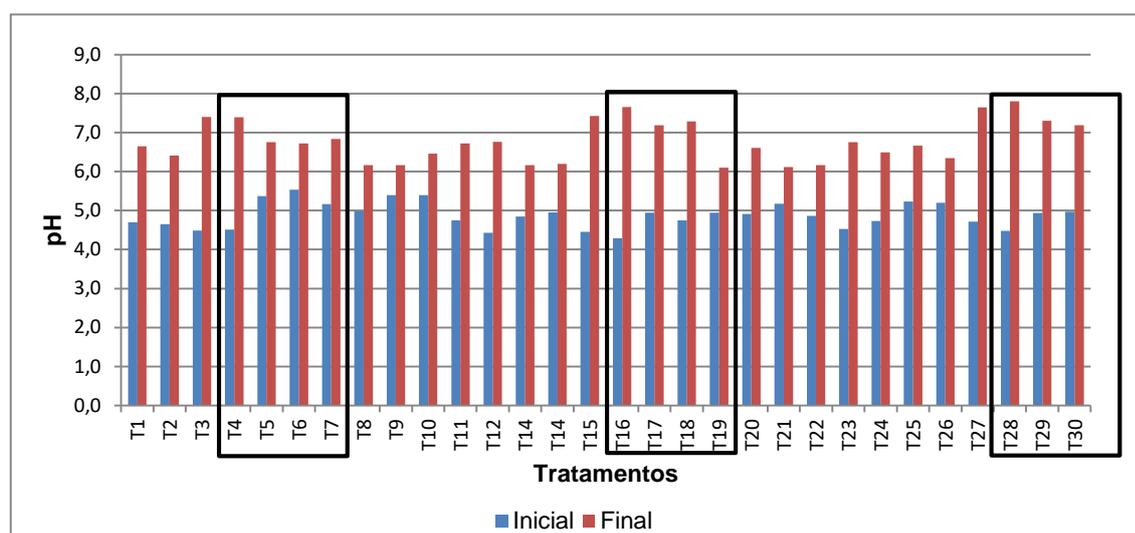
Fonte: autor (2016)

Os resultados encontrados para o parâmetro pH estão, conforme Stevens (2014), que no estudo da remoção de Cr em lodo de curtumes observou um aumento do pH na faixa de 6,5 para 7,4 com as minhocas *Eisenia andrei* e *Perionyx excavatus*, como também Cunha et al. (2015). Para o autor/pesquisador, o aumento do pH está associado ao fato das minhocas possuírem no seu esôfago uma glândula calcífera, responsável por excretar o Ca em excesso, que reage com o CO₂, proveniente da decomposição da matéria orgânica, formando o CaCO₃, levando ao aumento do pH do meio.

Segundo Silva et al. (2002), o aumento do pH também pode estar relacionado ao fato que o vermicomposto possui a capacidade de reter cátions e liberar ânions, principalmente durante a quebra de proteínas e polissacarídeos, R-COOH e R-OH. Essas cargas negativas são responsáveis pela elevação do pH do meio, quanto mais rico for o substrato em proteínas, lipídeos, amidos etc., maior será a formação

dessas cargas. Observando a Figura 16, verifica-se que as amostras com 100% LETE (T3, T4; T5 e T6) e aquelas com 75% de LETE (T15, T16, T17, T18, T27, T28, T29 ET30) apresentaram maiores valores de pH após a vermicompostagem. Segundo Carvalho et al. (2015), o teor de N-orgânico dos LETE tem origem no reservatório protéico desse tipo de resíduo. Para Carvalho et al.(2015) o teor de proteína no LETE aeróbios (LETELA) são menores que no LETE anaeróbios (LETEM). Essas considerações podem ser notadas na Figura 16, onde a faixa de pH se apresenta maior nos LETEM.

Figura 16 - Gráficos de pH antes e após TVC por faixa de concentração do lodo.



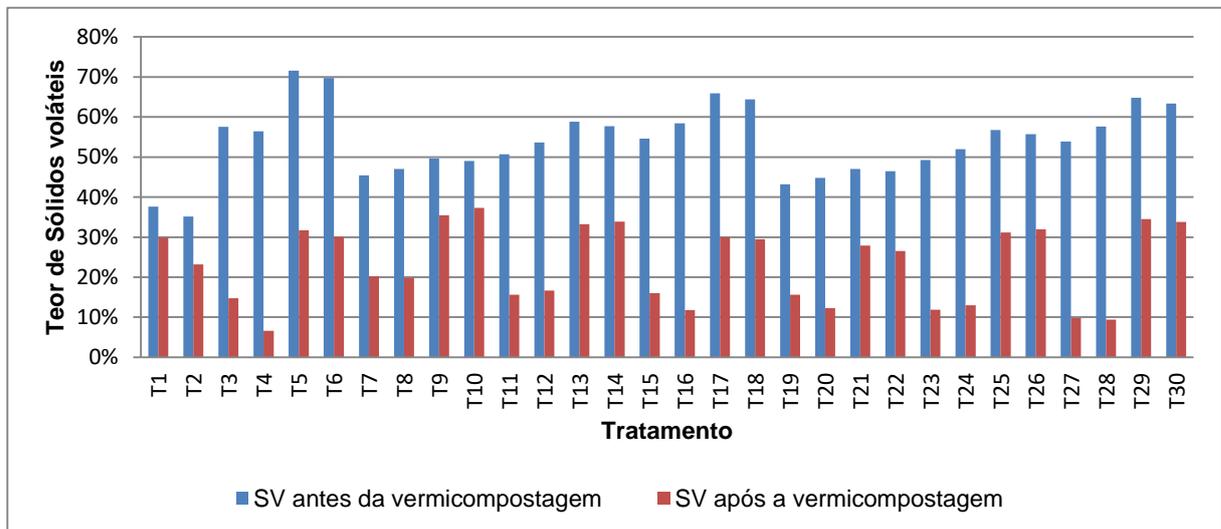
Fonte: autor (2016)

De modo geral a vermicompostagem foi eficiente na estabilização do pH, onde todos os tratamentos, inclusive com 100% LETA, melhoraram. Esse beneficiamento é extremamente importante, visto que os valores de pH próximos à neutralidade sugerem que o vermicomposto, quando incorporado ao solo, pode apresentar ação corretiva de acidez, contrário ao lodo bruto que pode elevar a acidez do solo ácido. Segundo Boeira et al. (2012), e Carmo e Lambais (2013), quando o lodo de esgoto é adicionado em solo, ocorrem processos de decomposição da matéria orgânica, formação de ácidos orgânicos e reações de nitrificação de nitrogênio amoniacal, presente no lodo ou gerado na mineralização de nitrogênio orgânico. Para Ektare e Didolkar (2016) vermicomposto com pH em torno de 7,0 é ideal para uso como fertilizante.

4.3.5 Matéria Orgânica

A Figura 17 mostra que houve redução dos sólidos totais voláteis, indício do processo de degradação do carbono orgânico. Segundo Edwards e Bohlen (1996), as minhocas assimilam melhor a matéria orgânica de fácil degradação, embora consumam e processem grandes quantidades de matéria orgânica, suas contribuições para a respiração heterotrófica total são muito baixas devido à sua pouca eficiência de assimilação.

Figura 17 – Redução dos sólidos voláteis após TVC

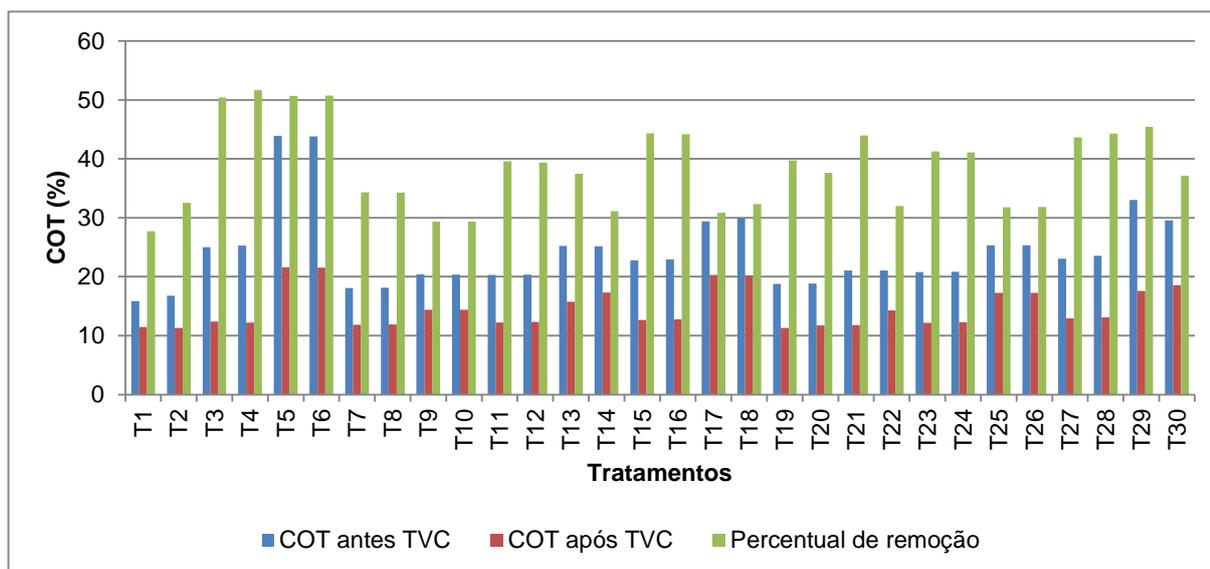


Fonte: autor (2016)

Os tratamentos T1 e T2, 100% LETA, apresentaram menor redução de sólidos voláteis, visto que esses possuem maior percentual de sólidos totais fixos. E as composições com LETEM (T3, T4, T11, T12, T15, T16, T19, T20, T23, T24 e T28) tiveram maiores remoções de sólidos voláteis (Figura 17).

Quanto ao COT, todos os tratamentos apresentaram redução, como mostra a Figura 18. Com o mesmo comportamento dos sólidos voláteis, em menor proporção, os tratamentos com maior quantidade de LETA. Os teores iniciais de COT variaram entre 15,84 a 43,91% e os finais entre 11,32 a 21,59%. A redução do COT confirma a mineralização do carbono em CO₂. Embora, parte do Carbono seja fixada pelas minhocas; e microorganismos, para composição de sua biomassa, segundo Dores e Silva (2011).

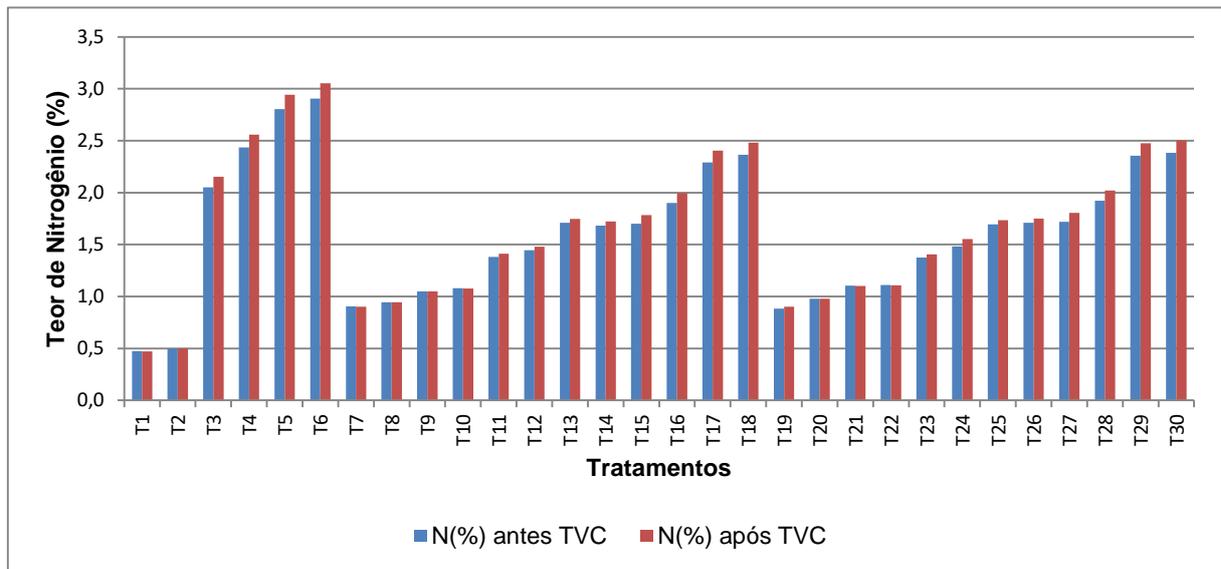
Figura 18 – Gráfico do teor de COT antes e após TVC, assim como o percentual de redução.



Fonte: autor (2016)

4.3.6 Nitrogênio

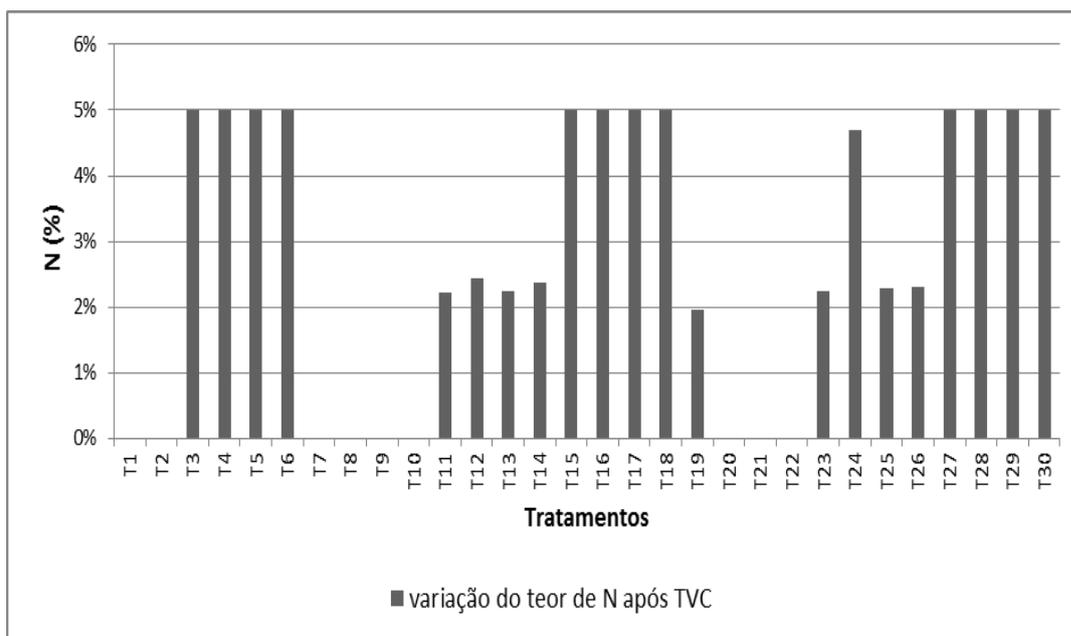
Os valores de nitrogênio encontrados para os substratos antes do TVC variaram de 0,5 a 3%. No LETA 100% foram encontrados os menores valores, 0,47 e 0,50%, os quais se assemelham aos encontrados por Pieper (2008), que encontrou 0,52% na caracterização do lodo da ETA Gravataí/RS. À medida que a concentração de LETA diminuiu e aumentou a concentração LETE, houve um aumento no teor de N (Figura 19). Segundo Macedo et al. (2012), o lodo de esgoto é um substrato rico em N, devido às características da matéria orgânica que o compõe. Ao contrário do LETA, cujas características estão relacionadas à água tratada na estação (TAVARES, 2003). Espera-se que as águas superficiais destinadas ao abastecimento apresentem teores de N bem inferior ao esgoto doméstico, que segundo Jordão et al. (1995) é rico em carboidratos, proteínas, gorduras, óleos, surfactantes, ureia, fenóis, etc.

Figura 19 - Gráfico do teor de N total antes e após TVC

Fonte: autor (2016)

Observando o gráfico da Figura 20, verifica-se que após o TVC, os resultados de N não mostraram grandes modificações, com pequenos aumentos, de 2 a 5%, nos tratamentos compostos da mistura LETA e LETE, quanto menor a quantidade de LETA maior o aumento em teor de N. Os tratamentos T1, T2, T7, T8, T9, T10, T20 T21 e T22 não apresentaram alteração no teor de N inicial.

Para Dores-Silva (2011), durante o processo, o N orgânico é mineralizado em N inorgânico, que se somam aos excrementos das minhocas, ricos em nitrogênio e oriundos do próprio corpo destes anelídeos. Silva et al. (2011) também encontraram um aumento do teor de Nitrogênio quando realizaram vermicompostagem com LETE. Para Veras e Povinelli (2004), o aumento do teor de N também pode ser explicado pela presença de microorganismos fixadores do N atmosférico.

Figura 20 - Gráfico da variação do teor de N após TVC

Fonte: autor (2016)

Perdas de N podem estar associadas a dois fatores relação C/N e umidade muito baixa, segundo Veras e Povinelli (2004). Esses autores trabalharam com resíduos que apresentavam valores iniciais de C/N em torno de 12 e umidade inferior a 40%. Essas condições favorecem a perda de N na forma de NH_3 . Na faixa de umidade adequada, superior a 60%, consegue-se reter o NH_3 na forma de NH_4OH .

Segundo Aquino (1991), quando se deseja realizar um TVC, com associações de resíduos diferentes, deve-se utilizar substratos ricos em N e C. O autor, para tratar o bagaço de cana, material pobre em N, o associou ao esterco bovino, rico em N. Silva (2000) fez associação do esgoto doméstico com bagaço de cana, que apresentaram, respectivamente, 1,83 e 0,3% de N e 27,56 e 54,25% de C. Neste trabalho, o LETA é o resíduo pobre em N, fazendo-se necessário a associação com outro resíduo; no caso, o LETE, com a finalidade de equilibrar a relação C/N.

Observando a Tabela 11, nota-se que o tratamento composto de 100% LETA, apresentou uma relação C/N, alta - antes e após o TVC - com valores superiores aos citados por Kiehl (1995), que admitiu 10/1 como valor ideal para vermicompostagem. Esse quadro retrata que houve a degradação da matéria orgânica e redução do COT. Contudo, sem alteração no valor do N, que permaneceu muito baixo. Nos

tratamentos compostos apenas por LETE, houve a degradação da matéria orgânica e um aumento na ordem de 5% no teor de N, porém, a relação C/N foi abaixo dos citados, na literatura. Nos tratamentos compostos por combinações LETA e LETE, observa-se uma melhor condição para o resultado final da relação C/N. Para esse parâmetro, visando qualidade do húmus produzido, os melhores resultados foram obtidos na combinação 75%LETA + 25%LETE, onde a relação C/N ficou inferior a 18 e próximo a 10, como preconizou Kiehl (1995).

Tabela 11- Características do substrato e composto final quanto ao Carbono Orgânico (COT),

Composição/Tratamento		COT(%)	N(%)	C/N	COT(%)	N(%)	C/N
		Inicial	Inicial	Inicial	Final	Final	Final
100%LETA	T1	15,84	0,47	33,46	11,44	0,47	24,23
	T2	16,78	0,50	33,55	11,32	0,50	22,68
100%LETE	T3	25,01	2,05	12,20	12,39	2,15	5,76
	T4	25,26	2,44	10,37	12,22	2,56	4,78
	T5	43,91	2,80	15,66	21,59	2,94	7,33
	T6	43,81	2,91	15,07	21,53	3,05	7,05
	T7	18,05	0,90	19,98	11,85	0,90	13,15
	T8	18,10	0,95	19,14	11,89	0,94	12,59
75%LETA+25%LETE	T9	20,39	1,05	19,42	14,40	1,05	13,73
	T10	20,36	1,08	18,87	14,38	1,08	13,35
	T19	18,79	0,88	21,25	11,32	0,90	12,55
	T20	18,84	0,98	19,23	11,75	0,98	12,02
	T21	21,06	1,10	19,07	11,79	1,10	10,70
	T22	21,03	1,11	18,95	14,30	1,11	12,91
50%LETA+50%LETE	T11	20,30	1,38	14,71	12,25	1,41	8,68
	T12	20,37	1,45	14,09	12,33	1,48	8,33
	T13	25,21	1,71	14,74	15,75	1,75	9,01
	T14	25,15	1,68	14,96	17,32	1,72	10,06
	T23	20,76	1,38	15,10	12,19	1,41	8,67
	T24	20,84	1,48	14,05	12,27	1,55	7,90
25%LETA+75%LETE	T25	25,35	1,70	14,95	17,29	1,73	9,97
	T26	25,32	1,71	14,81	17,25	1,75	9,86
	T15	22,80	1,70	13,41	12,65	1,79	7,09
	T16	22,97	1,90	12,08	12,77	2,00	6,40
	T17	29,39	2,29	12,84	20,30	2,40	8,44
	T18	29,98	2,36	12,68	20,25	2,48	8,16
25%LETA+75%LETE	T27	23,03	1,72	13,40	12,95	1,81	7,18
	T28	23,53	1,92	12,24	13,08	2,02	6,47
	T29	33,00	2,36	14,01	17,60	2,47	7,12
	T30	29,54	2,38	12,40	18,56	2,50	7,42

Fonte: autor (2016)

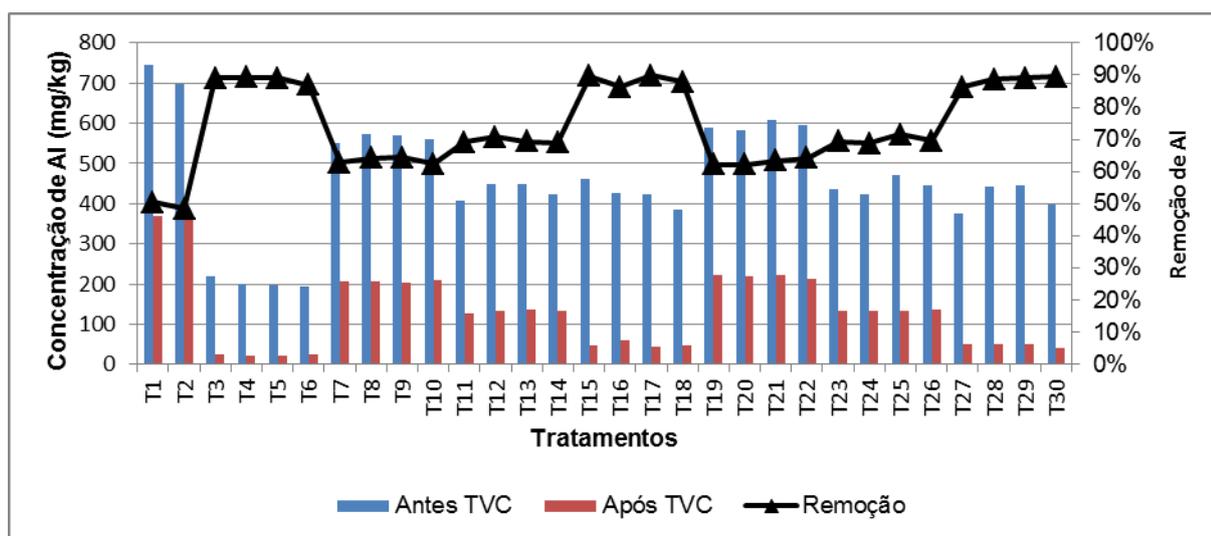
4.3.7 Remoção do Alumínio

Após o TVC, houve redução significativa do Al total no composto. A concentração inicial de Al no LETA puro foi de 745,15 mg/Kg, que após 33 dias de

vermicompostagem com *Eisenia andrei*, chegou a 369,10 mg/kg resultando, portanto, em uma diminuição de 50%. Nos substratos compostos das misturas de LETA e LETE, esta remoção chegou a 90%, com a composição de 25/75% LETA/LETE.

Na Figura 21, observa-se a concentração média inicial e final do Al nos 30 tratamentos realizados neste trabalho. Foi possível observar que os tratamentos T1 e T2, compostos apenas do LETA, registaram as maiores concentrações iniciais e finais de Al, e T3, T4, T5 e T6, compostos apenas do LETE, apresentaram as menores concentrações iniciais e finais de Al. A partir do tratamento T8 até o T30, onde a composição é uma mistura do LETA e LETE, em diversas concentrações, notou-se que nos tratamentos T15, T16, T17, T18, T27, T28, T29 e T30 se registou uma menor concentração de Al no final do tratamento, sendo os mesmos compostos de 25% LETA e 75% LETE.

Figura 21 – Concentração de alumínio, antes e após TVC, e a eficiência de Remoção.



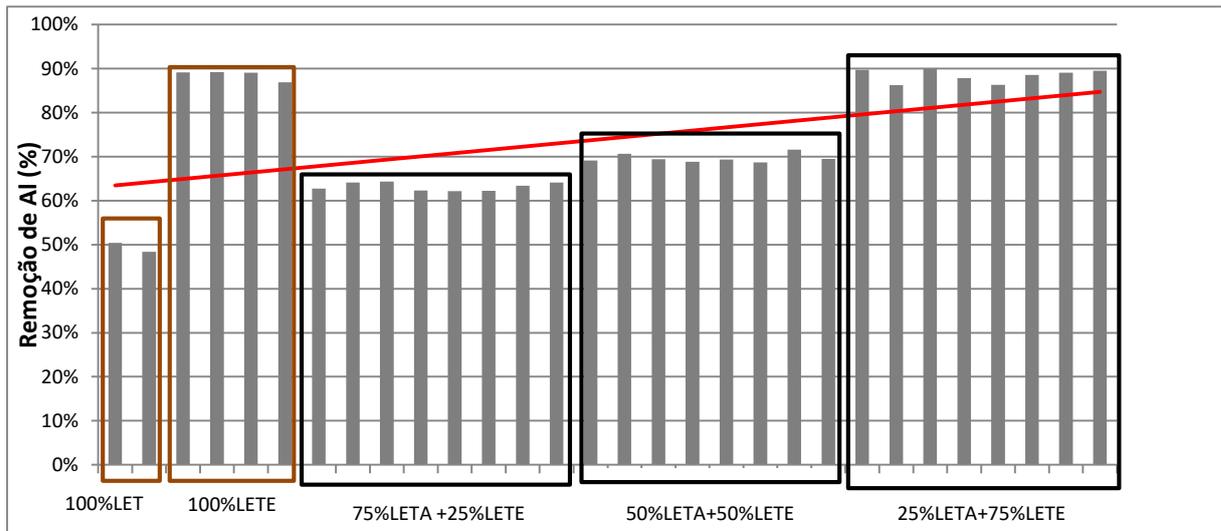
Fonte: autor (2016)

A Figura 22 mostra a linha de tendência na eficiência de remoção de Al por composição de substrato. Nessa é possível observar que a eficiência de remoção em todos os tratamentos, onde foi observado os maiores picos no lodo 100% ETE e nas composições de 25% ETA, juntamente com 75% ETE. Quase não houve diferenças significativas entre as composições com 50% de cada tipo de lodo.

Esses resultados estão em consonância com os produtos obtidos nos trabalhos

de Shayamaa et al. (2010), relatando a diminuição, após TVC, da concentração dos metais Al, Pb e Ni, em lodos industriais, com os de Antiquera e Almeida (2013), que conseguiram redução de 98% no teor de Cromo do lodo de esgoto, usando o processo de vermicompostagem, assim como com o de Stevens (2014) que realizou o TVC com lodo de curtume e observou uma redução de 50% na concentração inicial do Cr.

Figura 22 – Eficiência de Remoção por composição do substrato



Fonte: autor (2016)

A redução na concentração de metais, encontrada no presente trabalho e nas pesquisas dos autores supracitados, confirmam a teoria de bioacumulação estudada por Li et al. (2010), que investigaram a bioacumulação de Cu, Zn, Pb e Cd, em *Eisenia fetida* no TVC, com esterco de porco; além de Pattnaik e Reddy (2011), que avaliaram a bioremediação de metais por vermicompostagem, verificando a bioacumulação em minhocas dos metais Cd, Zn, Pb, Cu e Mn. Esses autores encontraram, para os metais estudados, o fator de bioacumulação (FBA), indicando que, à medida que diminui o teor de metal no resíduo, há um aumento na biomassa da minhoca. Apesar de não ter sido determinado, para este trabalho, o FBA, a diminuição significativa da concentração do Al no vermicomposto final, pressupõe a capacidade da espécie *E. andrei* usada no TVC do LETA consorciado como LETE, em acumular o Al em seus tecidos corporais.

4.4 TESTE DE TOXICIDADE COM SEMENTE DE ALFACE (*LACTUCA SATIVA*)

4.4.1 Característica do elutriato

A Tabela 12 mostra as concentrações médias de Al, presente no elutriato preparado, a partir dos compostos antes e após o TVC.

Tabela 12 - Concentração de Al (mg/L) no elutriato

Tratamento	Concentração de Al (mg/L)									
	100% do elutriato		75% do elutriato		50% do elutriato		25% do elutriato		10% do elutriato	
	Antes TVC	Depois TVC	Antes TVC	Depois TVC	Antes TVC	Depois TVC	Antes TVC	Depois TVC	Antes TVC	Depois TVC
T1	696,13	269,10	522,10	201,83	348,07	134,55	174,03	67,28	69,61	26,91
T2	744,92	338,92	558,69	254,19	372,46	169,46	186,23	84,73	74,49	33,89
T3	117,89	16,94	88,42	12,70	58,95	8,47	29,47	4,23	11,79	2,69
T4	99,54	21,54	74,66	16,16	49,77	10,77	24,89	5,39	9,95	2,15
T5	196,01	21,46	147,01	16,09	98,01	10,73	49,00	5,36	19,60	2,15
T6	149,52	25,55	112,14	19,16	74,76	12,78	37,38	6,39	14,95	2,56
T7	551,90	121,98	413,93	91,48	275,95	60,99	137,98	30,49	55,19	12,20
T8	583,13	122,13	437,35	91,60	291,57	61,06	145,78	30,53	58,31	12,21
T9	568,01	121,68	426,01	91,26	284,01	60,84	142,00	30,42	56,80	12,17
T10	558,64	122,46	418,98	91,85	279,32	61,23	139,66	30,62	55,86	12,25
T11	407,01	77,18	305,26	57,89	203,51	38,59	101,75	19,30	40,70	7,72
T12	397,83	67,48	298,37	50,61	198,92	33,74	99,46	16,87	39,78	6,75
T13	448,24	87,93	336,18	65,95	224,12	43,97	112,06	21,98	44,82	8,79
T14	421,82	71,09	316,37	53,31	210,91	35,54	105,46	17,77	42,18	7,11
T15	262,78	56,39	197,09	42,30	131,39	28,20	65,70	14,10	26,28	5,64
T16	248,19	36,85	186,14	27,64	124,10	18,42	62,05	9,21	24,82	3,68
T17	322,12	42,51	241,59	31,88	161,06	21,26	80,53	10,63	32,21	4,25
T18	286,01	37,86	214,51	28,39	143,01	18,93	71,50	9,46	28,60	3,79
T19	587,83	202,59	440,87	151,95	293,92	101,30	146,96	50,65	58,78	20,26
T20	582,74	182,74	437,06	137,06	291,37	91,37	145,69	45,69	58,27	18,27
T21	607,27	222,30	455,45	166,72	303,64	111,15	151,82	55,57	60,73	22,23
T22	595,57	213,08	446,68	159,81	297,79	106,54	148,89	53,27	59,56	21,31
T23	430,74	61,93	323,06	46,45	215,37	30,97	107,69	15,48	43,07	6,19
T24	421,89	56,57	316,42	42,42	210,95	28,28	105,47	14,14	42,19	5,66
T25	471,30	65,67	353,48	49,25	235,65	32,83	117,83	16,42	47,13	6,57
T26	446,22	67,24	334,67	50,43	223,11	33,62	111,56	16,81	44,62	6,72
T27	273,98	28,93	205,49	21,70	136,99	14,46	68,50	7,23	27,40	2,89
T28	261,05	20,35	195,79	15,26	130,53	10,17	65,26	5,09	26,11	2,03
T29	334,65	38,98	250,99	29,23	167,33	19,49	83,66	9,74	33,47	3,90
T30	297,54	41,66	223,16	31,25	148,77	20,83	74,39	10,42	29,75	4,17

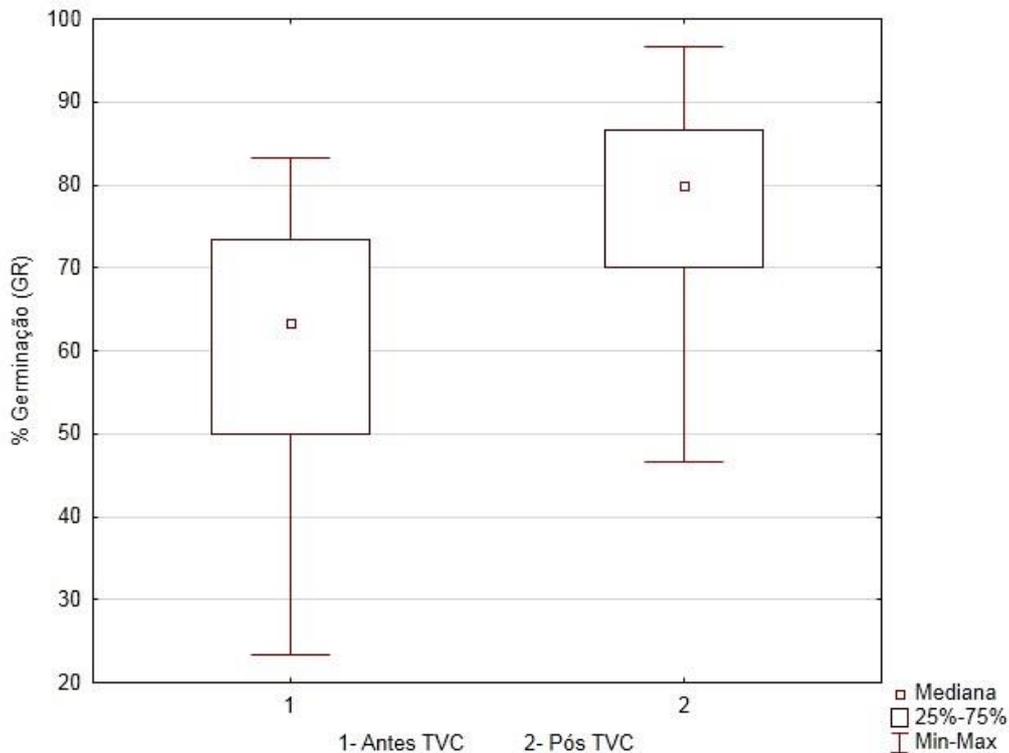
Fonte: autor (2016)

4.4.2 Análise do teste de germinação com a semente de alface (*Lactuca sativa*)

O teste não paramétrico de Mann-Whitney, utilizado para comparação de dois grupos independentes, foi utilizado para testar se o tratamento com vermicompostagem obteve efeito positivo sobre a germinação (GR) da semente *Lactuca sativa*. Os resultados demonstraram diferenças significativas ($p < 0,05$) para a GR, indicando que o tratamento com vermicompostagem influenciou na germinação da semente.

Na Figura 23 podem ser observadas, na forma de gráfico *box-whisker*, a influência do tratamento com vermicompostagem na germinação, através dos comportamentos semelhantes em relação à amplitude e distribuição dos quartis, destacando-se que houve um aumento de 20% na GR após o TVC aplicado.

Figura 23 – Variação da germinação (GR) em relação aos tratamentos aplicados



Fonte: autor (2016)

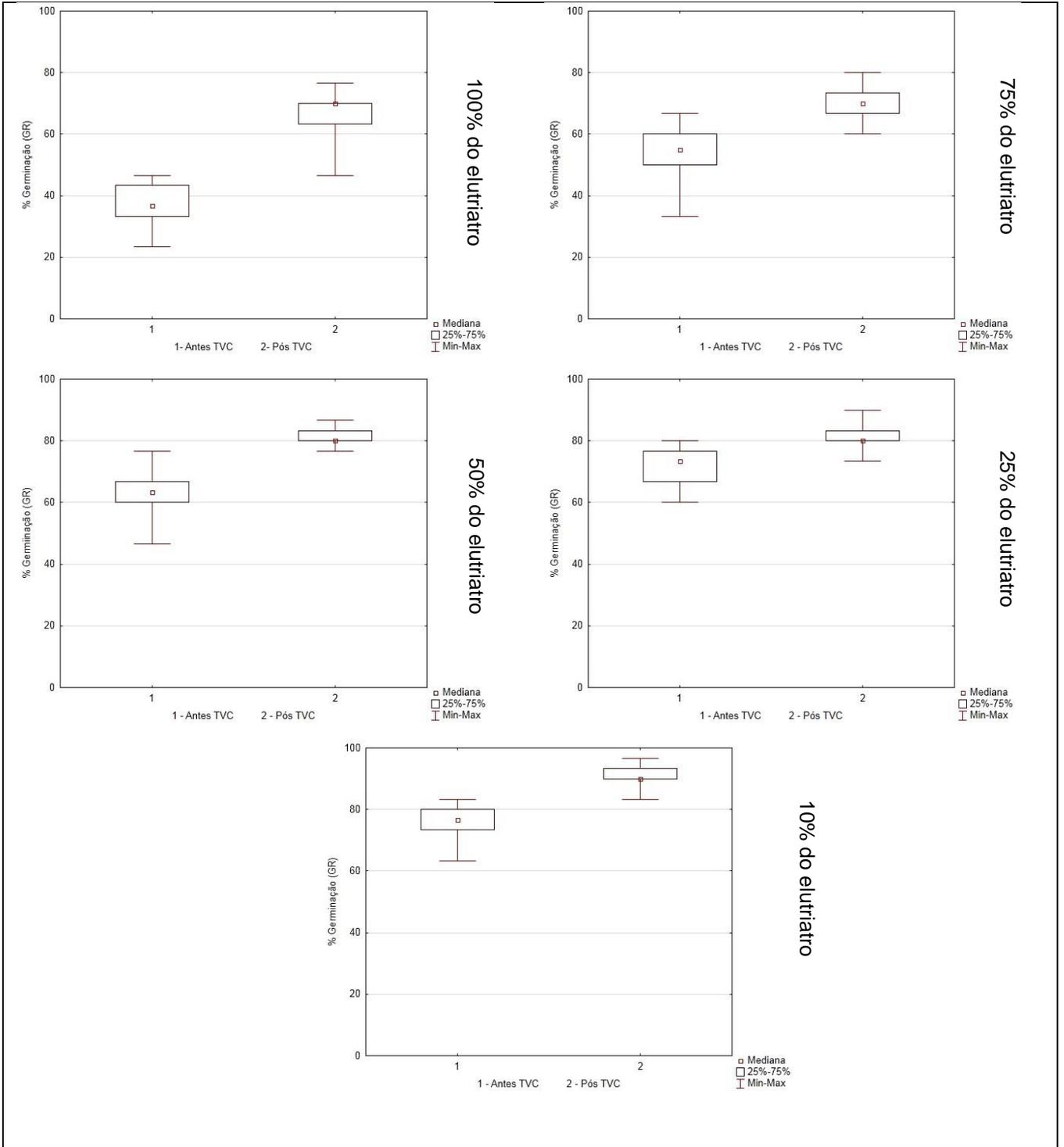
Para todas as concentrações do elutriato testadas (100, 75, 50, 25 e 10%) houve diferenças significativas ($p < 0,05$) para o teste não paramétrico de Mann-Whitney, apontando que o TVC foi eficiente para o aumento dos percentuais de germinação. A Figura 24 indica que os menores índices de germinação antes do TVC se apresentavam na faixa de 20 a 30 % e os maiores entre 80 e 90%. Após o TVC esse cenário mudou: onde o mínimo passou para faixa de 40 a 50% e o máximo entre 95 e 100%.

Quando comparamos as concentrações do elutriato, podemos perceber que, antes do TVC os valores mínimos e máximos com 100%, 75%, 50%, 25% e 10% de elutriato situaram-se entre 20 e 50%, 30 e 70%, 45 e 80%, 60 e 80% e 60 e 85%, respectivamente. Para o cenário após o TVC percebeu-se que o aumento das faixas de germinação com 100%, 75%, 50%, 25% e 10% de elutriato foram entre 45 e 80%, 60 e 80%, 75 e 90%, 70 e 90% e 80 e 100%, respectivamente.

A partir de 50% de concentração de elutriato houve uma maior precisão nos índices de germinação, evidenciado pela menor amplitude dos resultados. As maiores diferenças estão nos tratamentos com 100% e 75% de elutriato. As concentrações de 50 e 25 % apresentaram resultados semelhantes. E a concentração de 10% reuniu os melhores resultados, entre 90 e 100%.

Para concentração de 10% de elutriato e após TVC, a Tabela 12 mostra as menores concentrações médias de Al. Conclui-se, portanto, que este meio foi a melhor condição de stress, sendo a pior com 100% de elutriato, antes do TVC. De forma semelhante Pereira et al. (2013) estudaram os efeitos fitotóxicos do Pb, tanto na germinação, como no crescimento inicial da raiz de alface. A presença de Pb alterou os padrões de divisão celular, induzindo a ocorrência de anormalidades cromossômicas. Essa afirmativa não pode ser feita para estudo; visto que os lodos usados nesta pesquisa, sendo amostras reais, apresentam outras características além do Al, que teriam sido responsáveis pela redução na germinação, ou contribuído para um efeito sinérgico.

Figura 24 - Resultados do Teste U de Mann-Whitney para avaliação da influência das concentrações do elutriato na germinação da semente de *Lactuca sativa*



Fonte: autor (2016)

5 CONCLUSÃO

Com este trabalho pretendia-se estudar se, concretamente, seria possível realizar a vermicompostagem com lodo de ETA. Sua viabilidade com o lodo puro e consorciado com lodos de esgoto. Além de verificar se a disposição desse tipo de lodo poderia apresentar alguma toxicidade à germinação de espécies, usando aqui a semente de alface, a *lactuca sativa*.

Os resultados obtidos permitiram concluir que o pH dos substratos sofreu influência da vermicompostagem, constatando-se uma tendência ao seu nos lodos de ETA e ETE.

Os teores de matéria orgânica dos substratos básicos diferiram, antes do tratamento, sendo maior no lodo de ETE e o menor no lodo de ETA. Contudo, o tratamento promoveu a redução em todos os substratos.

Os teores de nitrogênio total tiveram um discreto aumento nos substratos de lodo de ETE, e naqueles com menor parcela de lodo de ETA. Conseqüentemente, houve redução da relação C/N, indicando que ocorreu o processo de humificação de todas as matrizes iniciais.

A adaptação das minhocas às matrizes foi muito favorável, apesar de uma redução que variou de 1 a 6 minhocas, indicando que é possível a estabilização dos resíduos estudados e a manutenção das mesmas.

Após os lodos de ETA e ETE serem processados pela vermicompostagem, houve significativa redução do Al. Entretanto os melhores resultados de remoção ocorreram para os substratos compostos de mistura de LETA e LETE. Dessa forma, a vermicompostagem pode ser utilizada para reduzir a biodisponibilidade do Al no lodo de ETA, nas proporções de 25% LETA e 75% LETE, utilizadas neste estudo.

Quando aos resultados do bioensaio com semente de *lactuca sativa*, verificou-se haver influência do tratamento com vermicompostagem na taxa de germinação. No entanto, não foi possível estabelecer qualquer correlação entre a concentração do alumínio e os resultados dos ensaios ecotoxicológicos.

6 REFERÊNCIAS

ABNT- NBR 10006:2004. **Procedimentos para obtenção de extrato solubilizado de resíduo sólido.** NBR 10006:2004

ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J.S. **Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro.** Eng Sanit Ambient | v.18 n.2 | 115-122|abr/jun 2013

AMERICAN Public Health Association. **Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater.** 22 ed. Washington: APHA, 2012.

AMORIM, A. C., JÚNIOR, J. L., RESENDE, K. T. **Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeito das Estações do ano.** Eng. Agríc., Jaboticabal, v.25, n.1, p.57-66, jan./abr. 2005.

ANDRADE, C. F., SILVA, C.M., OLIVEIRA, F.C. **Gestão ambiental em saneamento: uma revisão das alternativas para tratamento e disposição do lodo de ETA e seus impactos na qualidade das águas.** V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Belo Horizonte/MG –2014.

ANDRADE, V. T. **Avaliação da toxicidade de água produzida, tratada por processo evaporativo com a finalidade de reúso em solo..** 164f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ANDREOLI, C. V.; HOPPEN, C.; MÄDER NETTO, O. S. **Desidratação do Lodo aeróbio e Séptico através do uso de Centrífuga tipo Decanter, com e sem o uso de polieletrólitos.** 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE EMGEMHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais...João Pessoa, set., 2001.

ANDREOLI, I. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F.. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final.** Belo Horizonte: UFMG. 2001

ANDREOLI, C.V., GARBOSSA, L.H.P., LUPATINI, G., PEGORINI, E.S. **Wastewater sludge management: a Brazilian approach.** In: **global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource,** p. 131-146, 2008.

ANDREOLI, C.V; PIGORINE, E.S; HOPPEN C; TAMANINI, C.R; NEVES, P.S. **Produção, composição e constituição de lodo de estação de tratamento de água.** In: ANDREOLI, C.V (coord.). *Alternativas de Uso de Resíduos de Saneamento.* Rio de janeiro: ABES p.29- 48, 2006.

ANTIQUERA, J. M. ALMEIDA, T.L. **Uso da Vermicompostagem na Biorremediação de Lodo de Esgoto.** In: Anais - 5o Simpósio de Tecnologia em Meio Ambiente e Recursos Hídricos – FATEC – Jahu, 2011.

APHA, AWWA, WEF. **“Standard methods for the examination of water and wastewater”**. 22th. Ed. American Public Health Association. Washington, DC. 2012.

AQUINO, A.M. de; ALMEIDA, D.L. de FREIRE, L.R.; DE-POLLI, H. **Reprodução de minhocas (Oligochaeta) em esterco bovino e bagaço de cana-de-açúcar**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.29, p.161-168, 1994.

AQUINO, A.M.; ALMEIDA, D.L.; SILVA, V.F. **Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem**. Centro Nacional de Pesquisa agrobiologia, (1992), Itaguaí, n.8 p. 1-6. Comunicado Técnico.

ARRAES, A.I. O. M. e LONGHIN, S. R. **Otimização de ensaio de toxicidade utilizando o bioindicador Allium cepa como organismo teste**. ENCICLOPÉDIA BIOSFERA. Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.8, N.14; p. - 2012.

BAGATINI, M. D.; SILVA, A. C. F. da; TEDESCO, S. B. **Uso do sistema teste de Allium cepa como bioindicador de genotoxicidade de infusões de plantas medicinais**. Revista Brasileira de Farmacognosia. 17(3): 444-447, Jul. /Set. 2007.

BANKS, M. K.; SCHULTZ, K. E. **Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum-contaminated soils**. Water Air and Soil Pollution, v. 167, p. 211-219, 2005.

BARNES, R. D. Anelídeos In: $\frac{3}{4}$ **zoologia dos invertebrados**. 4. ed. São Paulo: ROCA, 1984, p.503 - 609.

BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. **Metais e Sólidos: Aspectos Legais dos Resíduos de Estação de Tratamento de água**. In CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa: ABES, 2001.

BEAR, F.E. **Chemistry of the soil**. 2th Edition. Reinhold Publishing Corporation, N.Y., 1964.

BEHRENS, A. **Avaliação da toxicidade aguda (FD) em efluentes industriais – galvanoplastia**. Curitiba, 1995. 37f. Monografia (Bacharelado em Biologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Pontifícia Universidade Católica do Paraná.

BELLATO, F. C., SANTOS, G. O. F., ROSA J. M., MATHEUS, D. R. **Avaliação da fitotoxicidade de efluente têxtil contendo corante ci reactive blue 222 após o tratamento por pleurotus ostreatus em biorreator**. XI Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica. Campinas – SP. 2015.

BERTOLETTI, E. & ZAGATTO, P.A. 2006. **Aplicação dos ensaios ecotoxicológicos e Legislação pertinente**. Pp 347-379. In: P.A. Zagatto & E. Bertoletti (eds.), Ecotoxicologia Aquática Princípios e Aplicações. Rima. Sao Paulo. São Carlos. 478p.

BERTOLETTI, E. **Tratabilidade e toxicidade de efluentes industriais**. In: *Revista Engenharia Sanitária*, v. 28, n. 1, p. 38-41, 1989.

BHATTACHARYA S.S, CHATTOPADHYAY G.N **Transformation of nitrogen during vermicomposting in fly ash.**Waste Manag Res 22(6):488–491(2004).

BIDONE, F. R. A.. **Uso da vermicompostagem no tratamento de percolado/lixiviado de aterro sanitário.** In: Gestão de resíduos sólidos urbanos: metodologias e técnicas para redução na fonte, reutilização e reciclagem de resíduos sólidos urbanos. Francisco Ricardo Andrade Bidone. (Org.). 1a ed. Rio de Janeiro, RJ, p. 39-4.1999

BIRCHALL, J. **The toxicity of aluminum and the effect of silicon on its bioavailability.** Em “Aluminum in Chemistry, Biology and Medicine” (Nicolini, P., Zatta, F., Corain, B.). 53-69. Cortina International, Verona. 1991.

BOEIRA, R.C.; LIGO,M.A.V.;DYNIA,S.F. **Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília v.37p 639-1647,2002.

BRANCO, S.M.. **Considerações sobre a Nova Legislação Brasileira de Qualidade de Águas.** *Revista DAE*, 49(157): 185-187. 1989

BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLO, E. M. **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 5.** Invertebrados Terrestres. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 13-21.

BRASIL. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.** Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo, Brasília. 2009

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo. **Instrução normativa Nº 23. 31 de agosto de 2005.** Brasília: 2005.

BRITO, N. R. B. **Efeito de metais pesados na alga Pseudokirchneriella subcapitata.** Dissertação de mestrado em Tecnologias de Engenharia Ambiental. Departamento de Engenharia Química. Instituto Superior de Engenharia do Porto. 2011.

BROWN, G. e DOMÍNGUEZ, J. **Uso de las lombrices de tierra como bioindicadoras ambientales: principios y prácticas – el 3º Encuentro Latino Americano de Ecología y Taxonomía de Oligoquetos (ELAETAO3)** Acta Zool. Mex vol.26 spe.2 Xalapa ene. 2010.

BROWN, G. G. e FRAGOSO, C. **Minhocas na América Latina:**

BUTT, K. R. **Utilization of soil paper-mill sludge and spend brewery yeast as a feed for soil-dwelling earthworms.** Bioresource Technology, v. 44, p. 105-107, 1993.

CAI, Q., MO, C., WU, Q., ZENG, Q., KATSOYAIANNIS, A.. **Occurrence of organic contaminants in sewage sludges from eleven wastewater treatment plants, China.** *Chemosphere*, 68: 1751-1762. 2007.

CARMO, J. B. do; LAMBAIS, M. R. **Transformações do nitrogênio em solos tratados com lodo de esgoto.** *Rev. Bras. de Agroecologia*. 8(3): 152-162. 2013

CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C.A. GRUTZMACHER, P. PIRES, A.M.:M. **Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto.** *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. v.10, n.3, p.413-419, 2015.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). 1990. **Água – Teste de toxicidade aguda com peixes – Parte II – Sistema Semi-Estático.** Norma CETESB-L5.019-II. 29p.

CHALOUB, R.M., MAGALHÃES, C.C.P., SANTOS, C.P. **Early toxic effects of zinc on PSII of *Synechocystis aquatilis*. *Aquatilis* (Cyanophyceae).** *Journal of Phycology*. 41:1162-1168. (2005)

CHANG, L. W.; MEIER, J. R.; SMITH, M. K. **Application of Plant and Earthworm Bioassay to Evaluate Remediation of a Lead-Contaminated Soil.** *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 32, p. 166-171, 1997.

CHAPLA, T. E. e CAMPOS, J. B. **Allelopathic Evidence in Exotic Guava (*Psidium guajava* L.).** *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 53, p. 1359-1362, 2010.

CHATTOPADHYAY G. N. **Use of vermicomposting biotechnology for recycling organic wastes in agriculture.** *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 2012, 1:8.

COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos.** São Paulo: CETESB, 1990.

COMPESA - Companhia Pernambucana de Saneamento. **Saneamento. Abastecimento de água.** Disponível em: <http://www.compesa.com.br/arquivos/saneamento/botafogo.pdf>>. Acesso em 12 de maio de 2013.

CONAMA 357/2005. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama>. Consulta em 09 de Agosto de 2005.

COOKER, E. G.; MATTHEUS, P. J. **Metals in Sewage Sludge their Potencial Effects in Agriculture.** *Water Sci. Technol.*, v. p. 209 -225, 1983.

CORDEIRO, J.S. **Importância do Tratamento e Disposição adequada do Lodo de Estação de Tratamento de Água** In: REALI, M.A.P , C.V (coord.). *Noções Gerais do Tratamento e Disposição Final do Lodo de Estação de Tratamento de Água.* Rio de Janeiro: ABES, p.1-18, Projeto Prosab, 1999.

CORDEIRO, J.S. **Processamento de Lodo de estação de tratamento de água.** In: ANDREOLI, C.V (coord.) *Resíduos Sólidos do Saneamento Processamento Reciclagem e Disposição Final.* Rio de Janeiro: RiMA/ABES/PROSB, p.119-142, 2001.

CORRÊA, R.S.; FONSECA, Y.M.F.; CORRÊA, A.S. **Produção de biosólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 11, n. 4, p. 420-426. (2007).

COSTA, A. B. da.; LIMA, L. R.; LOBO, E. A.; BRENTANO, D. M. **Avaliação Física, Química e Toxicológica do Sedimento produzido em Estações de Tratamento de Água (ETAs) para Abastecimento Público.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. Anais... Joinville: ABES, 2003.

COSTA, C. A. **Crescimento e teores de sódio e de metais pesados da alface e da cenoura adubadas com composto orgânico de lixo urbano.** 1994. 89f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 1994.

COSTA, E. D. **Adsorção e competição de alguns metais por ácidos húmicos extraídos de latossolo húmico da Região Araponga, Minas Gerais.** Viçosa, MG: UFV, Impr. Univ., 1991. 71 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica). Universidade Federal de Viçosa, 1991.

COSTA, R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. **A toxicidade em Ambientes Aquáticos: discussão e métodos de avaliação.** Química Nova, v. 31, no. 7, p. 1820-1830, 2008.

CRAPPER MCLACHLAN, D, LUKIW, W., KRUCK, T. **New evidence for an active role of aluminum in Alzheimer's disease.** Canadian Journal of Neurological Sciences. 16: 490-497. 1989.

CUNHA, B.M. **Avaliação ecotoxicológica de distintos tipos de efluentes mediante testes de toxicidade aguda utilizando *Artemia salina* e *Lactuca sativa*.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2011.

DAS, V., SATYANARAYAN, S. E SATYANARAYAN, S. **Value added product recovery from sludge generated during gum arabic refining process by vermicomposting.** Environ Monit Assess. China, 2016.

DOMINGUEZ, J. **State of the art and new perspectives on vermicomposting Research.** In: EDWARDS, C. A. Earthworm ecology. 2. ed. Florida: CRC Press,. p. 401-424. 2004

Dominguez, J., Edwards, C. A., 2011b. **Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management.** Cap. 3 - Biology and Ecology of Earthworm Species Used for Vermicomposting. Taylor & Francis Group, LLC

DUTKA, B.J. **Methods for microbiological and toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments.**National Water Research Institute (NWRI), Canada: Burlington (1989).

ECKENFELDER, W. W. **Toxicity reduction and priority pollutant removal for industrial wastewaters.** In: *Revista Water Sewage and Effluent*, v. 9, n. 2, p. 13-19, 1989.

EDWARDS, C.A. **Historical overview of vermicomposting.** *Biocicly*, p. 56-58, Jun., 1995.

EDWARDS. C.A, BOHLEN, P.J. **Biology and Ecology of Earthworms.** Chapman and Hall London. 426 p. 1996

ELVIRA, C., SAMPEDRO, L., DOMINGUEZ, J., & MATO, S. **Vermicomposting of wastewater sludge from paper pulp industry with nitrogen rich materials.** *Soil Biology and Biochemistry*, 29(3/4), 759–762. 1996.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo** (Rio de Janeiro,RJ).Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1997.

EPA. Environmental Protection Agency. (Dezembro de 1996). **Wastes - Hazardous Waste - Test Methods.** Obtido em 20 de Julho de 2014, de Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3052.pdf>

ERIKSSON, O., CARLSSON REICH, M., FROSTELL, B., BJÖRKLUND, A., ASSEFA, G., SUNDQVIST, J.O., GRANATH, J., BAKY, A., THYSELIUS, L. **Municipal solid waste management from a systems perspective.***Journal of Cleaner Production* 13, 241e252, 2005.

FADANELLI L. E. A. E ; WIECHETECK G. K.. **Estudo da utilização do lodo de estação de tratamento de água em solo cimento para pavimentação rodoviária.** *Revista de Engenharia e Tecnologia*. V. 2, No. 2, Ago/2010.

FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**, 432p. Viçosa: SBCS, 2006

FJÄLLBORG, B.; LI, B.; NILSSON, E.; DAVE, G. **Toxicity Identification Evaluation of Five Metals Performed with Two Organisms (*Daphnia magna* and *Lactuca sativa*).** *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 50, p. 196-204, 2006

FONTAINE S., MARIOTTI A., ABBADIE L. **The priming effect of organic matter: a question of microbial competition.** *Soil Biol Biochem*. 2003.

FORNES, F.; MENDOZA-HERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-DE-LA-FUENTE, R.; ABAD, M.; BELDA, R. M. **Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes.** *Bioresource Technology* 118 (2012) 296–305,2012.

FRANÇA, J. G. de. **Toxicidade aguda e crônica do permanganato de potássio em *Oreochromis niloticus*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pseudokirchneriella subcapitata*.** 2009. xiii, 97 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2009. Available at: <<http://hdl.handle.net/11449/100182>>.

FREITAS, A. M. **Utilização de processos oxidativos avançados para remediação de águas contaminadas por toxinas produzidas por cianobactérias.** Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, 2008.

FUTURAMB – Especialista em vermicompostagem. **Gestão de Resíduos – SIGREB.** Disponível em :< <http://www.futuramb.com/pt/gestao-de-residuos-sigreb/> >. Acesso em: 20 abr 2012.

GHOSH M, CHATTOPADHYAY G.N, BARAL K **Transformation of phosphorus through vermicomposting.** *Bio Resource Tech* 69:149–154(1999).

GINOS, A.; MANIOS, T.; MANTZAVINOS, D. **Treatment of olive mill effluents by coagulation-flocculation-hydrogen peroxide oxidation and effect on phytotoxicity.** *Journal of Hazardous Materials*, v. B133, p. 135-142, 2006.

GÓIS, T. M. L. **Estudo da desidratação de lodo de lagoas de tratamento de lixiviado por sistemas de geomembranas.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Brasil. 113p. 2015.

GOLAPAN, C. **Nutrition Research in South-East Asia (The Emerging Agenda of the Future).** World Health Organization, Geneva. 105-1121. 996.

GOLDSTEIN, E. G. **Testes de toxicidade de efluentes industriais.** In: *Revista Ambiente*, v.2, n. 2, p. 33-38, 1988.

GONÇALVES, R. F. BRANDÃO, J. T.; BARRETO, E. M. S. **Viabilidade econômica da regeneração do sulfato de alumínio de lodos de estações de tratamento de água.** In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1999.

GOYER, R. A.,. **Toxic effects of metals.** In: Casarett & Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons (L. J. Casarett, C. D. Klaassen, K. Klaassen & J.Watkins, ed.), pp. 582-635, New York: Macmillan Publishing Company. 1986

GUANAES, E. A. - **Análise laboratorial do desagendamento do lodo residual de estação de tratamento de água por meio de geossintéticos.** Dissertação de mestrado Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais – CEFET MG – Belo Horizonte. 2009. 115p.

GUPTA, V., ANITHA, S., HEDGE, M., ZECCA, L., GARRUTO, R., RAVID, R., SHANKAR, S., STEIN, R., SHANMUGAVELU, P., RAO, K. **Aluminium in Alzheimer's disease: are we still at a crossroad.** Cellular and Molecular Life Sciences. 62:143-158. 2005.

HEWITT, C., HERMAN, M., LOPES, M., SAVORY, J., WILLS, M. **Aluminium maltol-induced neurocytoskeletal changes in fetal rabbit midbrain in matrix culture.** Neuropathology and applied neurobiology. 17: 47-60.1991

IFTIKAR W, ROY G, CHATTOPADHYAY G.N. **Effect of vermicomposted fly ash on some agricultural crops.** In: National workshop on 'Use of vermicomposted fly ash in agriculture'. Visva-Bharati University, India, 26 May 2011.

INABA, S.; TAKENAKA, C. **Effects of dissolved organic matter on toxicity and bioavailability of copper for lettuce sprouts.** Environment International, v. 31, p. 603-608, 2005

ISO. Water Quality—**Freshwater Algal Growth Inhibition Test with Unicellular Green Algae.** International Standardisation Organization, Brussels (ISO 8692), 2004.

JUGDAOHSINGH, R., AFSHARRAD, S., MCCROHAN, C., WHITE, K., THOMPSON, R., POWELL, J. **A rapid non-equilibrium critical precipitation assay to assess aluminium-ligand interactions.** Chemical Speciation and Bioavailability. 16 (3): 87-96. 2004.

KAPANEN, A.; ITAVAARA, M. **Ecotoxicity tests for compost applications.** Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 49, p. 1-16, 2001.

KAPLAN, D.L, R. HARTENSTEIN, E.F. NEUHAUSER, AND M.R. MALECKI. **Physicochemical requirements in the environment of Eisenia foetida.** Soil Biol. Biochem.12:347-352. 1980.

KATSETOS, C., SAVORY, J., HERMAN, M., CARPENTER, R., FRANKFURTER, A., HEWITT, C., WILLS, M. **Neuronal cytoskeletal lesions induced in the CNS by intraventricular and intravenous aluminium maltol in rabbits.** Neuropathology and applied neurobiology. 16: 511-528.1990.

KAUSZ, A., ANTONSEN, J., HERCZ, G., PEI, Y., WEISS, N., EMERSON, S., SHERRARD, D. **Screening plasma aluminum levels in relation to aluminum bone disease among asymptomatic dialysis patients.** American Journal of Kidney Diseases. 34: 688-693. 1999.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos.** Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492p

KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto.** 4.ed. Piracicaba, SP: E.J. Kiehl, 173p -.2004.

KIHEL, J. C. **Produção de composto orgânico.** Informe agropecuário, Belo Horizonte, v.22, n. 212, p. 40- 52, set/ out. 2001

KNIE, J.L.W. e LOPES, E. W. B. **Testes Ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA / GTZ, 2004. 289p, 2004.

LEDAKOWICZ, S.; SOLECKA, M.; ZYLLA, R. **Biodegradation, ecolourisation and detoxification of textile wastewater enhanced by advanced oxidation processes**. Journal of Biotechnology, v. 89, p. 175-84, 2001.

LIM, P. N., WU, T. Y., SIM, E. Y. S., & LIM, S. L. **The potential reuse of soybean husk as feed stock of Eudriluseugeniae in vermicomposting**. Journal of the Science of Food and Agriculture, 91(14), 2637–2642. 2011.

LIM, S. L., & WU, T. Y.. **Determination of maturity in the vermicompost produced from palm oil mill effluent using spectroscopy, structural characterization and thermogravimetric analysis**. Ecological Engineering, 84, 515 –519. 2015.

LIM, S. L., WU, T. Y., & CLARKE, C.. **Treatment and biotransformation of highly polluted agro-industrial wastewater from a palm oil mill into vermicompost using earthworms**. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 62(3), 691–698. (2012a).

Lima, C.P.; Cunico, M.M.; Miguel, O.G.; Miguel, M.D. **Efeito dos extratos de duas plantas medicinais do gênero Bidens sobre o crescimento de plântulas de Lactuca sativa L**. Rev. Ciên. Farm. Básica e Apl., 32(1): 83-87. (2011).

LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley & Sons, 1979.

LOMBARDI, J.V.. **Fundamentos de toxicologia aquática**. Pp. 261-270 *In*: M.J.T. Ranzani-Paiva, R.M. Takemota & M.A.P. Lizama (eds.), Sanidade de organismos aquáticos. Org. Livraria Varela, Sao Paulo. 426p. 2004

LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M.; ZONTA, E. and LIMA, E. **Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico**. *Pesq. agropec. bras.* [online]. 2007, vol.42, n.7, pp. 1043-1048.

M.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; OLIVEIRA, C. C.; BORBA, F. H.; SILVA JR., F G. **Toxicity assessment from electro-coagulation treated-textile dye wastewaters by bioassays**. Journal of Hazardous Materials, v. 172, p. 330-337, 2009.

MADIGAN, M. T. *et al.* **Microbiologia de Brock**. 12. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.

MAGALHÃES, D.P. e FERRÃO FILHO, A.S. **A ecotoxicidade como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos**. O ecol. Bras. 12(3).2008

MARSCHNER, A. **Biologische Bodensanierung und ihre Erfolgskontrolle durch Biomonitoring**. Pp. 568-576. *In*: J. Oehlmann & B. Markert (eds.), Okotoxikologie – Okosystemare Ansätze und Methoden. Ecomed, Landsberg. 576p. 1999.

MARTÍ, E.; SIERRA, J.; SÁNCHEZ, M.; CRUAÑAS, R.; GARAU, M. A. **Ecotoxicological test assessment of soils polluted by chromium (VI) or pentachlorophenol.** Science of the Total Environment, v. 378, p. 53-57, 2007.

MARTIN, S & GRISWOLD W. **Human Health Effects of Heavy Metals.** Environmental Science and Technology Briefs for Citizens. Center for Hazardous Substance Research. Kansas State University, 2009.

MARTINEZ, Â. **A.A grande e poderosa minhoca: manual prático do minhocultor.** 4. ed. ampl. e rev. Jaboticabal: Ed. Funep, 1998.

MATOS, G. D.; ARRUDA, M.A.Z. **Vermicompost as natural adsorbent for removing metal ions from laboratory effluents.** Process Biochemistry 39, 2003.

McBRIDE, M. B. **Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective** J. Environ Quality. v. 24, p.5 -18, 1995.

MEGAD, C.R.; SOARES,L.V.; ACHON, C.L. **Propostas de aproveitamento de lodos gerados em ETAs.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/MS. 2005

MEINICKE, A. C. **As minhocas:** Cooperativa Central Agropecuária Campos Gerais Ltda., Clube da Minhoca de Ponta Grossa, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Cooperativa Central de Laticínio do Paraná Ltda. 1983. 124 p.

MIGUEL, P. S. B.; GOMES, F. T.; ROCHA, W. S. D.; MARTINS, C. E.; CARVALHO, C. A.; OLIVEIRA, A. V. **Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: Mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos.** Centro de Ensino Superior de Juiz de Fora, Juiz de Fora, v. 24, p.11-30, jan. 2010.

MINNICH, J., 1977. **The earthworm Book.** Rodale Pres

MOHR, G.; DUPONT ,A.; MACHADO, E.L. LOBO,E. A. **Avaliação da eficiência da macrófita *hymenachne grumosa* como organismo-teste, em dois sistemas de tratamento de efluentes, através de ensaios ecotoxicológicos.** Revista Jovens Pesquisadores, Santa Cruz do Sul, v. 5, n. 2, p. 02-12, 2015

MONTEIRO, M. S.; LOPES, T.; MANN, R. M.; PAIVA, C., SOARES, A. M. V. M.; SANTOS, C. **Microsatellite instability in *Lactuca sativa* chronically exposed to cadmium.** Mutation Research, v. 672, p. 90-94, 2009.

MORELLO, C. G.; CANSIAN, D. C. V.; SILVA, T. L. LAUTENSCHLAGER, S. R. **Compostagem orgânica utilizando como substrato resíduos da poda urbana com lodo de ETA.** VII EPCC – Encontro Internacional de Produção Científica Cesumar. CESUMAR – Centro Universitário de Maringá. Editora CESUMAR. Maringá – Paraná – Brasil, 2011.

MORSELLI, T. B. G. A. **Minhocultura**. Pelotas: Editora e Gráfica Universitária da NAIR, J. ; SEKIOZOIC, M. Effectof pre-composting on vermicomposting of kiche waste. Bioresources Technology, v. 16, p. 2091-2095, 2006.

MORSELLI, T.B.G.A.; CRUZ, L.E.C.; POCM, D.; Pich, A.H. **Efeito de diferentes resíduos no comportamento de *Eisenia foetida* em estação quente: eclosão**. In: Congresso Gaúcho de Minhocultura, 1, 1996. Pelotas. Resumos... Pelotas: UFPel, 1996.

NBR 10004:2004. **Resíduos sólidos - Classificação**. ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004.

NDEGWA, P. M.; THOMPSON, S. A. **Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids**. Bioresource Technology. v. 76, p. 107112, 2001

OLIVEIRA, C.P.F. **Efeito de cobre e chumbo, metais pesados presentes na água de formação derivada da extração do petróleo da província petrolífera do Urucu-Am, sobre o tambaqui, *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818)**. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Universidade Federal do Amazonas. (2003)

OLIVEIRA, J. N.. **Compostagem e vermicompostagem de bagaço de cana-de-açúcar da produção de cachaça de alambique**. Dissertação de mestrado — Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Salinas, MG / Ilhéus, BA : UESC, 2010 .

PATTNAIK, S., & REDDY, M. V. **Heavy metals remediation from urban wastes using three species of earthworm (*Eudrilus eugeniae*, *Eisenia fetida* and *Perionyx excavatus*)**. J Environ Chem Ecotoxicol,3(14), 345-356. 2011

PEARL, D., MOALEM, S. **Aluminium and Alzheimer's disease, a personal perspective after 25 years**.Journal of Alzheimer's disease. 9:291-300. 2006.

PEIXOTO, E. M. A. **Alumínio**. Química Nova na escola. Nº 13, maio 2001

PEIXOTO, R.T.G. **Compostagem: opção para manejo orgânico do solo**.IAPAR. Londrina.1988.

PIEPER, K.C. **Avaliação do uso de geossintético para o deságüe e geocontenção de resíduos sólidos de estação de tratamento de água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS:Porto Alegre, 2008.

PLAA, G.L. **Present status: toxic substances in the environment**. Can. J. Physiol. Pharmacol., 60: 1010 – 1016. 1982.

PRIEST, N.**The biological behavior and bioavailability of aluminium in man, with special reference to studies employing aluminium as a tracer: review and study update**. Journal of Environmental Monitoring. 6: 375-403. 2004.

RAMALHO J. F. P. G., AMARAL SOBRINHO, N. M. B. **Metais pesados em solos cultivados com cana – de açúcar pelo uso de resíduos agroindustriais.** Floresta e Ambiente v.8, p.120-129, 2001.

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Methods and Applications.** New York: Hemisphere Publishing Corporation, 1985.

REIBER, S.; KUKULL, W. & STANDISH-LEE, P., **Drinking water aluminum and bioavailability.** Journal of the American Water Works Association. 87:86-99. 1995.

REICHERT, G. A. R.; BIDONE, F. R. A. **Atenuação da carga de metais pesados de lixiviados de aterros sanitários em leiras de vermicompostagem.** In: XXVII Congresso interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, México, 2002.

REINECKE, A.J.; REINECKE, S.A. **The influence of heavy metal on the growth and reproduction of the compost worm *Eisenia fetida* (Oligochaeta).** Pedobiologia, Jena, n.40, p.439-448, 1996.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água.** Editora Edgard Blucher Ltda – São Paulo. 102 p. 2001

RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C.; **Legislação sobre micronutrientes e metais pesados.** In: FERREIRA, M. E. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura.** Jaboticabal: CNPq; FAPESP, Potafos, 2001.599p

RODRIGUES, L. T. **Caracterização e resposta agrônômica de substratos na produção de mudas de fumo no sistema float.** 2001. 66 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) -Universidade Federal de Pelotas, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Pelotas. 2005.

RODRIGUES, N. L. V. B. & PAWLOWSKY, U. **Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos Resíduos classe ii a – não inertes e classe ii b – inertes.** Eng. sanit. ambient. Vol.12 - Nº 1- jan/mar 2007.

RODRIGUES, V. G. S.. **Vermicompostagem ou minhocultura.** Porto Velho: Embrapa. (Recomendação Técnica para a Agropecuária de Rondônia –Manual do Produtor)1999

RODRIGUEZ, C; CANETTI, M. E; REINES, M; SIERRA, A. **Ciclo de vida de *Eudrilus eugeniae*(Oligochaeta: Eudrilidae) a 30° C.** Poeyana, Cuba, n. 326, p. 1-13, 1986

RONCO, A., BÁEZ, M. C. D., GRANADOS, Y. P. In: **Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas – Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones;** Morales, G.C., ed.; Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo: Ottawa, cap. 1, 2004.

ROSSI, F. **Criação de Minhocas - Para Produção de Farinha, Húmus e Matrizes.** Viçosa-MG, CPT, 196p. 2010.

SABESP – Biossólido. Disponível em <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx>. Acesso 15 set 2013.

SANTOS, L.C. **Efeito do cobre na população de bactérias e fungos do solo, associação ectomicorrízica e no desenvolvimentos de mudas de eucalipto e canafístula.** Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Rurais. Universidade Federal de Santa Maria. (2006)

SCHIEDECK, G. **Espécies de minhocas para minhocultura.** 2010. Disponível em: http://www.infobibos.com/Artigos/2010_4/minhocultura/index.htm. Acesso em: 20 abr 2013.

SCHIEDECK, G. *et al.* **Aspectos culturais associados às minhocas no Brasil.** Acta Zoológica Mexicana (n.s.), Xalapa, v. 26, Número Especial 2, p. 19-33, Oct. 2010.

SCHVARTSMAN, 1991. S. **Intoxicações agudas.** (quarta edição). Sarvier, São Paulo. 355p.

SHINZATO, M.C. **Comportamento geoquímico de íons metálicos associados a solos/sedimento e águas subterrâneas e indústrias de reciclagem.** Exame de qualificação. Instituto de geociência da USP, São Paulo – SP.1997.

SIGOLO, J. B. **As formações bauxíticas lateríticas do maciço alcalino de Passa Quatro-MG. Sua evolução micromorfológica, geoquímica e as implicações de relevo.** Tese de Doutorado. Instituto de Geociência da USP, São Paulo - SP,1988.

SILVA P. R. D.; LANDGRAF M. D.; ZOZOLOTTO T. C.; REZENDE, M. O. O.; PELATTI I. **Estudo preliminar do vermicomposto produzido a partir de lodo de esgoto doméstico e solo.** Eclética Química. São Paulo, v.35, n.3, p. 61-67, 2010.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JÚNIOR, G. L. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate.**Chemosphere,v. 55, p. 207-214, 2004.

SILVA, A. F. da; CARRASCHI, S. P.; GÍRIO, A.C. F.; NETO, A. N.; CRUZ, C da; PITELLI, R. A.**Ecotoxicidade davinhaça para o peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*) e para a macrófita lentilha d'água (*Lemna minor*).**Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 41(3): 557–565, 2015.

SILVA, M.C.; PINTO, F.; SILVA, E.A.; PEREIRA, M., *et al.***Compostagem em Portugal.** Escola Superior de Biotecnologia, 2003.

SILVA, P. R. D.; LANDGRAF, M.D.; E REZENDE, M. O. O. **Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem** Quim. Nova, v. XY, n. 00, p.1-6, 2012.

SINGH, D.P., SHARMA, S.K., BISEN, P.S. **Differential action of Hg²⁺ and Cd²⁺ on the phycobilisomes and chlorophyll-a fluorescence, and photosystem-II dependent electron-transport in the cyanobacterium *Anabaena flos-aquae*.** *Biometals*. 6:125-132. (1993).

SINHA ET AL., R.K. SINHA, S. AGARWAL, K. CHAUHAN, V. CHANDRAN, B.K. SONI. **Vermiculture technology: reviving the dreams of sir Charles Darwin for scientific use of earthworms in sustainable development programs** *Technol. Investments*, pp. 155–172. 2010.

STEFFEN, J. P. K. *et al.* **Utilização de vermicomposto como substrato para produção de mudas de *Eucalyptus grandis* e *Corymbia citriodora*.** *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, v. 31, n. 66, p. 75-82, 2011.

STEFFEN, J. P. K. **Substratos à base de casca de arroz e esterco bovino para a multiplicação de minhocas e produção de mudas de alface, tomateiro e boca-de-leão.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2008.

STEVENS, D. **O uso da vermicompostagem para redução do cromo em lodo de curtume e após aplicação como fertilizante em cultivo de cebolinha (*Allium fistulosum* L.).** Dissertação de mestrado - Programa de Pós-graduação em Biotecnologia. Centro Universitário – UNIVATES. Lajeado. 2014.

SUTHAR S. & SINGH S. **Bioconcentrations of metals (Fe, Cu, Zn, Pb) in earthworms (*Eisenia fetida*), inoculated in Municipal sewage sludge: do earthworms pose a possible risk of terrestrial food chain contamination?** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 24(1): 25-32. 2008.

SUTHAR, S., MUTIYAR, P. K., SINGH, S. **Vermicomposting of milk processing industry sludge spiked with plant wastes.** *Bioresource Technology* 116 (2012) 214–219. 2012.

TAM, N.F.Y.; TIQUIA, S.M. **Assessing toxicity of spent sawdust pig-litter using seed germination technique.** *Resource Conservation Recycling*, v.11, p.261-274, 1994.

TIBAU, A.O. **Matéria orgânica do solo.** In: TIBAU, A.O. *Matéria orgânica e fertilidade do solo.* São Paulo, Nobel, 1984. p.49-182

TIEPO, E. N.; CORRÊA, A. X. R.; RESGALLA JR, C.; COTELLE, S.; FÉRARD, J.; RADETSKI, C. M. **Terrestrial short-term ecotoxicity of a green formicide.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 73, p. 939-943, 2010.

TSUTIYA, M.T. HIRATA, A.Y. **Aproveitamento e disposição final de lodos de Estação de Tratamento de Água do Estado de São Paulo.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. Anais. João Pessoa: ABES, 2001. 1 CD-ROM

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms**. EPA 600/7-91-002, Washington, DC, 1994.

VERAS, L. R. V.; POVINELLI, J.; A **Vermicompostagem do lodo de lagoas de tratamento de efluentes industriais consorciadas com composto de lixo urbano**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro: ABES. v. 9, n. 3, p. 218-224, jul./set. 2004

Vieira, F.C.B.; Bayer, C.; Zanatta, J.; Ernani, P.J. **Organic matter kept at toxicity low in a sub-tropical no-tillage soil under long-term (21-year) legume-based crop systems and N fertilization**. Austr. J. Soil Research. 47(7): 707-724. (2009).

VIEIRA, M.L. **Produção de minhocas sobre dejetos suínos para alimentação de suínos**. Viçosa: UFV. 1997. 59p. Dissertação Mestrado

WANG, Z.; XIAO, B.; SONG, L.; WU, X.; ZHANG, J.; WANG, C. **Effects of microcystin-LR, linear alkylbenzene sulfonate and their mixture on lettuce (*Lactuca sativa* L.) seeds and seedlings**. Ecotoxicology, v. 20, p. 803-814, 2011.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. **An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method**. Soil Science, 37:29-38, 1934.

WOODBURN, K. **Bioavailability and toxicity of aluminium to the freshwater crayfish, *Pacifastacus leniusculus*** - PhD Thesis. University of Manchester, United Kingdom. 24. 2012.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E.; GOLDSTEIN, E. G. **Toxicidade de efluentes industriais da bacia do rio Piracicaba**. In: *Revista Ambiente*, v. 2, n. 1, p. 39-42, 1988.

ZAGATTO, P.A. & GHERARDI-GOLDSTEIN, E. **Toxicidade em águas do Estado de São Paulo**. *Ambiente*, 5 (1):13 – 20. 1991.

***ATENUAÇÃO DO ALUMÍNIO EM EFLUENTE
PROVENIENTE DO DESÁGUE DE LODO DE ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA POR ADSORÇÃO***

Capítulo IV

ATENUAÇÃO DO ALUMÍNIO EM EFLUENTE PROVENIENTE DO DESÁGUE DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA POR ADSORÇÃO

RESUMO

Os resíduos gerados no processo de tratamento de água no Brasil, até recentemente, eram dispostos no solo ou lançados, indiscriminadamente, em rios. No entanto, com a evolução da legislação ambiental, as operadoras dos serviços de saneamento vêm sendo obrigadas a tratar e destinar, adequadamente, esses resíduos; geralmente desagregados da parte líquida. Todavia, a elevada concentração de Al pode limitar o reúso desses resíduos, sendo necessária sua atenuação, de forma a tornar mais amplo seu espectro de aplicações. As conchas do marisco *Anomalocardia brasiliiana* foram avaliados como adsorvente de Al em amostras reais de efluentes, originado o deságue do lodo, na ETA, localizada na cidade de Braga, em Portugal. Para avaliar sua eficiência foram realizados repetições destes ensaios de adsorção com o Carvão Ativado em Pó (CAP). No processo adsortivo foram avaliados os parâmetros de pH, massa de adsorvente, tempo de contato e concentração do Al. A toxicidade do efluente, antes e depois dos tratamentos adsortivos, foi também avaliada, através da AME com um consórcio microbiano anaeróbio. Os percentuais de remoção do Al com o pó das conchas do marisco *Anomalocardia brasiliiana*, nas concentrações de 1,0, 5,0 e 10,0 mg/L, foram: 79, 90 e 92%, tendo ocorrido nos primeiros 10 minutos de contato; o que indica tratar-se de um processo bastante rápido, mostrando que o material pode ser uma alternativa viável nos processos de adsorção de metais. Com o CAP, os resultados indicaram uma boa eficiência, mesmo com concentrações baixas de CAP, 5 mg/L, o que é vantajoso em termos de custos. Obteve-se, uma remoção de Al de 92%, a pH 5, após 5 min de contato; de 90% a pH 7, em 10 min; e 80% a pH 10, após 60 min. O teste de toxicidade mostrou que apenas a amostra tratada com o pó da concha do marisco apresentou efeito tóxico, o que foi atribuído ao elevado pH do meio após tratamento, 12,5.

1 INTRODUÇÃO

Apesar da grande disponibilidade de água no Brasil (12% da água doce existente no planeta) o crescimento desordenado das cidades leva a diminuição da disponibilidade de fontes de água, isentas de qualquer tipo de contaminante. Todo incremento tecnológico, viável, que possibilite a descontaminação ou a minimização de cargas poluidoras, lançadas em corpos de água, ou mesmo no solo, deve ser avaliado.

Os resíduos, gerados no processo de tratamento de água no país - até recentemente - eram dispostos no solo ou lançados, indiscriminadamente, em rios. No entanto, com a evolução da legislação ambiental, as operadoras dos serviços de saneamento vêm sendo obrigadas a tratar e destinar, de forma mais apropriada, esses resíduos. Segundo Katayama (2012), uma alternativa que representa uma solução ambiental, economicamente adequada, para a disposição final dos rejeitos, é a sua utilização como matéria-prima, para algumas atividades como a construção civil. Todavia, a elevada concentração de Al pode limitar o reúso desses detritos, sendo necessária sua atenuação, de forma a tornar mais significativo seu processamento.

O foco da pesquisa, apresentado neste capítulo, está no resíduo gerado durante o processo de desidratação do lodo. O destino final desse lodo, geralmente desagregado da parte líquida, tem sido alvo de bastante atenção e presente em muitas literaturas, mas muito pouco se fala do efluente líquido, originado no deságue do lodo. Logo, faz-se necessário à implementação de tratamentos que adequem tanto o sólido, como o líquido, ambos com implicações negativas para o meio ambiente, quando não tratados de forma apropriada.

Esta parte da pesquisa foi desenvolvida durante o doutorado sanduíche, na Universidade do Minho (UMinho), em Portugal, tendo como objetivo o estudo da atenuação da concentração de Al, presente no efluente líquido, originado no processo de deságue do lodo da ETA. O rejeito usado na pesquisa foi gerado em um ETA localizada na cidade de Braga, ao norte de Portugal, terceira maior cidade do país.

O tratamento do efluente líquido, proposto neste trabalho, fez uso do processo de adsorção que, segundo a definição nas diversas literaturas consultadas, refere-se ao processo de separação em que componentes de uma fase fluida são transferidos para a superfície de um sólido adsorvente (BUTT et al., 2006). Segundo Gupta et al. (2009), a adsorção encontra grande aplicação na remoção de contaminantes, pois está associada a baixos custos e elevada eficiência de remoção, possibilitando, inclusive, a recuperação do agente contaminante, sem perda de sua identidade química. Além disso, muitos pesquisadores buscam adotar o uso de adsorventes mais econômicos (APOSTOL et al., 2010). Dentre os materiais adsorventes, o carvão ativado é o mais popular para a remoção de poluentes em águas residuais, com excelente eficiência na adsorção, devido as suas características estruturais (MINURA et al., 2010). Outros adsorventes vêm sendo estudados, como a utilização do resíduo da malacocultura, as ostras e conchas de moluscos bivalves marinhos, que são gerados em grandes quantidades, sobrecarregando o meio ambiente da costa brasileira (RIMAR, 2013). O reúso do resíduo de malacocultura, além de contribuir para o crescimento tecnológico e industrial, favorece a redução de um passivo ambiental, relacionado à disposição inadequada e poluição visual, gerado por produção intensiva (BOCCHESE et al., 2008).

Diante do exposto, este trabalho apresenta a proposta de utilização da concha de marisco *Anomalocardia brasiliiana* e do CAP, como adsorventes de Al em amostras reais de rejeito, oriundo de ETA. O mesmo foi caracterizado, antes e depois do tratamento, em termos de composição do referido metal. Testes de toxicidade do efluente, antes e após os tratamentos, foram efetuados medindo AME de um consórcio anaeróbio.

Segue-se a revisão bibliográfica que aborda aspectos teóricos sobre o fenômeno de adsorções, descrevendo a metodologia utilizada para realização dos ensaios adsorptivos e de toxicidade, propostos, incluindo os resultados e discussões. Por fim, as conclusões do trabalho, bem como as perspectivas futuras.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a capacidade da concha do marisco *Anomalocardia brasiliiana* e do CAP na absorção de íons de Al em solução aquosa, em amostras provenientes do deságue do lodo de ETA. Analisar o potencial efeito tóxico do efluente, antes e após os tratamentos adsortivos, medindo a AME de um consórcio bacteriano quando exposto aos efluentes.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Realizar ensaios adsortivos com o pó da concha de marisco *Anomalocardia brasiliiana* calcinada, e com CAP;
- ✓ Montar e efetuar um planejamento experimental para o processo, com cada um dos adsorventes, utilizando como variáveis de entrada, a quantidade do mesmo, o pH e o tempo de contato com o efluente bruto. As variáveis respostas serão a (%) eficiência de redução da concentração de Al (%) e a capacidade de adsorção dos adsorventes frente ao Al;
- ✓ Investigar o efeito do pH da solução na adsorção do Al, em relação aos adsorventes usados;
- ✓ Avaliar o efeito tóxico do drenado bruto e após tratamento por adsorção, através do teste de toxicidade, com o objetivo de verificar o impacto quando esse tipo de efluente for tratado, biologicamente, em conjunto com o esgoto doméstico em ETE.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO

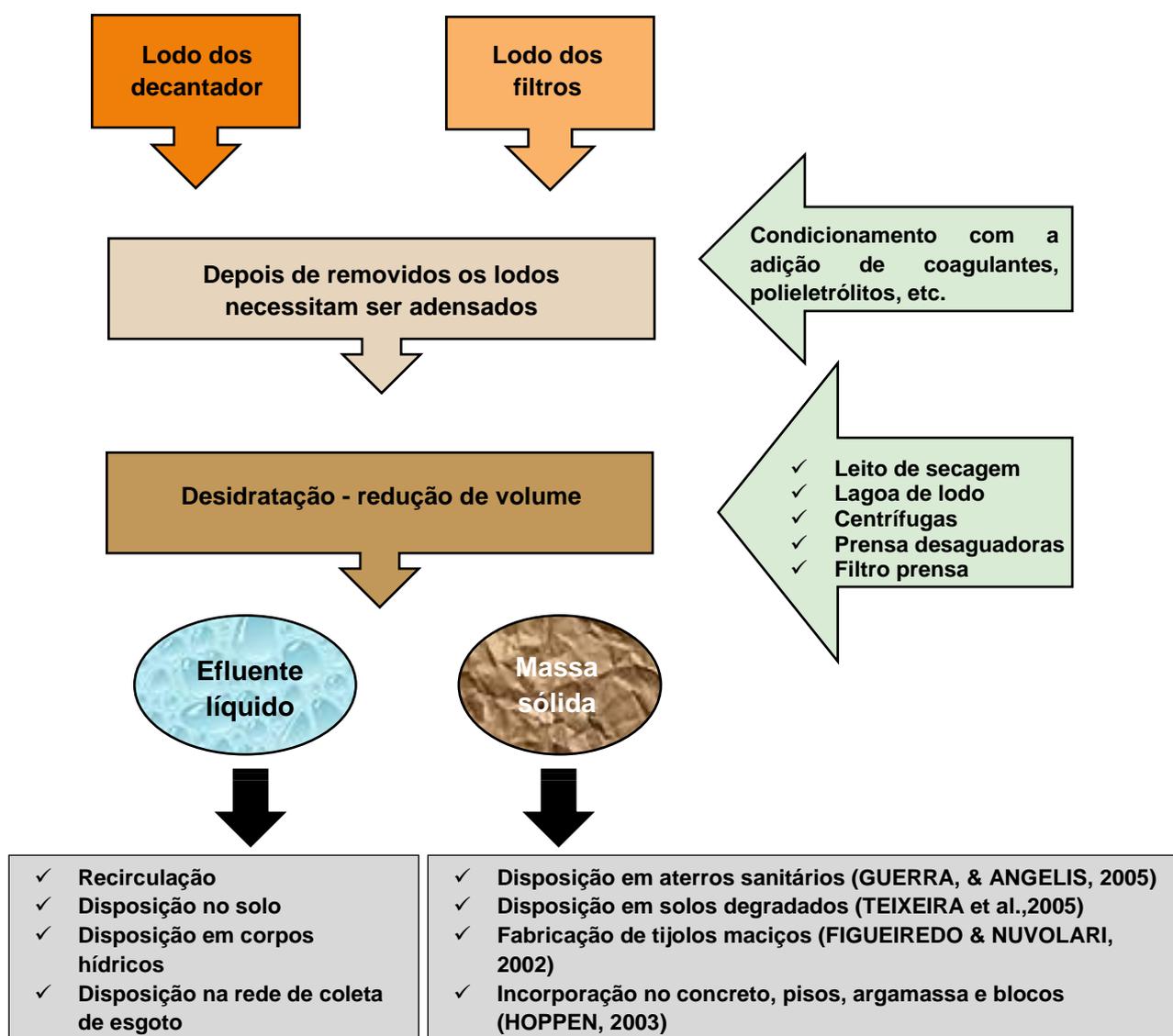
O tratamento de água para abastecimento humano, através de operações unitárias e adição de produtos químicos, gera um grande volume de resíduos. O lodo de ETA é definido como os resíduos retidos no processo de decantação, resultantes dos processos e operação de coagulação/floculação e sedimentação das partículas, presentes na água bruta; além daqueles que não foram eliminados no decantador, ficando aprisionados ao atravessar as camadas dos filtros. Conforme a NBR – 10.004 (2004), o lodo de ETA é classificado como resíduo sólido e deve ter seu destino final, conforme os critérios estabelecidos para esse tipo de detrito. Porém, geralmente, em desacordo com a legislação, esses despejos são lançados, sem qualquer tratamento, no meio ambiente (PEREIRA, 2011). A revisão da literatura sobre o destino final do lodo foi feita no capítulo I e por isso não vai ser abordada, novamente, neste capítulo.

É válido salientar que a elevada umidade do lodo dificulta a viabilidade de reúso. Os sistemas de tratamento, do mesmo, devem comportar as operações e processos unitários que minimizem o volume de água, presente no sedimento; tais como: *adensamento*, processo físico de concentração de sólidos e redução de umidade; *acondicionamento*, etapa na qual são adicionados produtos químicos, visando aumentar a retenção de sólidos; *desidratação*, redução de volume dos lodos através da remoção do teor de água. Essas operações são fundamentais na melhoria das condições de manejo e, conseqüentemente, no descarte deste resíduo, reduzindo, portanto, os custos de transportes e disposição (SANTOS, 2003).

O processo de desidratação pode ocorrer por meios mecânicos ou naturais. Os meios mecânicos são realizados com uso das centrífugas, cujo princípio básico é semelhante à sedimentação; no entanto, submetidas à intensidade de força, atuantes nos equipamentos de centrifugação, superior a força da gravidade e ao uso de prensa desaguadora, apropriado para a secagem de lodos provenientes da coagulação, produzindo uma torta, de consistência adequada mais filtro prensa, onde o sedimento é introduzindo entre duas esteiras, sendo uma, o meio filtrante. A drenagem do líquido ocorre pela compressão de uma esteira sobre a outra, por meio de roletes (FONTANA, 2004; RICHTER, 2001).

Os sistemas naturais de remoção de água de sedimentos são os leitos de secagem e as lagoas de lodo. Esses sistemas são dependentes das condições climáticas e disponibilidade de área, sendo regidos pelos princípios de decantação, percolação e evaporação da água livre (FONTANA, 2004). A Figura 1 mostra a sequência geral do tratamento de remoção da parte líquida do lodo e disposição final dos resíduos líquidos e sólido.

Figura 1 - Sequência do tratamento de redução de volume do lodo de ETA e destino final.



Fonte: Autor.

2.2 PRESENÇA DE METAIS DO LODO DE ETA

A concentração de metais pesados no lodo de estação de tratamento de água tem origem no manancial de onde é retirada a água bruta, principalmente se na montante da captação observamos a presença de corpos receptores de efluentes industriais. Estudos de caracterização de lodo em estações de tratamento de água, de diferentes regiões do Brasil, vêm mostrando grande variação de composição química desses, sendo comum observar elevados teores de Al, ferro (Fe) total, sódio (Na) e cálcio (Ca). Todavia, as concentrações mais elevadas são de Fe e Al, que dependem do tipo de coagulante utilizado durante a fase de tratamento da água, denominada floculação. Outros elementos, chamados de elementos traços, podem aparecer, dependendo da característica da água bruta que, em geral, são: cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn), níquel (Ni), mercúrio (Hg), cromo (Cr), chumbo (Pb) (CORDEIRO & REALI, 1999; TAVARES, 2003). Entre outras variáveis, que também exercem influência, qualitativa e quantitativa, na presença de metais no lodo, estão: a característica física das estações, a forma de remoção do lodo e o tempo de retenção deste, nos tanques (TAVARES, 2003).

O Al está presente em elevada concentração, principalmente em ETA's que utilizam coagulantes químicos, tais como: o sulfato de alumínio $[Al(OH)_3]$ e o policloreto de alumínio (PAC) (ARAÚJO, 2006). O Fe também aparece em grande quantidade no lodo das ETA's, que aplicam coagulante a base deste elemento (FRANCO, 2009). Todavia, está disponível em concentração elevada na maioria das estações do estado de Pernambuco, devido à característica da água bruta. O Manganês (Mn) vem sendo encontrado em níveis apreciáveis na ordem de mg/kg, assim como o Zn e o Cr. O Pb, o Cd e o Cu, em geral encontram-se em concentrações baixas, contudo em alguns casos, em níveis que podem apresentar riscos, tanto para o meio ambiente, como para a saúde da população; devido a sua alta toxicidade (ALBUQUERQUE, 2013).

2.3 TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE METAIS

São conhecidos vários métodos para tratamento de águas e efluentes contaminados com metais, como os processos físico-químicos de precipitação, oxidação ou redução, troca iônica, extração por solventes, filtração, coagulação,

tratamento eletroquímico e processos de separação com membranas. Para Fu e Wang (2011), em algumas particularidades, esses métodos podem ser limitados por questões técnica ou econômica, tornando-se inviável sua aplicação.

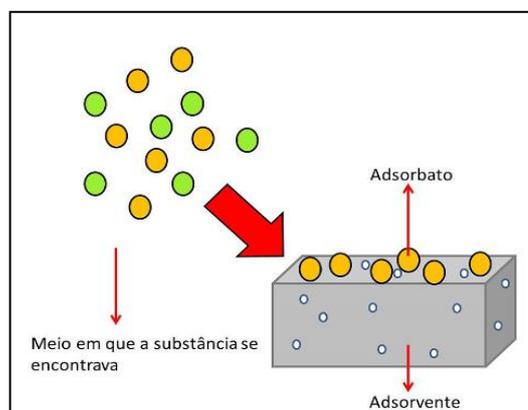
Kanitiz et al. (2009) sugerem a adsorção como um método alternativo de tratamento eficiente para remoção de metais, onde um determinado elemento, no caso, o metal, é acumulado sobre a interface da superfície do material adsorvente.

2.4 ADSORÇÃO

Rimar (2013) define o processo de adsorção como o acúmulo de uma substância em uma interface, gerando uma separação em que componentes de uma fase fluida, material adsorvido – chamado de ADSORVATO - são transferidos para a superfície de um sólido, chamado de ADSORVENTE (Figura 2).

No processo de adsorção podem ocorrer até dois tipos de interação: a adsorção física, chamada de fisissorção, e a adsorção química, chamada de quimissorção. Segundo Walton et al. (2014), a fisissorção permite que substâncias sejam adsorvidas de forma reversível sob interações de *Van der Waals* (atração ou repulsão entre entidades moleculares). A quimissorção é um processo quase que irreversível que ocorre pela formação de ligações químicas entre o adsorvente e o adsorvato.

Figura 2 - Representação do fenômeno adsorção na superfície de um material poroso.



Fonte: Santos et al. (2016)

A instabilidade elétrica dos átomos que estão sobre a superfície do adsorvente é responsável pelo fenômeno de adsorção (CIOLA, 1981). Se a força

necessária para a neutralização das cargas superficiais é forte, ocorre o processo de adsorção química; porém, quando fraca, a adsorção é física (FOUST et al., 1980).

Segundo Boniolo et al. (2010), merecem especial atenção os processos de adsorção com o uso de adsorventes de baixo custo, disponíveis em grande quantidade e com elevada capacidade adsortiva.

2.4.1 Fatores que influenciam na adsorção

O pH, a força iônica, a porosidade, a temperatura, a concentração do adsorvato, a presença de solutos competitivos e a polaridade do solvente são fatores que influenciam no processo de adsorção (MORENO-CASTILLA, 2004). Para Foust et al. (1980), os parâmetros tipo de adsorvente, concentração do soluto, pH, temperatura, tempo de contato e agitação, devem ser considerados durante o processo de adsorção.

O pH e a força iônica determinam a carga superficial do adsorvente e têm controle sobre as reações químicas entre o adsorvente/adsorvato. A carga superficial do adsorvente e do adsorvato permitem conhecer as interações eletrostáticas, repulsão ou atração, de forma que o valor do pH pode favorecer ou não o processo adsortivo. Chaves et al. (2008), estudando a adsorção do metal Zn em argissolo, observou que a adsorção de metal era favorecida pelo aumento do pH, visto que, íons de hidrogênio são liberados e esses sítios são ocupados pelo Zn, na superfície. O conhecimento do pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}), ou seja, o pH em que a superfície do sólido possui carga neutra, permite entender a ionização de grupos funcionais, na superfície dos adsorventes, e sua interação com espécies de adsorvato. Solução com pH superior ao pH_{PCZ} faz com que os grupos ionizáveis liberem seus prótons e a superfície do sólido adsorvente fique carregado, negativamente, favorecendo a reação com espécies positivas; já quando o pH da solução é inferior ao pH_{PCZ} , prevalecem as cargas positivas na superfície do adsorvente, ou seja, os sítios superficiais estão protonados e poderão interagir com espécies negativas (PEREIRA, 2010).

Perilli et al. (2014), estudaram a remoção de Mn, utilizando o CAP como adsorvente, o qual possuía um pH_{PZC} de 5,09 e sua carga superficial era negativa ao pH da solução de 6,8 – 7,2, portanto, capaz de atrair o Mn^{2+} livre. A capacidade

adsortiva do carvão, em relação ao Mn, foi comprovada pela queda de concentração do metal em solução.

A temperatura é um parâmetro importante que afeta a agitação das moléculas do sistema, interferindo também nas forças de atração e repulsão entre o adsorvato e o adsorvente, e é utilizada para identificar o mecanismo predominante no processo de adsorção (ALFREDO, 2013). Segundo Moreno-Castilla (2004), a adsorção aumenta com o aumento da temperatura, em um processo exotérmico.

A eficiência na adsorção é afetada pela concentração do adsorvato no meio, para Chaves et al. (2008), o aumento da concentração do adsorvato requer uma maior quantidade de energia e tempos de contato. Geralmente, o processo de adsorção é inicialmente rápido. No entanto, com a diminuição da disponibilidade de sítios de adsorção o adsorvato continua sendo removido no decorrer do tempo, entretanto, com uma taxa inferior.

Quando o processo é físico, a área ocupada pelo adsorvente depende da porosidade do adsorvente e do tamanho da molécula do adsorvato. A Tabela 1 mostra a classificação do adsorvente em função dos tamanhos dos poros, de acordo com IUPAC (1982).

Tabela 1 - Classificação dos Poros.

Tipo de poros	Diâmetro médio dos poros (nm)
Microporos	0 – 2
Mesoporos	2 – 50
Macroporos	50 – 7500
Megaporos	>7500

Fonte: adaptado de IUPAC (1982).

Adsorventes com poros e diâmetros maiores que 7500 nm são classificados de megaporosos; acima de 50 nm, de macroporosos; com poros com diâmetros entre 2 nm e 50 nm, de mesoporosos, e com poros com diâmetros menores que 2 nm são os microporos. Segundo Santos et al. (2016), o CA, que dentre os adsorventes existentes é o mais usado para a remoção de poluentes em águas residuais, tem elevada área superficial com quantidade variada de microporos, mesoporos e macroporos. Além disso, a sua estrutura química de superfície confere-lhe a característica de adsorvente, capaz de reter diferentes substâncias. Por isso é extensamente usado nos processos industriais de refinamento de açúcar, óleo,

gorduras, purificação do ar, eliminação de toxinas e tratamento de remoção de corantes e metais, em diversos tipos de efluentes.

2.4.2 Adsorventes

A fase sólida que retém o adsorvato é chamada adsorvente (MASEL, 1996), enquanto os componentes retidos na superfície sólida são chamados adsorvatos, podendo ser líquidos ou gasosos.

O adsorvente fica em contato com a fase fluida até que não haja mais transferência de massa. Quanto maior for esta superfície, maior será a eficiência da adsorção. Por isso, os adsorventes são sólidos com partículas porosas (BORBA, 2006).

Os adsorventes podem ser agrupados em comerciais e naturais. Para um adsorvente ser considerado um bom produto comercial, deve apresentar características como eficiência de adsorção, seletividade em relação ao soluto, resistência mecânica, baixo custo, de obtenção e de processamento, inércia química, densidade e a área interfacial, com áreas de adsorção elevadíssimas (GOMIDE, 1988).

Os adsorventes podem ser orgânicos (CA, biomassas, etc.) ou inorgânicos (zeólitas, argilas, etc). Materiais alternativos, tais como subprodutos e resíduos de processos industriais, têm sido avaliados devido a sua alta disponibilidade e acessibilidade, eficiência e alta competitividade em relação às resinas de troca iônica e CA (VALDMAN et al., 2001). Alguns produtos de origem agrícola tais como: semente de girassol, polpa de maçã, palha de trigo, eucalipto, turfa nativa, entre outros, têm sido usados como adsorventes, principalmente, devido ao baixo custo (VASQUES et al., 2011). O uso de adsorventes naturais pode apresentar vantagens de acumular contaminantes, suportar vários ciclos de sorção e dessorção (em função do tipo de adsorção) e serem abundantes na natureza, sendo assim, materiais de baixo custo (GONÇALVES JR. et al., 2012).

a) Pó da concha do marisco pedra, *Anomalocardia brasiliana*.

O marisco *Anomalocardia brasiliana* (Figura 3) pertence à família dos moluscos e, no Brasil, está entre as três espécies mais exploradas, juntamente com a ostra (*Crassostrea rhizophora*) e o sururu (*Mytella falcata*) (PEDROSA & COZZOLINO, 2001). Essas espécies são abundantes em toda a costa brasileira, principalmente em enseadas, baías e estuários, onde os encontramos enterrados no solo do ambiente (RUPPERT et al., 2005).

Figura 3 - Conchas do marisco da espécie *Anomalocardia brasiliana*.



Fonte. SILVA et al. (2011); Rimar (2013).

Esses organismos são de extrema importância para a população de baixa renda que sobrevive do extrativismo da maricultura. Nessa atividade, os mariscos são coletados, cozidos e descascados, separando o produto comercial (a carne do marisco) do resíduo (conchas), que pode chegar a uma tonelada/dia de conchas, gerando diversos problemas ambientais com a inadequada disposição. O acúmulo das conchas no meio ambiente pode gerar assoreamento, devido à formação dos sambaquis, distúrbio das comunidades naturais, deteriorização da qualidade da água, mau cheiro, aparecimento de animais e insetos (CHIERIGHINI et al, 2011).

Estudos realizados na Coréia do Sul revelaram que as conchas, após calcinação a 750°C, durante a qual o carbonato de cálcio (CaCO_3) é convertido em óxido de cálcio (CaO), podem ser utilizadas para remoção de fosfatos em águas residuais, sendo uma importante estratégia para o controle da eutrofização das águas. Isso ocorre porque o CaO reage com o fosfato, levando a precipitação do mesmo (KWON et al, 2003).

Yoon et al. (2003) e Batista (2008) estudaram a substituição de agregados na fabricação de cimento e blocos de concreto por conchas de ostras; já Oliveira et al

(2011) as inseriram na produção de tijolos, obtendo um produto com maior resistência de ruptura por compressão.

Outros destinos para esse resíduo são as indústrias farmacêuticas, onde o CaCO_3 extraído de conchas de ostras é utilizado como suplementação alimentar para reposição de Ca, no organismo. Na agricultura, tais resíduos são usados para corrigir a acidez do solo (SANT'ANNA et al., 2008).

Também na Coréia do Sul, foi desenvolvido um material plástico a partir de polietileno reciclado e pó de casca de ostra que geram menos compostos tóxicos durante sua incineração (CHONG, MI HWA et al., 2012). O pó extraído das conchas também pode ser utilizado como aditivo na fabricação de PVC (BOICKO et al., 2004).

Rimar (2013) realizou a caracterização das conchas do marisco pedra por difratometria de Raios-X e encontrou uma estrutura cristalina composta por aragonita e calcita. Com área superficial indicando que se trata de um material mesoporoso e locais formados por grupo de hidroxila, facilitando a adsorção de metais. O mesmo autor avaliou as conchas do marisco, *Anomalocardia brasiliiana*, como bioadsorvente de Fe em amostras sintéticas e reais de águas subterrâneas, encontrando percentuais de remoção de 88%, mostrando ser um material viável nos processos de adsorção de metais. Anterino et al. (2014) estudaram a adsorção do corante eosina a partir de solução aquosa utilizando cascas de marisco *Anomalocardia brasiliiana*, que apresentou bons resultados, cerca de 86% de eficiência, podendo este também ser empregado na remoção de corantes em efluentes têxteis. Lo Monaco et al. (2012) avaliaram a capacidade adsorptiva das conchas de marisco *Anomalocardia brasiliiana*, na remoção de fósforo existente nas águas residuárias e como corretivo da acidez do solo. Em todos os casos o material se mostrou eficiente na remoção de poluentes e correção de pH.

b) Carvão Ativado

Qualquer composto, como ossos de animais, serragem, algas, turfa, casca de coco, casca de babaçu, diversas madeiras, caroço de frutas, carvões minerais, resíduos de petróleo, entre outros com alto teor de carbono, podem ser transformados em CA (GÜRSES et al., 2005).

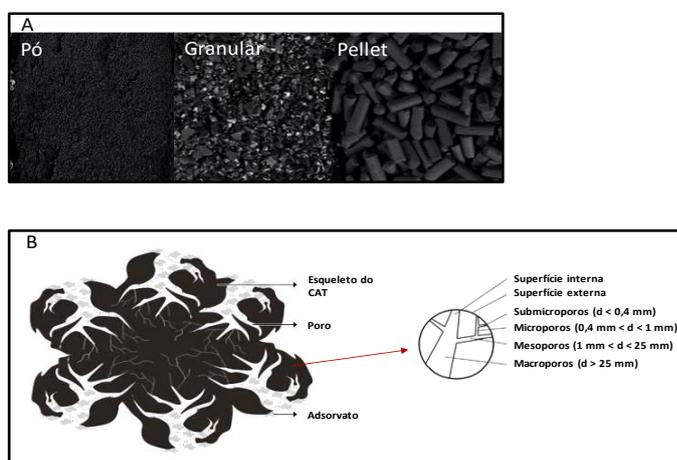
A maioria dos materiais carbonáceos possui grau de porosidade natural, com área superficial variando entre 10 e 15 m^2/g . A ativação da área superficial aumenta

com a oxidação dos átomos de carbono, podendo apresentar área superficial após a ativação de $800 \text{ m}^2/\text{g}$ (CLAUDINO, 2003). O CA é um material microporoso de elevada área superficial ($>500.000 \text{ m}^2/\text{kg}$). Na Figura 4, apresentam-se CA com diferentes granulometrias e suas estruturas. Quanto menor for o diâmetro do CA, ou seja, menor granulometria (pó), maior a área superficial disponível.

As características físicas e químicas desse adsorvente e a presença de diferentes grupos funcionais, ácidos e básicos, podem ser observados na Figura 5. Os grupos ácidos estão associados ao oxigênio e conferem ao carvão troca de ânions. Superfícies com baixas quantidades de grupos, contendo oxigênio, são responsáveis por características básicas e efetuam trocas de cátions (SCHNEIDER, 2008). Desta forma, devido à diversidade química na superfície do CA, lhe é garantida uma elevada eficiência na remoção de metais pesados e outros compostos tóxicos de efluentes industriais (FERNANDEZ, 2005; MISHRA et al, 2010). Além disso, os CA podem ser modificados, retirando ou acrescentando grupos, por forma a aumentar a sua eficiência para determinada aplicação (PEREIRA et al., 2010).

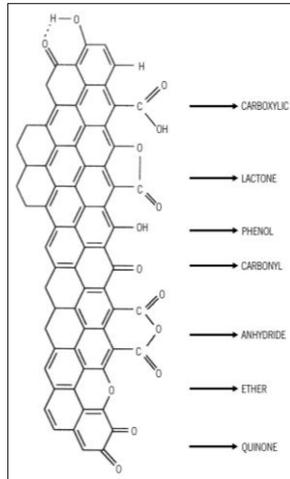
Para obter o CA passa-se, primeiramente, o material rico em carbono pelo processo de pirólise e depois por reações secundárias, física e química, que aumentem a sua área superficial. Na ativação física, o carvão é ativado por processo de gasificação parcial, por gás carbônico ou dióxido de carbono (CO_2) e/ou vapor de H_2O . Neste processo, o vapor de água faz com que os microporos aumentem seu volume, consequentemente, aumentando a área superficial do carvão.

Figura 4 - A: CAP com diferentes estruturas; **B:** Representação esquemática da estrutura do CAP e respetiva estrutura de poros.



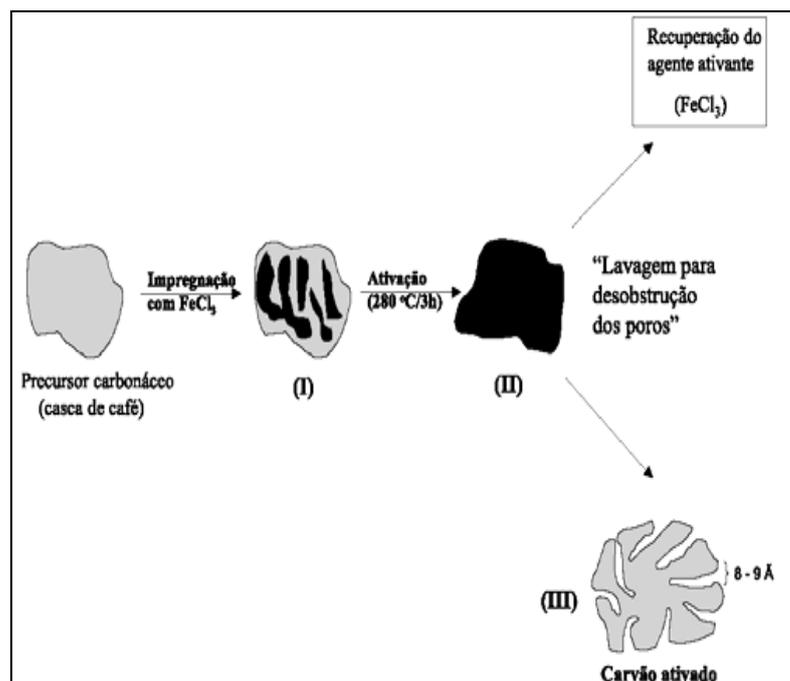
Fonte A: adapted from www.desotec.com, 2015);

Fonte B: adaptado de <http://www.nanotechfzc.com/#!services/cee5>.

Figura 5 - Grupos superficiais no CAP

Fonte: Figueiredo et al. (2002).

A ativação química consiste em impregnar o material com substâncias químicas (ácido fosfórico (H_3PO_4), hidróxido de potássio (KOH), cloreto de zinco ($ZnCl_2$), dentre outros) antes da pirólise, alterando, significativamente, as características químicas do carvão produzido (AZARGOHAR & DALAI, 2005). Na Figura 6 apresenta-se um esquema de preparação de CAP a baixas temperaturas, a partir de rejeitos de café, utilização de $FeCl_3$ como agente ativante, proposto por (PEREIRA et al. 2008).

Figura 6 - Esquema das etapas de preparação do CAP.

Existem, na literatura, diversos trabalhos de adsorção com uso do CAT. A título de exemplo, citam-se os trabalhos de Müller et al. (2009), que avaliaram a adsorção do CAT em pó, para remoção de microcistina da água direcionada ao abastecimento público; o de Oliveira et al. (2014), que estudaram o processo contínuo de adsorção de Al em coluna de CA; o de Kawahigashi et al. (2014), que avaliaram a aplicabilidade do Carvão Ativado Granular (CAG), na remoção de compostos poluentes, presentes no lixiviado de aterro sanitário. Além desses, o trabalho de Hoehne et al. (2015), que avaliaram o uso de um filtro com CA, para tratamento de amostras, contendo metais e corante.

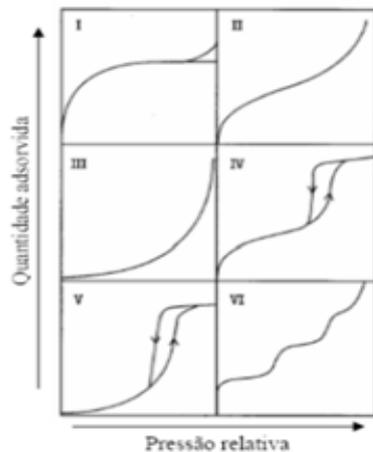
2.4.3 Avaliação do processo de adsorção

A determinação convencional das quantidades adsorvidas, em um dado sistema, se faz por meio da medição da mudança da concentração do soluto na fase líquida. Para avaliar o processo de adsorção, podem-se usar as isotermas de adsorção, lei da ação das massas à temperatura constante (SILVA, 2015). Quando o sistema se encontra em equilíbrio, é possível determinar a concentração do adsorvato no líquido e, portanto, a quantidade da substância adsorvida por grama de adsorvente.

Uma isoterma, expressa a relação entre a quantidade adsorvida e a concentração da fase fluida, ambos no equilíbrio, indicando como o adsorvente adsorverá o soluto, a quantidade máxima adsorvida e a viabilidade econômica (VASQUES, 2011). Portanto, as isotermas constituem a primeira informação experimental que se utiliza para escolher entre diferentes adsorventes, sendo a forma mais apropriada para conhecer o tipo de interação entre o adsorvato e o adsorvente (FERNANDEZ, 2005).

As isotermas foram classificadas pela IUPAC (1982) em seis tipos (Figura 7), que variam de acordo com o tipo de poro presente no adsorvente.

Figura 7 - Diferentes tipos de isotermas de acordo com a classificação pela IUPAC (1982).



- Tipo I - adsorventes com poros pequenos e formação de monocamadas, considerada reversível;
- Tipo II - adsorvente sem poros ou com poros muito pequenos, ou mesoporos, formação de multicamadas;
- Tipo III - interações muito fracas entre adsorvente e adsorvato, adsorção muito lenta;
- Tipo IV - fenômeno associado à condensação capilar nos mesoporos, característica de adsorventes industriais;
- Tipo V - é semelhante ao tipo III, incomum, com interações fracas entre adsorvato e adsorvente;
- Tipo VI - ocorre em superfícies uniformes não-porosas formando camadas.

Fonte: Adaptado de Rimar,(2013).

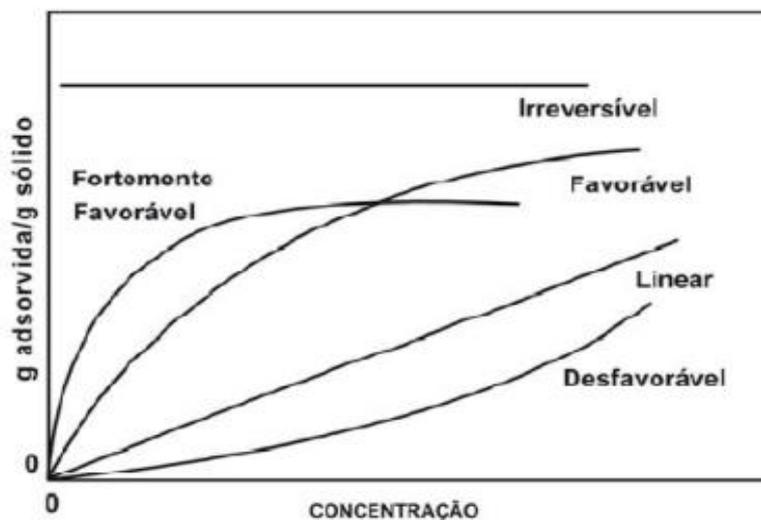
A quantidade adsorvida de adsorvato pelo adsorvente (q_t) é definida pela Equação 1 (FOGLER, 2002):

$$q_t = \frac{C_{A0} - C_A}{M} \times V \quad (\text{Equação 1})$$

Na qual: q_t = capacidade adsorvativa no tempo t (mg/g); C_{A0} = concentração inicial de adsorvato (mg/L); C_A = concentração final de adsorvato (mg/L); V = volume da solução de corante (L); M = massa de adsorvente (g).

É possível obter informações sobre o processo de acordo com o formato da curva de isoterma, como ilustrado na Figura 8. Uma isoterma linear passa pela origem e implica uma proporcionalidade entre a quantidade de adsorvato adsorvida e a sua concentração no fluido. A isoterma côncava para baixo é dita favorável, pois mesmo em baixas concentrações de adsorvato em solução, há grande quantidade adsorvida. A isoterma irreversível é quando a quantidade adsorvida é máxima e independe da concentração do adsorvato no equilíbrio. A isoterma desfavorável é côncava para cima e mostra que só há aumento significativo da capacidade adsorvida quando a concentração de adsorvato em solução é elevada (DO, 1998).

Figura 8 - Isotermas de adsorção.



Fonte: DO, 1998.

A classificação de Giles et al., (1970) divide as isotermas em quatro classes (S, L, H, e C) e com subgrupos (I, II, III, IV, V e VI). Nas isotermas do tipo S (Spherical), que apresentam uma inclinação linear e convexa em relação à abcissa, as interações adsorvente-adsorvato são fracas; as isotermas do tipo L (Langmuir), com curvatura inicial voltada para baixo devido à diminuição da disponibilidade dos sítios ativos; as isotermas do tipo H (High Affinity) indicam grande afinidade do adsorvato pelo adsorvente e as isotermas do tipo C (Constant partition) possuem um início linear, indicando que o número de sítios ativos é constante. A isoterma do tipo I é característica de sólidos com microporosidade (II e IV) são típicas de sólidos não porosos ou com poros grandes. As isotermas do tipo III e V são características de sistemas onde as moléculas do adsorvato apresentam mais interação entre si do que com o sólido. A isoterma do tipo VI é obtida através da adsorção do gás por um sólido com superfície quase uniforme, sem poros (GREGG & SING, 1982).

Diversos modelos de isoterma, que descrevem a concentração de adsorvato do adsorvente no equilíbrio, são propostos na literatura (BESINELLA JUNIOR et al., 2009):

- **Isoterma de Freundlich** - considera a heterogeneidade da superfície do adsorvente. Relaciona-se com a existência de uma estrutura em multicamadas, onde existe uma distribuição exponencial de vários sítios de adsorção com energias diferentes (ASSIS FILHO et al., 2014).

- **Isoterma de Langmuir** - considerado o ideal e mais simples dos modelos isotérmicos para a adsorção em monocamada, onde a capacidade de uma molécula ser adsorvida em um sítio é independente da ocupação dos sítios vizinhos,

não há interações entre as moléculas adsorvidas. A adsorção completa-se quando todos os sítios forem ocupados.

- **Isoterma de Redlich-Peterson** - esse é um modelo de uma isoterma de equilíbrio baseado no comportamento intermediário entre as isotermas de Langmuir e Freundlich.

2.4.4 Cinética de adsorção

A cinética descreve a velocidade de remoção do soluto da solução, que depende da velocidade relativa de quatro etapas:

1. Transporte do adsorvato até a superfície do adsorvente;
2. Transporte do adsorvato por difusão através da camada limite até a entrada dos poros do adsorvente;
3. Transporte do adsorvato da superfície da partícula até os sítios ativos;
4. Ligação do adsorvato em um sítio disponível do adsorvente.

Vários modelos cinéticos (Tabela 2) são utilizados para examinar o mecanismo controlador do processo de adsorção. Os mais comuns são os de pseudo-primeira ordem, de pseudo-segunda ordem e o modelo de difusão intrapartícula (ONAL, 2006).

Tabela 2 - Modelos Cinéticos.

Modelo cinético	Equação	Observações
Pseudo-primeira ordem	$\log(Q_{eq} - Q_t) = \log Q_{eq} - \left(\frac{K_1}{2,303}\right) t$	Q_{eq} (mg /g1) e Q_t (mg /g) são as quantidades de adsorvato no equilíbrio e no tempo (t); K_1 (min^{-1}) é a constante de velocidade de pseudoprimeira ordem.
Pseudo-segunda ordem	$\frac{t}{Q_t} = \frac{1}{K_2 Q_{eq}^2} + \frac{1}{Q_{eq}}$	Q_{eq} (mg/g) e Q_t (mg/g) são as quantidades de adsorvato no equilíbrio e no tempo (t); K_2 (min^{-1}) é a constante de velocidade de pseudosegunda ordem.
Difusão intrapartícula	$Q_{eq} = K_{id} t^{1/2} + C_i$	K_{id} é a constante de difusão.

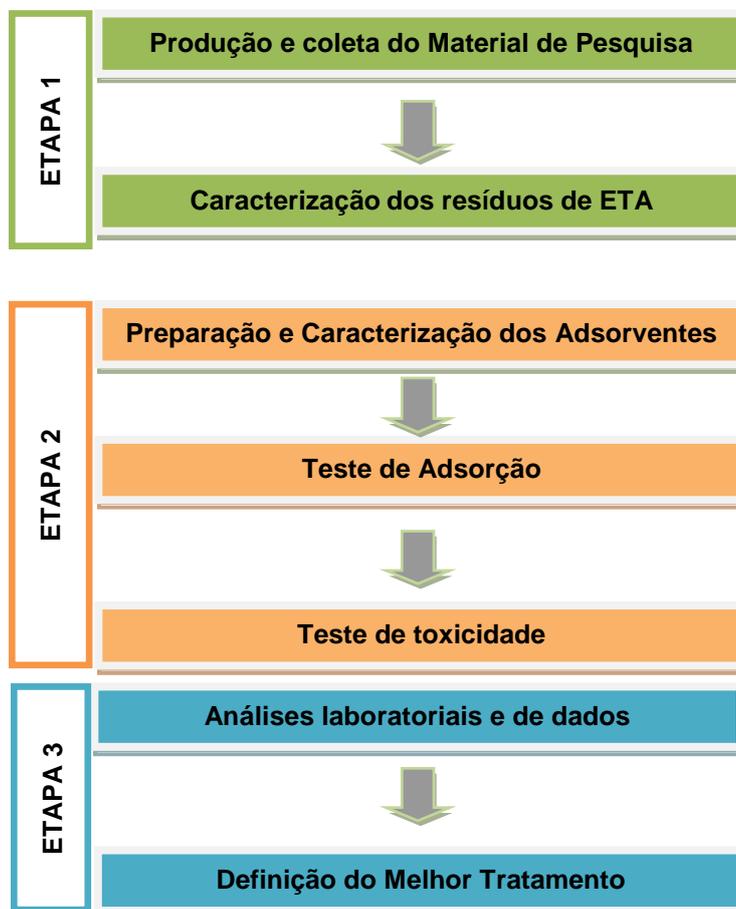
Fonte: adaptado de ONAL (2006)

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 FLUXOGRAMA GERAL DA PESQUISA

A pesquisa foi realizada no período de 12 meses, seguindo as etapas 1, 2 e 3, e contemplou planejamento, design experimental e realização dos experimentos, conforme o fluxograma da Figura 9 a seguir:

Figura 9 - Fluxograma das atividades experimentais.

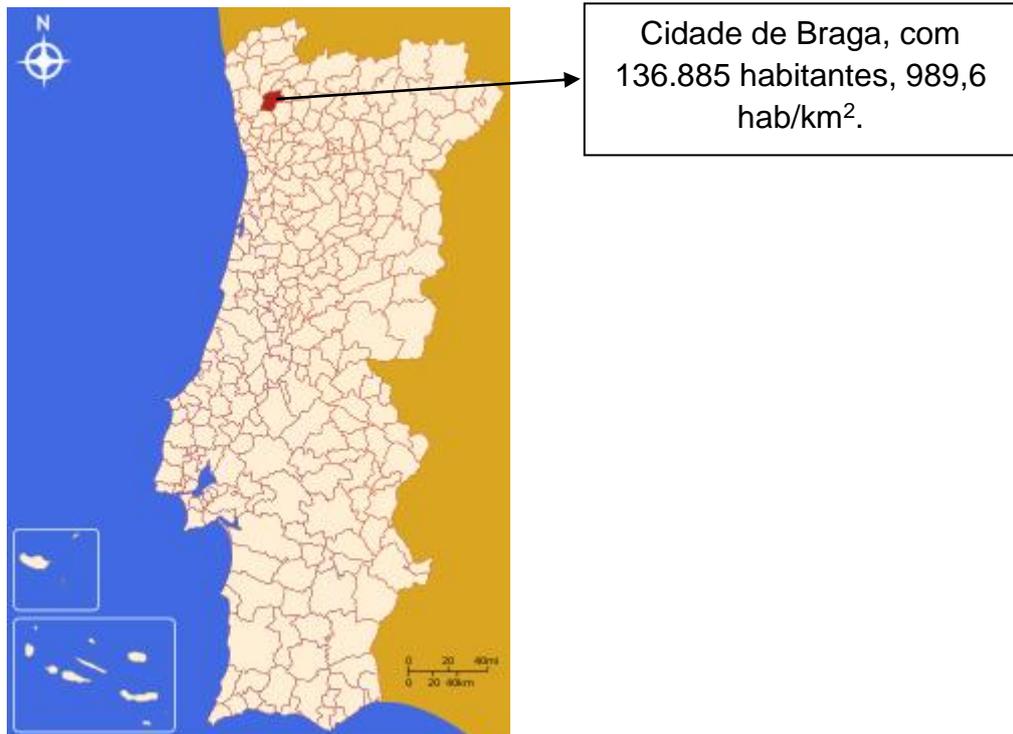


Fonte: Autor.

3.2 PRODUÇÃO DO MATERIAL DE PESQUISA

O efluente líquido, produto do deságue do lodo de estação de tratamento de água, usado nesta pesquisa, foi proveniente das ETA da Ponte do Bico, localizada na cidade de Braga, situada ao norte de Portugal (Figura 10).

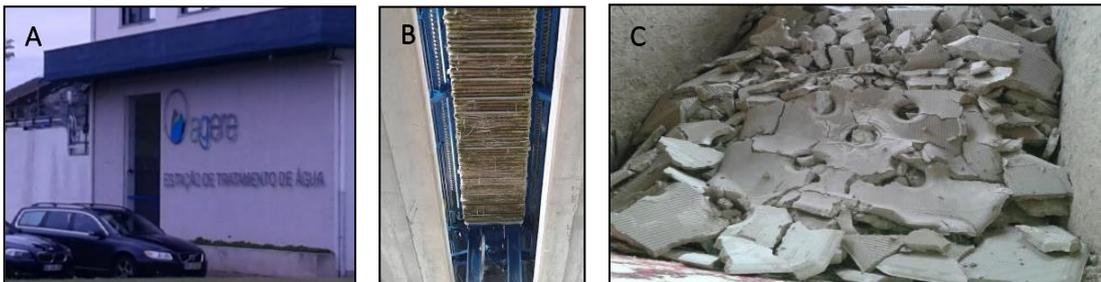
Figura 10 - Localização da cidade de Braga, Portugal.



Fontes/Entidades: INE, PORDATA. (Última atualização: 2015-06-26)
<http://www.pordata.pt/Municipios/Densidade+populacional+segundo+os+Censos-591>

A ETA da Ponte do Bico tem como fonte de captação o rio Cávado; e produz 32.000 m³/d de água potável para abastecimento da cidade de Braga. Os resíduos gerados nessa ETA passam pelo processo de redução do volume através da desidratação mecanizada, utilizando o filtro prensa (Figura 11). A massa sólida oriunda da separação é disposta em aterro sanitário da cidade e o efluente líquido, produto do deságue, segue para tratamento conjugado na estação de águas residuárias (ETE) da cidade.

Figura 11 - Sistema de produção do lodo deságado (ETA Ponte do Bico). (A) - entrada da ETA; (B) - foto do filtro prensa e (C) - lodo desidratado do filtro prensa



Fonte: Autor, (2016)

Os resíduos utilizados nesta pesquisa foram coletados e caracterizados seguindo planejamento exposto na Tabela 3.

Tabela 3 - Configuração de coletas e caracterização das amostras.

Origem	ETA Ponte do Bico, Braga, Portugal
Período da coleta	Janeiro – Junho (2015)
Número de coletas	6 (coletas mensais)
Ponto de Coleta	Entrada do filtro prensa Lodo sólido - Saída do filtro prensa Efluente líquido do deságue – Tubulação de saída do drenado do filtro prensa
Quantidade (volume da amostra)	2 L
Parâmetros analisados (métodos do Standard Methods (APHA, 2012))	<ul style="list-style-type: none"> • pH (Método Potenciométrico/4500B); • Condutividade (Método 2510 B); • DQO (Método 5220 B); • Serie de Sólidos (totais, fixos e voláteis) (Método 2540 B); • Metais (Ca, Al, Fe, Mg, Mn, Zn, Cu e Pb) (Digestão/Método 3052-Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices, segundo EPA (1996), seguida de caracterização elementar por ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry).

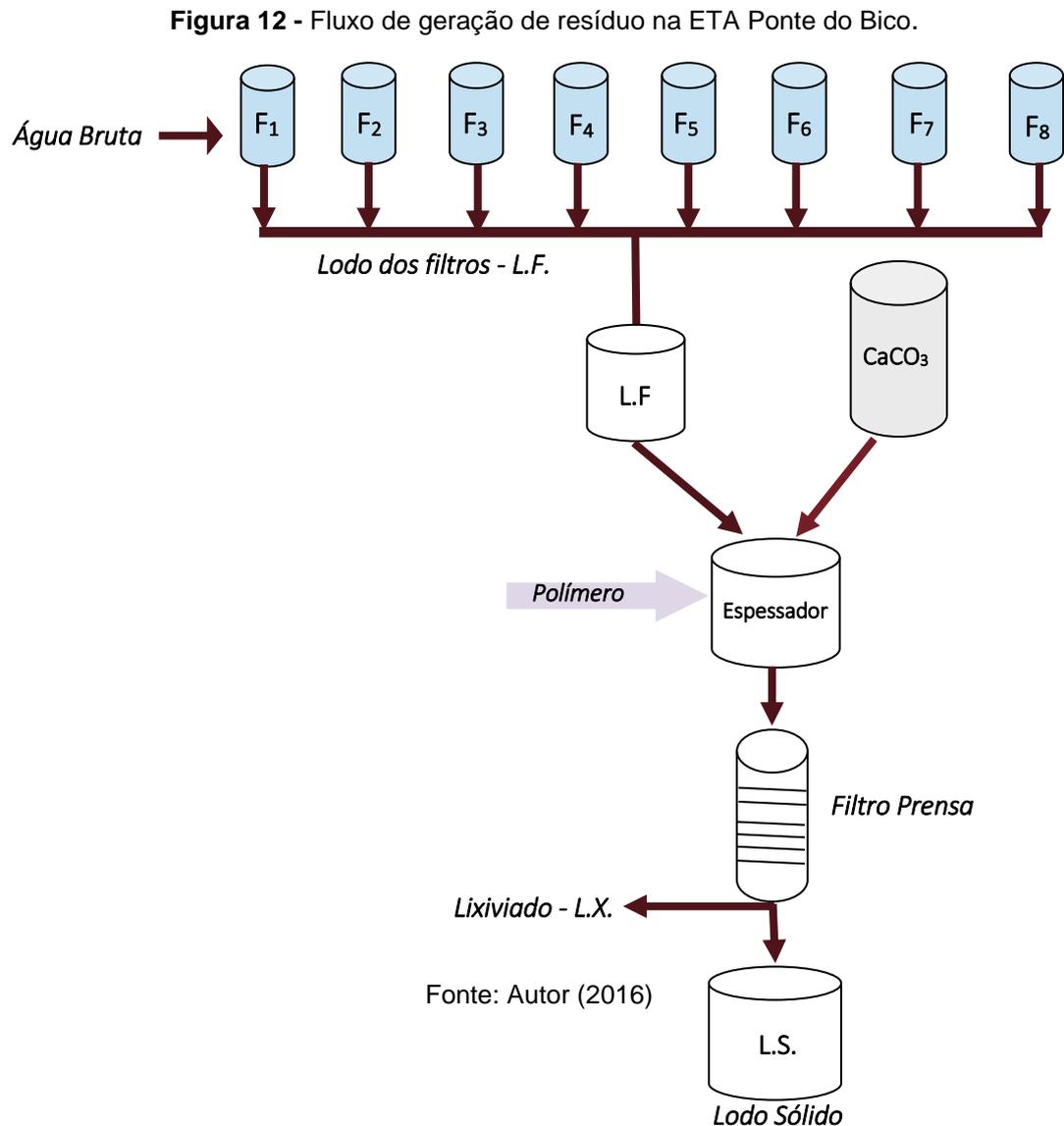
Fonte: autor (2016)

O período de coleta na ETA da Ponte do Bico foi determinado levando-se em consideração as estações do ano: **Inverno**, janeiro e fevereiro, **Primavera**, março, abril e maio, e **Verão**, no mês de Junho. Todas as amostras foram armazenadas em frascos de polietileno, acidificadas com HNO₃ concentrado, até o pH < 2, para posterior determinação das concentrações dos metais, e refrigeradas a 4°C. Antes da acidificação e do armazenamento, foram determinados o pH e a DQO das amostras líquidas. Ao final das seis coletas, foi tomada uma amostra composta de 6 litros, contendo 1 litro de cada amostra.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

A água tratada nesse sistema apresenta turbidez muito baixa durante todo o ano. A estação é composta de oito filtros abertos por gravidade e usa como

coagulante o policloreto de sulfato de alumínio, com dosagem média de 10 mg/L, no inverno e 8 mg/L, no verão. O fluxo do resíduo gerado nessa estação está disposto na Figura 12.



A água bruta, água de lavagem dos filtros, o drenado e o lodo sólido foram caracterizados, quanto à quantidade em matéria orgânica, pelos parâmetros DQO e sólidos voláteis. Também foi efetuada a caracterização elementar das mesmas, através da sua análise no aparelho ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry), que consiste na quantificação de elementos da tabela periódica (Si, Al, P, Mg, Ca, Na, K, Zn, Fe, Ni, P e os metais pesados Pb, Cd, As, Hg, Cr e Mn). Para isso, foi necessário fazer a digestão ácida dos resíduos, segundo o método 3052 - Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices,

(EPA, 1996). Após a digestão, as amostras foram filtradas e diluídas 1:10 e 1:100, antes da leitura. A digestão no micro-ondas, efetuou-se de acordo com os parâmetros resumidos na Tabela 4.

Tabela 4 - Valores dos parâmetros utilizados na digestão dos resíduos de ETA

Parâmetro	Valor	Unidade
Pressão da digestão	110	psi
TAP - tempo necessário para o alcance da pressão pretendida	10	minutos
Time - tempo que a pressão deverá ser mantida depois do seu alcance.	20	minutos
Power - potência do equipamento	100	%

Fonte: autor (2016)

3.4 PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS ADSORVENTES

3.4.1 Pó da concha do marisco pedra (*Anomalocardia brasiliana*)

O pó da concha de marisco pedra foi obtido a partir do molusco bivalve, amplamente distribuído na costa brasileira, coletadas no município de Pontas de Pedra (litoral norte de Pernambuco). Inicialmente, as conchas de marisco pedra foram lavadas para remoção do material grosseiro, logo após; secas em estufa a 110°C, trituradas em um moinho de bolas de cerâmica e submetidas ao peneiramento para obtenção da granulometria média de 100 Mesh, utilizando peneiras da série de Tyler (60, 100 e 140 mesh), de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT (2004). Em seguida, o material foi seco por 2h a 110°C, em estufa (Quimis modelo Q317 M12), e calcinado a 1000 °C em mufla (Quimis modelo Q318 M21).

O adsorvente foi caracterizado em termos dos parâmetros abaixo, segundo as metodologias dos respectivos autores:

- Teores de cinzas (AOAC, 2000);
- Proteínas e teor de Ca (AOAC, 2000)
- Densidade aparente (GRATUITO et al., 2007);
- pH (JIS, 1992);
- Área superficial -S_{BET} (GREGG & SING, 1982);
- pH_{PCZ} (AYRANCI et al., 2005).

3.4.2 Carvão ativado

O CAP utilizado nos testes foi o Norit ROX 0.8. O mesmo (pellet de 0,8 mm de diâmetro e 5 mm de comprimento) foi macerado e peneirado para a obtenção de granulometria inferior a 0,3 mm.

A identificação dos grupos funcionais superficiais, presentes na superfície do CAP usado, assim como o seu pH_{pzc} , foram determinados, anteriormente, por investigadores da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP) em colaboração com o mesmo laboratório onde esta foi realizada (BRIDGE), sendo descritos em Pereira et al. (2010).

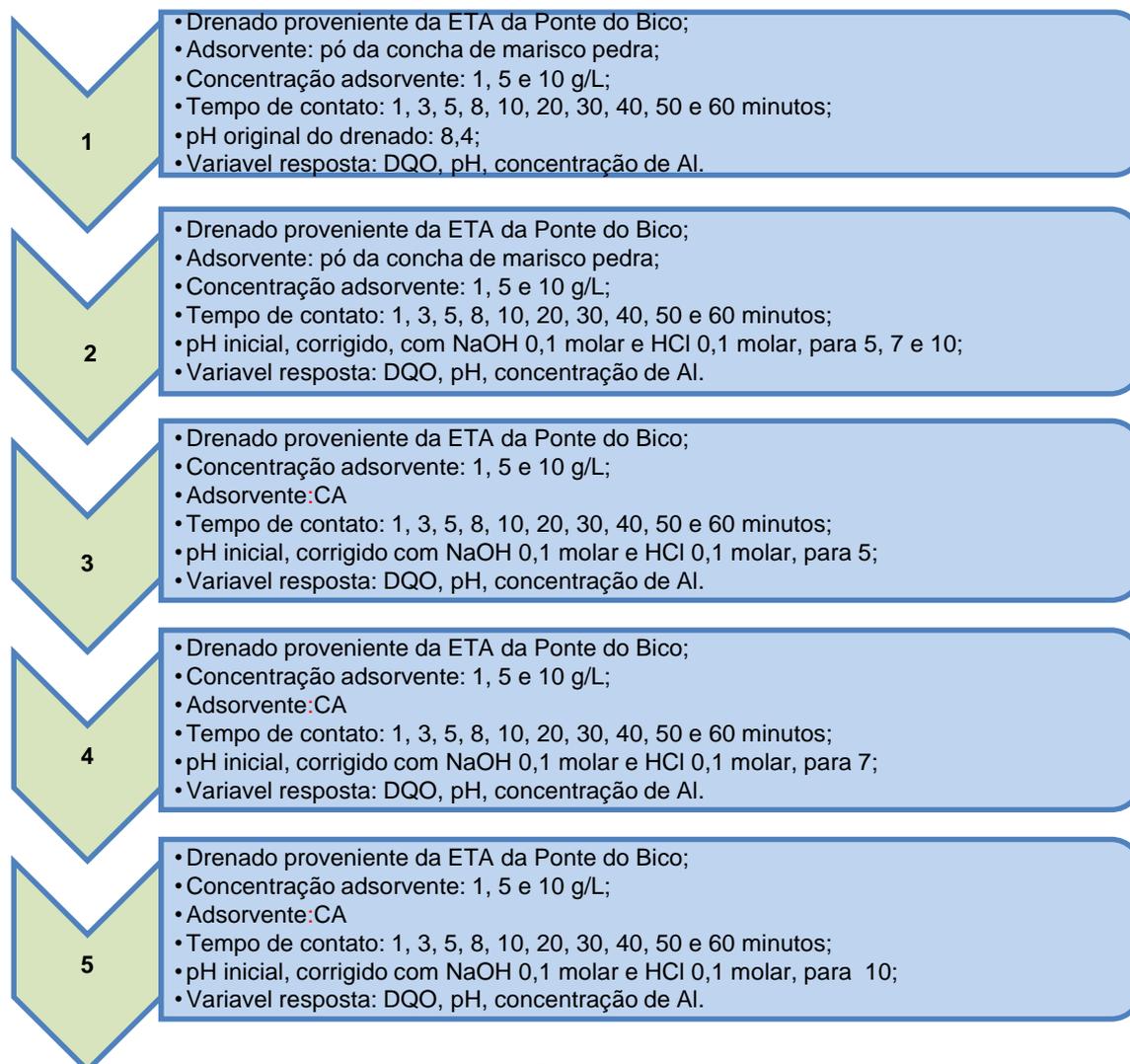
3.5 PLANEJAMENTO DOS EXPERIMENTOS DE ADSORÇÃO

Foram realizados cinco experimentos de adsorção, variando o efluente e o adsorvente (pó de concha de marisco ou CAP), a concentração do adsorvente (1, 5 ou 10 g/L), o tempo de contato (5 – 60 min) e o pH (5, 7 e 10) (Figura 13).

Os ensaios foram realizados nas seguintes condições:

- Em triplicata;
- Em tubos falcon de volume útil 50 mL e volume de trabalho de 20 mL;
- As massas dos adsorventes foram correspondentes às concentrações de 1 g/L, 5 g/L e 10 g /L do adsorvente;
- Para cada tempo de contato foi realizado um ensaio controle, amostra sem adsorvente;
- Todos os tubos foram dispostos deitados em mesa agitadora com 200 RPM, agitação adotada com base em estudos anteriores realizados por Monteiro (2014);
- Em sala com temperatura média 37°C;
- Os tempos de agitação foram 1, 3, 5, 8, 10, 20, 30, 40, 50 e 60 minutos;
- Após o tempo de contato, as amostras foram centrifugadas, determinados o pH e, em seguida, coletados 2 mL, com o propósito de determinar a DQO; e 10 mL correspondente à digestão ácida para leitura da concentração de Al no ICP.

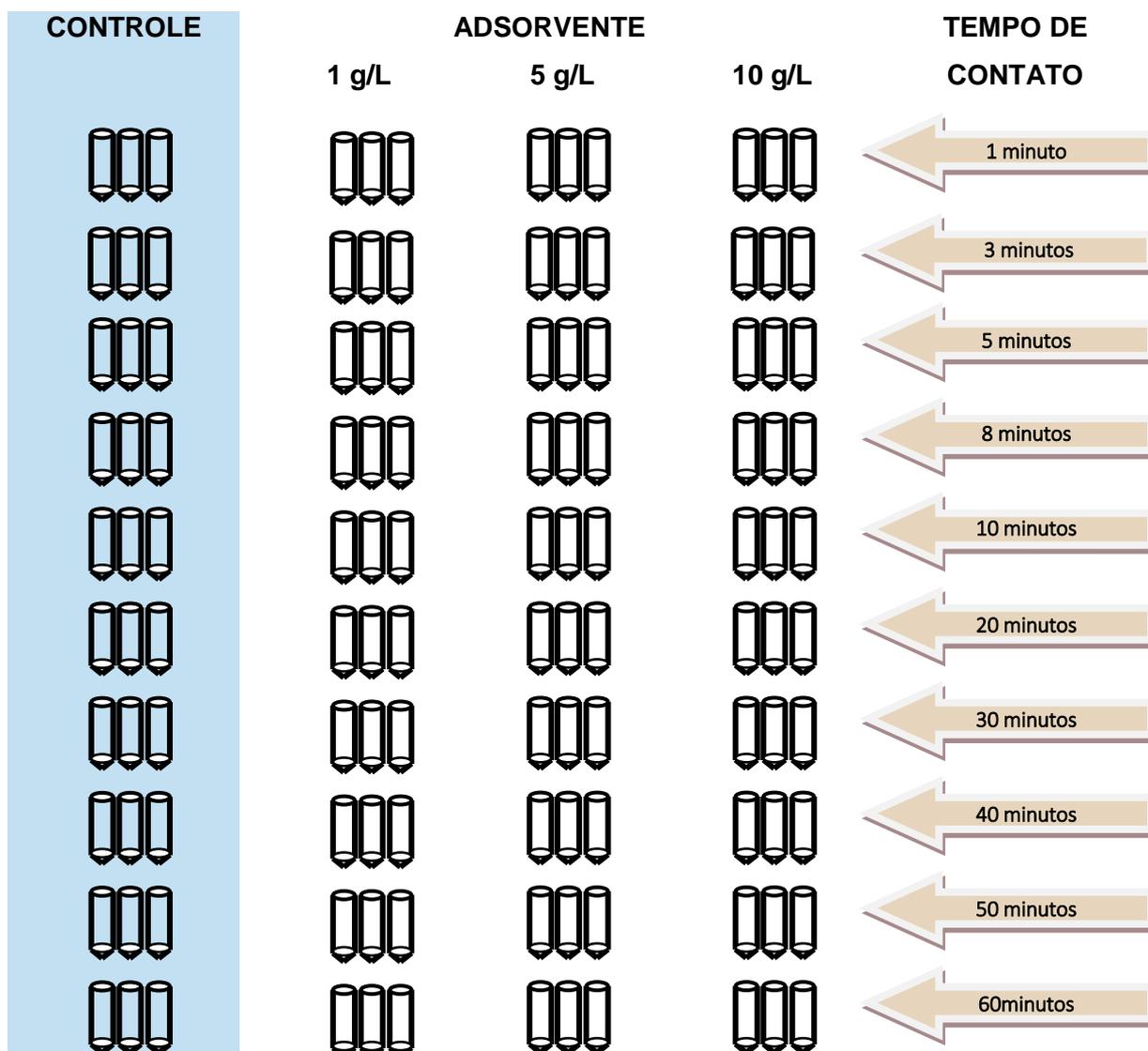
Figura 13 - Esquema sequencial dos experimentos de adsorção.



Fonte: Autor

O experimento foi repetido com pH corrigido, previamente, para 5, 7 e 10, objetivando perceber a influência do mesmo na adsorção do Al. A Figura 14 mostra o esquema do experimento realizado.

Figura 14 - Planejamento do teste de adsorção.



Fonte: Autor

3.6 ESTUDO DO PROCESSO ADSORTIVO

A eficiência de adsorção foi determinada a partir da concentração final do Al alcançada após os diferentes intervalos de tempo de contato com o adsorvente. Para verificar a eficiência na remoção do Al, após o processo de adsorção, foi utilizada a Equação .2.

$$e(\%) = \frac{(CA_0 - CA)}{CA_0} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde **e** corresponde à eficiência do processo, **CA₀**, equivale à concentração inicial de adsorvato (mg/L) e **CA** representa a concentração final de adsorvato (mg/L).

O cálculo da capacidade de remoção de adsorção foi baseado na seguinte Equação 3:

$$q_{ad} \left(\frac{mg}{g} \right) = \frac{(C_i - C_f) \times V}{M_{ads}} \quad (\text{Equação 3})$$

Na qual C_i é o valor inicial da concentração inicial do adsorvato, C_f a concentração após adsorção, ambos em mg/L, V o volume da amostra, posta em contato com o adsorvente, em L, e m_{ads} , a massa de adsorvente em g.

3.7 ENSAIO DE TOXICIDADE

Qualquer composto pode tornar-se tóxico, quando ultrapassa um determinado limite de concentração. Até mesmo um nutriente, em excesso, pode deixar de ser benéfico transformando-se em um inibidor do processo biológico.

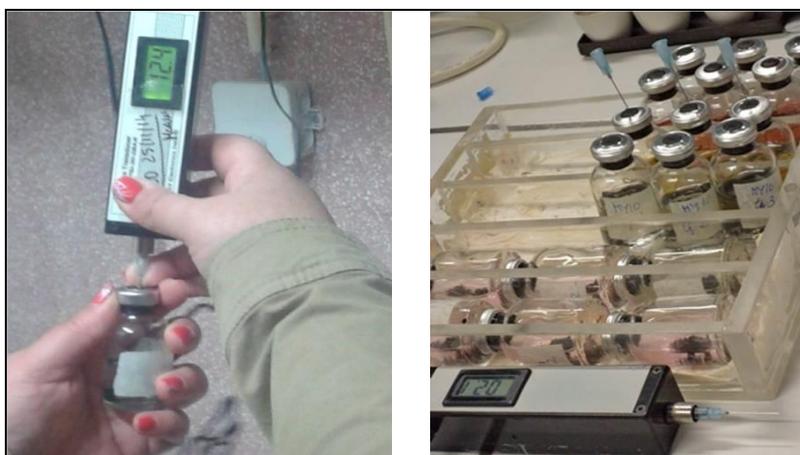
A biodegradabilidade anaeróbia, avaliada pelo teste da AME, contempla a determinação máxima da produção de metano através da conversão de substratos orgânicos em biogás, por meio de um consórcio de microrganismos anaeróbios. O ensaio de toxicidade consiste em testar, através da medição da AME sobre as archaea metanogênicas de um consórcio microbiano anaeróbio, o efeito tóxico ou não da incorporação de determinados compostos num meio onde atuam microrganismos.

Neste ensaio, foi testado o drenado, produzido no tratamento do lodo de ETA, antes e após tratamento com pó de concha de marisco e com CAP, na atividade das archaea metanogênicas, pertencentes ao grupo mais sensível à presença de compostos estranhos ao meio e/ou variações do ambiente.

O método usado para testar a toxicidade, baseia-se na técnica do transdutor de pressão (COLLERAN et al., 1992), que consiste na medição da pressão dentro de frascos selados, provocadas pela produção de biogás quando os substratos são degradados. O transdutor de pressão possui um sensor de diafragma com a finalidade de medir a pressão que aumenta ou diminui, estando ligado a um painel digital. O transdutor portátil permite adaptar uma agulha e as medições, em mV, que

são feitas através da inserção da agulha nos frascos selados (Figura 15). Após a última medição de pressão do biogás, produzido durante o ensaio, quando já se atingiu um patamar em que não há mais incremento de pressão, é mensurado o conteúdo de metano, e determinado, assim como, o volume do espaço livre e sólidos voláteis. O metano foi analisado por cromatografia gasosa, em cromatógrafo do modelo CP 9000 CHROMPACK, com um detector Flame Ionization Detector (FID) (2 m x 2 mm) e com N₂ a 30 mL/min, como gás de arraste. Um volume de 0,5 mL das amostras de biogás foi inserido, por injeção com uma seringa do tipo gás-tight da marca HAMILTON, no cromatógrafo.

Figura 15 - Foto do transdutor portátil para medição de pressão.



Fonte: Autor

Para o ensaio de toxicidade foi utilizada, como inóculo, a biomassa proveniente de uma indústria cervejeira, Sociedade Central de Cervejas, situada em Vila Franca de Xira. O acetato foi o substrato aplicado no teste. Antes de começar os ensaios, determinam-se os sólidos voláteis da biomassa, para saber a quantidade a adicionar aos reatores, onde ocorre o ensaio; de maneira que obtenha em cada um, aproximadamente 3,0 g/L (Equação 4).

$$\text{Sólidos Voláteis} \frac{(SV)g}{L} = \frac{(P1 - P2)}{Va} \quad (\text{Equação 4})$$

- ✓ P1 = Peso da amostra (g) após 24 h na estufa (105°C)
- ✓ P2 = Peso da amostra (g) após 1 h na mufla (550°C)
- ✓ Va = Volume da amostra (L)

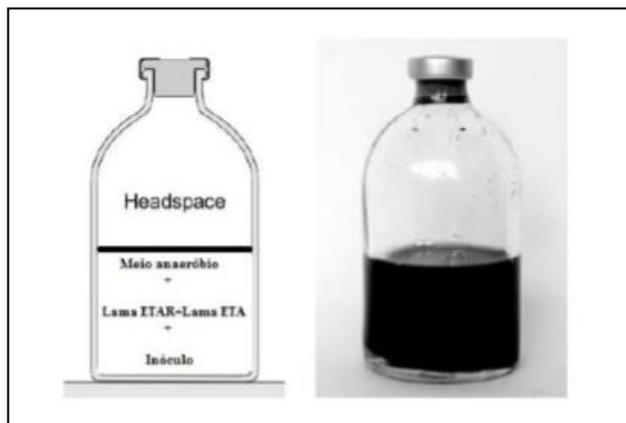
Para este ensaio, foram utilizados frascos de 25 mL, com volume de trabalho de 12,5 mL. Procedeu-se, então, a pesagem da biomassa granular para todos os reatores do ensaio, de forma a perfazer uma concentração no volume de trabalho de 3 gSV/L (Equação 5).

$$VV_{\text{biomassa}} = \frac{(3(\text{g/L}) \times V_{\text{work}})}{VS (\text{g/L})} \quad (\text{Equação 5})$$

Seguidamente, foi adicionada em todos os frascos, uma solução tampão constituída por 1 mL/L de resazurina (1 g/L), em água desmineralizada e 3 g/L de bicarbonato de sódio (NaHCO_3). Procedeu-se à lavagem do *headspace* com N_2/CO_2 (80/20 v/v), sendo posteriormente adicionado, também em todos os reatores, $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ até atingir 1 mM. O pH final foi de $7,0 \pm 0,2$. Por fim, os reatores foram todas colocadas à temperatura de 37°C e a 120 RPM, durante uma noite, para consumo do substrato residual (Figura 16).

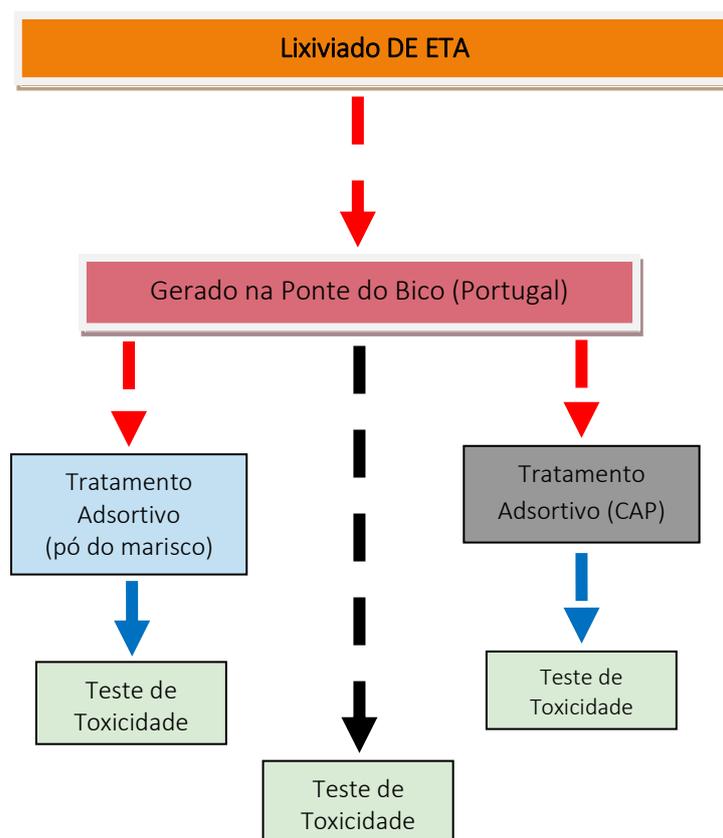
Os ensaios foram efetuados em triplicata, incluindo os efluentes brutos (drenado da ETA), produzidos na estação de Portugal; e os efluentes após o processo de adsorção. Para o efluente tratado por adsorção, foram escolhidos aqueles que apresentaram a melhor remoção de Al. Em paralelo, ensaios sem substrato (branco) e com acetato, porém, sem tóxico (controle) foram também efetuados por forma a medir a atividade metanogênica residual (branco) e a atividade metanogénica em condições ideais (substrato e sem tóxico). A Figura 17 ilustra o caminho desse procedimento.

Figura 16. Representação dos ensaios de Toxicidade.



Fonte: adaptado de (ANGELIDAKI & SANDERS, 2004).

Figura 17 - Esquema sequencial das etapas dos experimentos de adsorção, seguido do teste de toxicidade.



Fonte: Autor

No dia seguinte, as garrafas foram despressurizadas e, em seguida, adicionado o acetato a 3 mM, em todas; excetuando às três garrafas

correspondentes aos brancos do ensaio. Posteriormente, as mesmas garrafas foram novamente colocadas a $T = 37^\circ\text{e}$ a 120 RPM. Após uma hora, nestas condições, foi medida a pressão pela primeira vez.

Por fim, quando o valor de pressão foi estabilizado, deu-se o ensaio como terminado, procedendo-se, para cada garrafa, as seguintes determinações:

1. Quantificação do metano produzido através de uma análise por cromatografia gasosa, recorrendo a um GC *Chrompack* 9000, com detetor FID.
2. Quantificação do teor em sólidos totais e voláteis.

Medição do volume da fase gasosa, através da medição da pressão por um transdutor, antes e depois da injeção de 5 mL de ar, obtendo-se para cada garrafa a razão mV/ mL.

3. A AME da biomassa é calculada em mLCH₄/g SV.dia, segundo a Equação 6, pela relação entre o produto do declive inicial da curva de produção de metano (em mL/h) e a percentagem de metano com o teor em sólidos voláteis, correspondente a:

$$\text{mL CH}_4/\text{gVSS. dia} = \frac{(\% \text{CH}_4 \times \text{FC} \times \text{mV/h} \times 24 \text{ horas})}{100 \times \text{VSS}} \quad (\text{Equação 6})$$

4. Fator de Calibração - No cálculo da AME, a atividade dos brancos deve ser descontada das atividades obtidas das amostras em estudo, a fim de corrigir uma possível presença de substrato residual na biomassa. Já a atividade do controle, corresponde a 100%; logo se calcula a atividade da amostra pela Equação 7.

$$\% \text{ Atividade} = \frac{\text{mL CH}_4/\text{gVSS. dia} [\text{residuo ETA}] \times 100}{\frac{\text{mL}}{\text{g}} \text{VSSdia} [\text{controle}]} \quad (\text{Equação 7})$$

O desenvolvimento do teste de toxicidade foi realizado conforme desção nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5 - Planejamento do Teste de Toxicidade (a).

Ensaio	Biomassa (g)	Buster (mL)	Na ₂ S (mL)	Substrato (Acetato) (mL)	Resazurina (mL)	H ₂ O (mL)	V Toxico (mL)
Branco	A	B	0	D	E	12,5- (A+B+C+D+E)	0
Controle	A	B	C	D	E	12,5- (A+B+C+D+E)	0
Toxico	A	B	C	D	E		12,5- (A+B+C+D+E)

Fonte: autor (2016)

Tabela 6 - Planejamento do Teste de Toxicidade (b).

Ensaio	Biomassa (g)	Buster (mL)	Na₂S (mL)	Subst. (Acetato) (mL)	Resazurina (mL)	H₂O (mL)	V Toxico (mL)
Branco 1	0,5	0,04	0,1	0	0,1	11,76	0
Branco 2	0,5	0,04	0,1	0	0,1	11,76	0
Branco 3	0,5	0,04	0,1	0	0,1	11,76	0
Controle 1	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	11,635	0
Controle 2	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	11,635	0
Controle 3	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	11,635	0
Tóxico 1	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 2	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 3	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 4	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 5	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 6	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 7	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 8	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635
Tóxico 9	0,5	0,04	0,1	0,125	0,1	0	11,635

Tóxico 1, 2 e 3 – amostras de lixiviado bruto da ETA Ponte do bico; tóxico 4, 5 e 6 – amostras de lixiviado da ETA Ponte do bico que apresentou melhor resultado após o teste de adsorção com o adsorvente pó da concha do marisco; tóxico 7, 8 e 9 – amostras de lixiviado da ETA Ponte do bico que apresentou melhor resultado após o teste de adsorção com o adsorvente CAP.

Fonte: autor (2016)

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

O efluente do deságue do lodo, realizado por filtro prensa na ETA Ponte do Bico, apresentou as características físico-químicas descritas na Tabela 7.

Tabela 7 - Características do Efluente.

Parâmetros	Resíduo da ETA Ponte do Bico (Braga/Portugal)
pH	8,3
Condutividade (mS/cm)	4,35
DQO (mg O ₂ /L).	228,0
ST (mg/L)	2210,0
STF (mg/L)	104,0
STV (mg/L)	2106,0
Al (mg/L)	16,26
Ba (mg/L)	0,47
Ca (mg/L)	65,95
Cu (mg/L)	2,69
Fe (mg/L)	3,58
Mg (mg/L)	3,66

Fonte: autor (2016)

É possível observar que o efluente drenado do lodo da ETA possui elevado teor de Ca e Al, o que se deve à adição dos produtos, policloreto de alumínio (PAC) e CaCO₃, no tratamento, tanto da água como do lodo. Monteiro (2014) caracterizou o líquido proveniente do deságue de ETA por meio de manta geotêxtil, localizada na Região Metropolitana do Recife no estado de Pernambuco, encontrando DQO na faixa de 800,0 mg O₂/L e a presença dos metais como Al, Fe e Mn em concentrações elevadas, na ordem dos 30, 1,0 e 0,5 mg/L para Al, Fe e Mn, respectivamente. Verifica-se que o aspecto, tanto qualitativo como o quantitativo, está diretamente relacionado com a qualidade da água tratada nas referidas estações. As ETAs do Brasil tratam águas com elevada turbidez, principalmente em períodos chuvosos, que apresentam valores superiores a 100 NTU, enquanto a ETA Ponte do Bico trata água com turbidez inferior a 10 NTU, independente do período sazonal.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS ADSORVENTES

Vários autores estudaram a decomposição térmica do CaCO_3 , principal componente do pó da concha do marisco *Anomalocardia brasiliiana*, concluindo que acima de 800°C o material apresenta 44% de redução de sua massa. Esse valor representa o percentual de CO_2 presente na molécula de CaCO_3 ; isso mostra que o Ca presente no material calcinado, usado como adsorvente, encontra-se na forma de CaO, conforme Equação 8.



Os parâmetros físico-químicos do pó calcinado das conchas do marisco *Anomalocardia brasiliiana* e de CAP, adotados para esse trabalho estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Caracterização do pó das conchas do marisco *Anomalocardia brasiliiana*, determinados por Rimar (2013) e do CAP por Pereira et al. (2010).

Parâmetro	Pó das conchas do marisco	CAP
pH_{PZC}	8,82	8,4
DMP (nm)	2,11	1,0
SBET (m^2/g)	0,4	1032
W_{micro} (cm^3/g)	0,091	0,382
Teor em cinzas (%)	54,89	6,8
Ca (%)	23	-

Fonte: adaptador de Rimar (2013); Pereira et al. (2010)

O valor de pH_{pcz} dos adsorventes, pó de marisco *Anomalocardia brasiliiana* e o CAP, estão relacionado com os grupos funcionais presentes nas superfícies do material e os valores elevados (8,82 e 8,40) respectivamente, significa que possui mais grupos alcalinos tais como hidroxilas, carboxilas e aminas, que contribuem para uma superfície alcalina (LEE & DAVIS, 2001). Esses valores de pH_{pcz} , indicam ser mais favorável a adsorção de prótons em pH superior ao pH_{pcz} do adsorvente. Por outro lado, o pH abaixo desse valor é esperado que favoreça a adsorção de partículas negativas.

Os valores de DMP e de S_{BET} indicam tratar-se de materiais com porosidade diferentes. No caso do pó de marisco *Anomalocardia brasiliiana*, o baixo valor de

S_{BET} e DMP superior a 2 nm favorece uma superfície com mesoporos (2 - 50 nm). Enquanto que o CAP apresentou alto valor de S_{BET} e baixo DMP, inferior a 2NMP, faixa dos Microporos. Segundo Teixeira et al., (2001), quanto maior o valor S_{BET} , maior a microporosidade de material.

Os teores de cinzas influenciam na capacidade de adsorção, quanto menor esse teor, melhor será a adsorção, em decorrência da volatilização do material orgânico (RAMOS et al., 2009); CISNEROS & GONZÁLEZ, 2010). Os resultados mostram que o CAP possui baixo teor de cinza, e o pó do marisco, elevado teor, indicando uma melhor adsorção do CAP.

4.3 ESTUDOS DA ADSORÇÃO COM O PÓ DA CONCHA DO MARISCO *ANOMALOCARDIA BRASILIANA*.

4.3.1 Efeito do pH da solução

O nível de atração entre as moléculas em sistemas de adsorção pode ser alterado em função do pH do meio, que modifica a natureza da carga na superfície do adsorvente.

Os valores do pH de todas as amostras foram medidos antes do processo de adsorção e foram corrigidos para 5,0, 7,0 e 10,0, com uso de solução NaOH e HCl. Todavia, após adição do adsorvente, pó das conchas do marisco calcinado, o pH das amostras estabilizou e modificou entre 12,3 e 12,5, não importando o valor do pH da solução inicial, apresentado na Tabela 9. Estes efeitos causados pela adição do pó de ostra já foram apresentados por outros autores, como Zhu et al. (2007) e Medeiros et al. (2014). As capacidades de tamponamento deste pó das conchas deve-se ao fato de serem compostas, predominantemente, por $CaCO_3$ e formação do $Ca(OH)_2$, sugerindo que outros mecanismos podem estar contribuindo no processo de remoção do Al.

Tabela 9 - Variação do pH do efluente após adição do pó da concha do marisco *Anomalocardia brasiliiana*.

Amostra	Conc. do adsorvente (g/L)	pHi	pHf								
		T0	T3	T5	T8	T10	T20	T30	T40	T50	T60
P0	0	5,37	5,40	5,38	5,40	5,40	5,39	5,38	5,41	5,45	5,43
P1	1	5,36	12,46	12,65	12,65	12,63	12,59	12,60	12,61	12,55	12,52
P5	5	5,28	12,44	12,42	12,36	12,42	12,50	12,59	12,51	12,45	12,48
P10	10	5,07	12,50	12,40	12,42	12,45	12,35	12,25	12,31	12,46	12,44
P0	0	7,39	7,44	7,45	7,40	7,45	7,44	7,45	7,44	7,45	7,37
P1	1	7,53	12,43	12,37	12,49	12,44	12,57	12,48	12,44	12,48	12,45
P5	5	7,47	12,45	12,49	12,44	12,48	12,44	12,45	12,43	12,39	12,35
P10	10	7,25	12,49	12,46	12,44	12,43	12,45	12,46	12,43	12,40	12,43
P0	0	10,01	10,01	10,22	10,05	10,13	10,15	10,26	10,14	10,07	10,13
P1	1	10,21	12,48	12,42	12,45	12,45	12,46	12,42	12,41	12,43	12,42
P5	5	10,11	11,97	11,99	11,97	11,99	12,01	12,01	11,97	11,95	11,96
P10	10	10,37	12,10	12,12	12,10	12,13	12,12	12,12	12,10	12,10	12,09

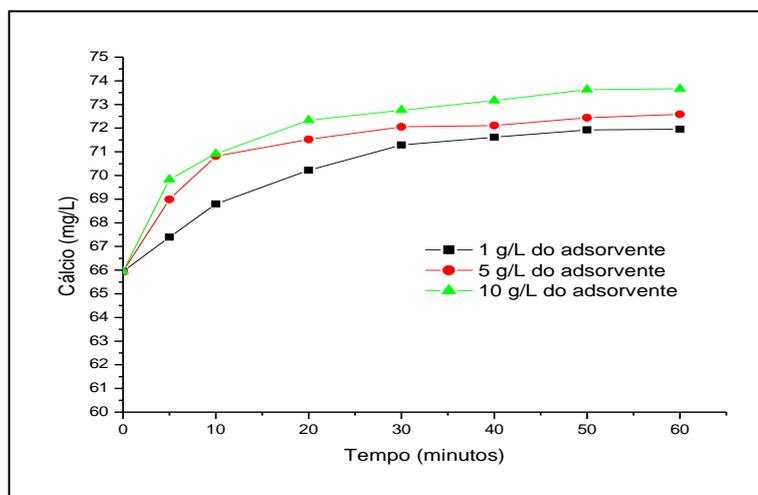
pHi – pH inicial; pHf – pH final

Fonte: autor (2016)

4.3.2 Concentração de cálcio

Foi realizada uma investigação da possível liberação de Ca da concha de marisco para o sobrenadante através do monitoramento do teor de Ca na solução final. As concentrações iniciais e finais estão ilustradas na Figura 18.

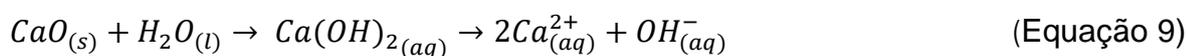
Figura 18 - Gráfico da concentração de cálcio no sobrenadante com variação de tempo.



Fonte: autor (2016)

Verifica-se um aumento nas concentrações do Ca presente na solução, indicando que pode estar ocorrendo a solubilidade do pó da concha do marisco. Este resultado está em conformidade com os de Rimar (2013) e Assis Filho (2014), os quais usaram o mesmo adsorvente para remover o Ferro e corante de efluente têxtil; respectivamente, ambos relataram haver dissolução do Ca.

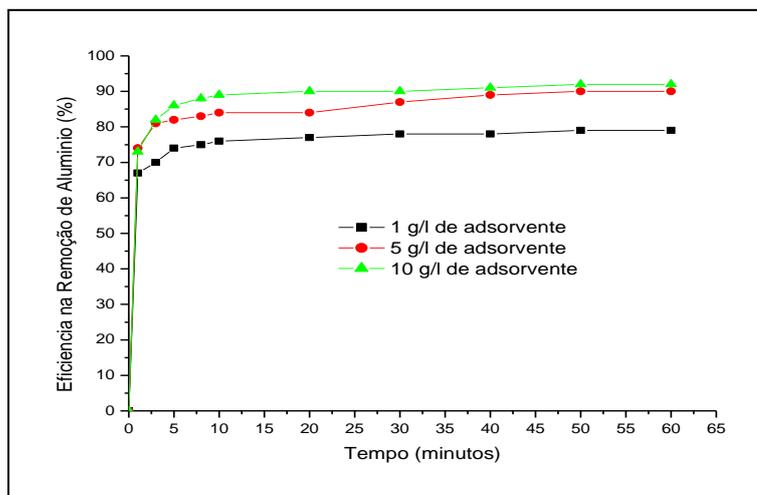
O rápido aumento do pH da solução está associado à dissociação do íon hidroxila, que são liberados no meio a partir da formação do hidróxido de cálcio (Ca(OH)_2), de acordo com a Equação 9 abaixo, demonstrando a hidratação do óxido de cálcio. Essa equação justifica o tamponamento do meio e o aumento da concentração de Ca.



4.4 EFICIÊNCIA DA ADSORÇÃO COM O PÓ DA CONCHA DO MARISCO *ANOMALOCARDIA BRASILIANA*

A Figura 19 mostra as curvas de eficiência de remoção do Al em função do tempo de contato com o pó das conchas do marisco *Anomalocardia brasiliiana*, nas concentrações de 1,0, 5,0 e 10,0 mg/L. As eficiências máximas alcançadas nas respectivas concentrações, foram: 79, 90 e 92%, ocorrendo nos primeiros 10 minutos de contato, o que indica tratar-se de um processo bastante rápido. Os resultados obtidos foram semelhantes aos encontrados no estudo realizado por Rimar (2013), utilizando o mesmo adsorvente, nas concentrações de 3,0, 5,0 e 10 mg/L, para remoção de ferro em amostras de águas subterrâneas, onde foram encontradas eficiências superiores a 80%, porém em um tempo de contato de 240 minutos.

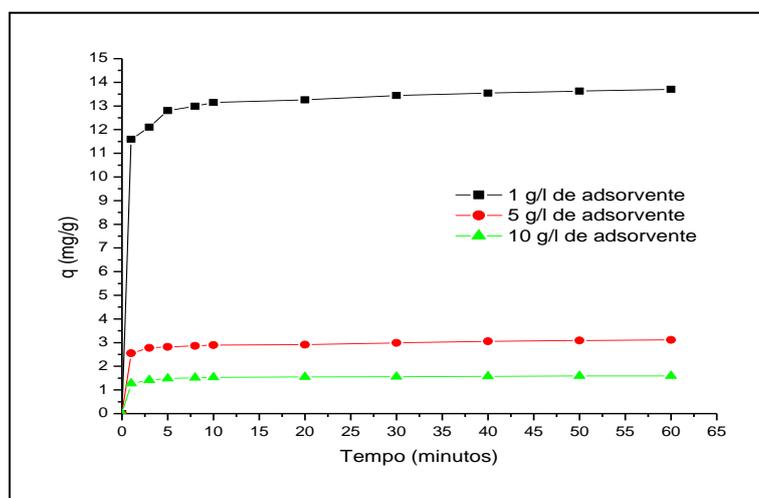
Figura 19 - Curvas de eficiência de remoção de Al, utilizando o pó das conchas do marisco pedra *Anomalocardia brasiliana*.



Fonte: autor (2016)

Pelas curvas cinéticas de adsorção de Al com diferentes concentrações do adsorvente, o pó do marisco *Anomalocardia brasiliana*, ilustradas na Figura 20, verifica-se que a quantidade de Al adsorvido por unidade de massa do adsorvente, diminuiu com o aumento da concentração do pó concha de marisco; provavelmente ocorre devido a uma maior disponibilidade da área superficial e, conseqüentemente, do número de sítios ativos, onde o equilíbrio ocorreu num tempo inferior a 10 minutos. Para as concentrações de 5 e 10 g/L de pó, o equilíbrio surge aos 5 minutos de contato, mas com 1 g/L observa-se um ligeiro aumento da adsorção do Al após esse tempo, mostrando que o pó da concha do marisco calcinado apresentou um bom desempenho adsorvente frente ao metal Al, numa concentração de 1 g/L de adsorvente.

Figura 20 - Curvas cinéticas de adsorção de Al com concentrações de 1,00, 5,00 e 10,00 mg /L, utilizando conchas do mariscos *Anomalocardia brasiliana*



Fonte: autor (2016)

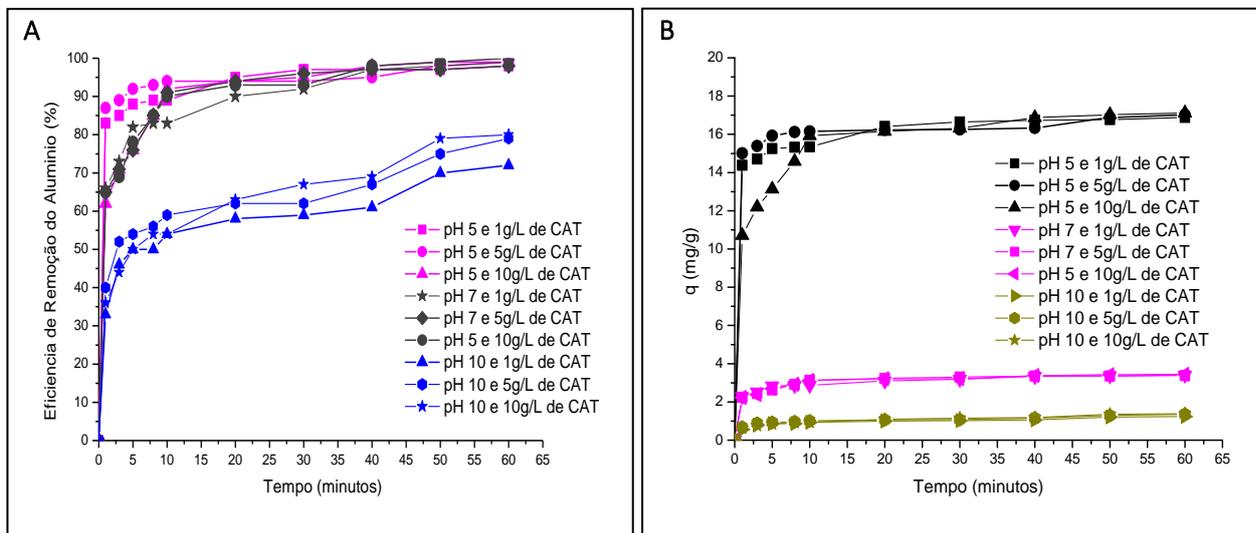
4.5 ESTUDOS DA ADSORÇÃO COM O CARVÃO ATIVADO EM PÓ

Os estudos de adsorção com o CAP foram realizados com o pH do efluente ajustado para 5, 7 e 10. As concentrações do adsorvente (CAP) utilizadas, foram 1, 5 e 10 g/L. Os resultados indicaram que o CAP apresenta uma boa eficiência na remoção do Al (Figura 4.21(A)). Com pH 5, após 5 minutos, 92% de Al foi removido, e a pH 7 de 90%, em 10 minutos. Com pH 10 a remoção não foi tão rápida, mas ainda assim, para pH 10, após 60 minutos, 80% de Al havia sido removido. A melhor eficiência a pH 5 e 7, deve-se ao fato do CAP a estes pH estar, negativamente carregado; o que favorece as interações eletrostáticas entre o CAP e o Al, positivamente carregado. Em relação à concentração de CAP, não se verificam diferenças significativas, observando uma ligeira melhoria com 5 g/L. O fato do processo funcionar bem com concentrações baixas de CAP, é bastante vantajoso em termos de custos.

A Figura 21. B mostra a capacidade adsortiva do CAP com tendência ao equilíbrio, após os 10 minutos de contato. Contrário ao comportamento com o pó da concha do marisco, não houve alteração no pH final da solução; sendo assim, a variação do pH (5, 7 e 10) da solução inicial afetou, de forma significativa, a

adsorção do Al. Visto que, assim exerceu influência nas características da superfície do adsorvente e nas espécies de Al presentes na solução.

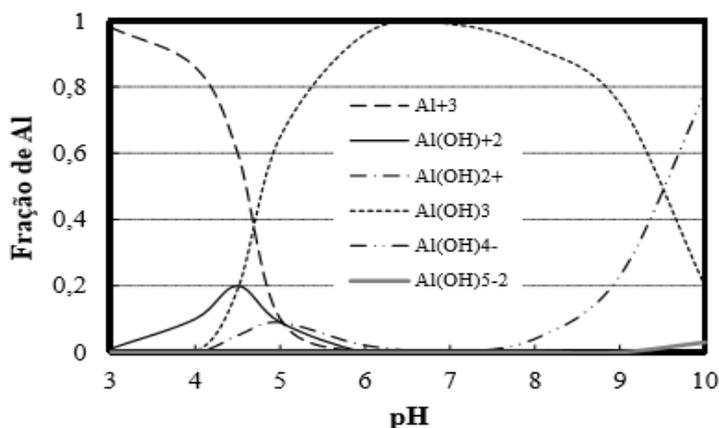
Figura 21 - (A) Eficiência de remoção de Al; (B) Curvas cinéticas de adsorção de Al. Ambos na condição de pH 5, 7 e 10 e concentrações de CAP de 1 g/L, 5 g/L e 10 g/L.



Fonte: autor (2016)

Segundo Silva (2011), as espécies polinucleares, resultados das reações de hidrólise, são as formas como o Al pode se apresentar no meio aquoso que variam em função do pH, conforme mostra a Figura 22.

Figura 22 - Distribuição das espécies de Al em função do pH.



Fonte:Silva (2011).

Os resultados, sob a ótica de interação eletrostática, indicam que a atração entre as cargas negativas, na qual o Al se encontra solúvel na forma complexada como $[Al(OH)_4]^-$, que aparece na faixa de pH 4 – 6 e 7,5 - 9,5 e a superfície do CAP que, carregada positivamente, favorece a adsorção na condição de pH 5 e 7. Já no

pH 10, ou seja, acima do valor do PZC, a adsorção é desfavorecida, uma vez que haverá uma repulsão eletrostática complexo/superfície. Oliveira (2014), em seu estudo, encontrou remoção satisfatória de Al usando CAP e efluente com pH na faixa de 7,5 – 8,5. O que corrobora com os resultados dessa pesquisa, onde a espécie $[Al(OH)_4]^-$ é adsorvida na superfície do CAP.

4.6 COMPARAÇÃO DOS ADSORVENTES

A Tabela 10 mostra as eficiências de remoção do Al pelos dois adsorventes usados nessa pesquisa: o pó da concha do marisco e o CAP. Nos dois casos, houve elevada remoção de Al. No caso do uso do pó da concha de marisco, devido ao pH superior ao pH_{PZC} 8,82, a remoção pode ser atribuída à adsorção de produtos da hidrólise e ou precipitação do metal como hidróxidos insolúveis coloidais, $Al(OH)_{3(s)}$, formando camadas sucessivas na superfície do adsorvente, e ou troca iônica. A troca iônica também foi verificada por Ghazy et al., (2005), no estudo da remoção do Al, usando com adsorvente o pó do mármore, material rico em $CaCO_3$. O autor verificou a permuta do Al pelo Ca, em situações de pH elevado, pela identificação do aumento do teor de Ca na solução e formação de carbonato de alumínio $[Al_2(CO_3)_3]$.

Tabela 10 - Eficiência de remoção de Al do efluente tratado com o pó da concha do marisco e com o CAP, variando o pH do efluente, concentração do adsorvente (CAP) e tempo de contato.

Tempo (Min)	Pó da concha do marisco			Carvão Ativado em Pó									
	pH_{PZC} 8,82 / pH sol. 12,5			pH_{PZC} 8,4 / pH sol. 5			pH_{PZC} 8,4 / pH sol.7			pH_{PZC} 8,4 / pH sol.10			
	1 g/L	5 g/L	10 g/L	1 g/L	5 g/L	10 g/L	1 g/L	5 g/L	10 g/L	1 g/L	5 g/L	10 g/L	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
1	67,23	73,86	73,52	83,40	87,04	62,11	65,93	65,26	64,67	32,56	39,85	36,26	
3	70,24	80,69	81,85	85,30	89,24	70,71	73,13	70,71	68,95	45,61	51,57	44,17	
5	74,28	81,81	86,09	88,48	92,36	76,16	82,27	76,10	77,98	50,26	53,72	49,53	
8	75,36	82,91	87,87	88,86	93,48	84,58	83,05	84,70	84,78	50,39	56,27	53,51	
10	76,27	84,04	89,12	88,97	93,67	92,40	83,30	90,70	90,47	54,20	58,79	53,87	
20	76,90	84,55	89,68	95,21	94,13	93,71	89,71	93,88	92,99	58,00	61,69	63,09	
30	78,01	86,74	90,54	96,55	94,27	94,64	92,30	95,71	93,02	59,44	62,44	67,36	
40	78,55	88,61	91,25	97,05	94,71	97,87	96,80	97,30	97,87	61,14	67,03	68,55	
50	79,06	89,69	92,09	97,27	97,90	98,75	97,71	97,50	99,19	70,17	75,20	78,88	
60	79,48	90,33	92,18	97,93	98,74	99,26	98,63	98,11	99,84	71,74	78,83	80,09	

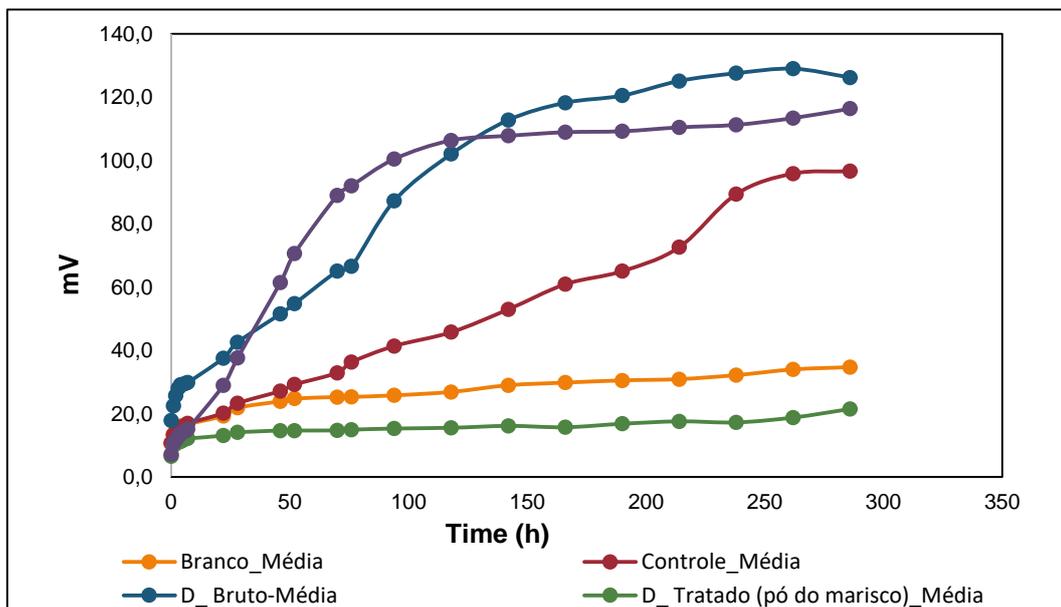
Fonte: autor (2016)

4.7 TESTES DE TOXICIDADE

Com o objetivo de propor a co-digestão do líquido drenado do lodo de ETA, com efluente de doméstico, ETE, foi necessário averiguar, previamente, se poderá existir algum efeito de inibição ou toxicidade na atividade microbológica, associado a este tipo de efluente, drenado da ETA Ponte do Bico, nas condições sem tratamento de adsorção e pós-tratamento, no tempo referente à maior eficiência de remoção de Al, e lodo granular anaeróbio – substrato acetato.

O objetivo deste teste foi monitorar a produção de biogás, na presença de um inibidor de atividade específico, neste caso, o Al presente no drenado de ETA. O substrato usado foi acetato de sódio, e as concentrações de Al presente nas soluções foram 17,24, 1,68 e 0,17 mg de Al/L. A Figura 23 mostra as curvas de pressão versus tempo usada para o cálculo da AME.

Figura 23 - Curvas de pressão versus AME.



Na Tabela 11 estão apresentadas as relações entre a concentração de Al e a AME, com substrato acetato. As amostras D_Bruto (Portugal), D_pós ads._pó e D_pós ads.CAP, correspondem ao drenado bruto da ETA Ponte do Bico drenado após adsorção com o pó da concha do marisco e com o CAP, respectivamente. Testaram-se as amostras que deram melhores resultados em termos de remoção de Al.

Tabela 11 - Relações entre a AME, concentração de Al e pH para as amostras antes e após o tratamento de adsorção com pó de concha de marisco e com CAP.

Amostras	AME-Máxima (mLCH₄/STP/gVSS.d)	Al (mg/L)	pH	Condição do tratamento adsortivo
Controle (Substrato Acetato)	13,39	0	7,0	Sem tratamento adsortivo
D_Bruto (Portugal)	17,0	17,07	7,0	Sem tratamento adsortivo
D_pós ads._pó	4,61	1,68	12,5	90% de eficiência; concentração do pó de 10 g/L; tempo de contato de 30 minutos.
D_pós ads. CAP	42,7	0,17	7,0	99% de eficiência; concentração do pó de 10 g/L; pH 7; tempo de contato de 50 minutos.

Fonte: autor (2016)

De acordo com a Tabela 11, verifica-se um ligeiro aumento da AME no efluente bruto, o que se deverá à matéria orgânica existente nessa amostra. No entanto, quando comparada com a AME do mesmo efluente após o tratamento de remoção do Al com o CAP, é menos de metade, 17 e 42,7 mLCH₄/STP/gVSS.d) para o efluente bruto ante e após adsorção com CAP, respetivamente. Este resultado leva-nos a concluir que, apesar da matéria orgânica existente no efluente bruto e que deve ter sido usada como substrato, aumentando a AME, o Al presente teve um efeito tóxico e por isso a AME foi menor do que após tratamento. Por outro lado, após o tratamento com o pó de concha de marisco, a atividade foi muito baixa, o que se justifica pelo pH elevado imposto pelo tratamento, 12, 5. As archeas metanogências tem um pH ideal entre 6 e 7, e são muito sensíveis a flutuações desse parâmetro. Segundo Pereira et al. (2009), no tratamento anaeróbio, a faixa ideal de pH é entre 6,5 e 7,5. Sistemas com pH baixo, inferior a 6,5, pode indicar altas concentrações de ácidos graxos, que são tóxicos ao consórcio microbiano na sua forma não ionizável, além de modificar a rota metabólica, formando os ácidos propiônico e butírico, diminuindo as taxas de produção de metano. Malina e Pohland (1992) já afirmavam que não se encontra bactérias acetoclásticas em um meio com pH extremamente alcalino. A pesquisa de Drumond (2013), que estudou o tratamento anaeróbio em conjunto de lodo de ETE e ETA, não apontou nenhuma toxicidade significativa desse lodo. Da mesma forma, os estudos de Silva (2014),

observou um efeito benéfico na introdução do lodo de ETA, no tratamento anaeróbio de lodo de ETE, encontrando uma produtividade de metano superior. O autor sugere que a adição do lodo de ETA, no tratamento anaeróbio, favorece ao sequestro de CO_2 , aumentando o percentual de metano mais limpo. Logo, a toxicidade apresentada pelas amostras tratadas por adsorção, com o pó da concha de marisco, não está associada à concentração do Al, que nessas amostras já é muito baixa.

5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

5.1 CONCLUSÕES

A pesquisa mostrou que os adsorventes, o pó da concha do marisco *Anomalocadia brasiliiana* e o CAP, foram eficientes na remoção do Al. Nos dois casos, houve elevada taxa de remoção, superior a 80%. Todavia o pó da concha de marisco deixa lacunas que precisam ser aprofundadas, quanto a que processo de remoção pode ser atribuído: adsorção de produtos da hidrólise e ou precipitação do metal como hidróxidos insolúveis coloidais - ou mesmo troca iônica - visto que houve um aumento do teor de Ca na solução.

Os estudos de adsorção com o CAP foram realizados com o pH do efluente ajustado para 5, 7 e 10, os resultados indicaram que o CAP apresentou uma boa eficiência na remoção do Al. Com pH 5, após 5 minutos, 92% de Al havia sido removido e a pH 7 de 90%, em 10 minutos. Com pH 10, a remoção não foi tão rápida, mas ainda assim, para pH 10, após 60 minutos, 80% de Al fora removido. A melhor eficiência a pH 5 e 7, deve-se ao fato do CAP a estes pH estarem, negativamente carregado, o que favorece as interações eletrostáticas entre o CAP e o Al, positivamente carregado. Em relação à concentração de CAP, não houveram diferenças significativas, acusando uma ligeira melhoria com 5 g/L, onde o processo funciona bem com concentrações baixas de CAP, o que é vantajoso em termos de custos, visto ser fator limitante para seu uso.

O teste de toxicidade mostrou que apenas a amostra de drenado, submetida ao tratamento de adsorção com o pó da cocha do marisco, apresentou elevada toxicidade, devido ao pH alcalino da solução. Assim, o pré-tratamento com o pó da concha do marisco sera inviável, se após tratamento por adsorção esses efluentes forem encaminhados para tratamento biológico em conjunto com esgoto doméstico, visto que ocorre elevação do pH, a valores que inibem a atividade das bactérias metanogênicas.

5.2 PERSPECTIVAS

Recomenda-se que sejam realizados trabalhos a fim de avaliar os parâmetros termodinâmicos e de dessorção do Al nos adsorventes testados.

Realizar estudo de comparação da adsorção de um efluente real com o efluente sintético, para analisar o efeito da presença de outros contaminantes presente no efluente real.

Estudar a adsorção do Al em coluna de leito fixo, com os adsorventes testados, para uma futura e possível aplicação industrial.

Estudar o possível efeito da precipitação do cálcio.

6 REFERÊNCIAS

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR-10004: Classificação dos resíduos sólidos**. 2004.
- ABNT/NBR - 10004. **Associação Brasileira de Normas Técnicas. Resíduos sólidos – Classificação**. 2a Ed. 2004.
- ALBUQUERQUE, A. M. A. **Avaliação de metais e radionuclídeos em amostras de água e lodo de estações de tratamento de água da região metropolitana do Recife**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares - PROTEN, 2013.
- ALFREDO, A. P. C. **Adsorption of methylene blue in potato peeling batch and fixed bed column system**. 2013. 50f. Trabalho de conclusão de curso – Curso Superior de Tecnologia em Processos Químicos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Toledo, 2013.
- ALVARINHO, S. B.; MARTINELLI, J. R. **Utilização de alumina para a remoção de fluoretos em águas e efluentes**. Journal article. Cerâmica; v. 46, n. 298, p. 104 - 117, Jun. 2000.
- ANGELIDAKI, I. & SANDERS, W. **Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants**. Rev Environ Sci Biotechnol 3: 117. doi:10.1007/s11157-004-2502-3 (2004)
- ANTERINO S., PAIVA, T. M. N., SILVA P., ZOBY, L. C., FERREIRA, J. M., MOTTA SOBRINHO, M. A. **Adsorção do corante eosina a partir de solução aquosa utilizando cascas de marisco *Anomalocardia brasiliensis***. XX Congresso de Engenharia Química - COBEQ. Florianópolis, 2014. Anais.
- AOAC. ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analysis**. Edited by Patricia Cunniff .17th ed, v.2., cap. 37, 42 e 44, 2000.
- APOSTOL, L.C.; PEREIRA, L.; ALVES, M.M.; GAVRILESCU, M. 2010. **Agro waste used as natural sorbents for acid red 51 uptakes**. ICAMS 2010 - Proceedings of the 3rd International Conference on Advanced Materials and Systems. Bucharest, Romania, 16 - 18 Sep, p. 356 - 356.
- ARAÚJO, A. M. de. **Avaliação operacional e características do lodo gerado na indústria da água do litoral sul de Pernambuco** – Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos; 2006; 136 f; Universidade Federal de Pernambuco.
- ASSIS FILHO, R. B. **Uso do Resíduo de Malacocultura como Adsorvente de Corantes Têxteis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Pernambuco, Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco, 2014.

AYRANCI, E.; HODA, N.; BAYRAM, E., **Adsorption of benzoic acid onto high specific area activated carbon cloth**. Journal of Colloid and Interface Science, 284, 2005, 83.

AZARGOHAR, R.; DALAI, A.K. **Production of activated carbon from Luscar char: Experimental and modeling studies**. Microporous and Mesoporous Materials v.85, p. 219 - 225, Agos. 2005.

BATISTA, B.B.; SANTOS, M.V.; SILVA, H.R.T.; EGERT, P.; MARCONDES, L. F. T.; **Bloco Verde: reaproveitamento de resíduos da construção civil e de conchas de ostras e mariscos**. VI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL - VI SBEA. Serra Negra, 2008. Anais.

BESINELLA JUNIOR, E.; MATSUO, M. S.; WALZ, M.; SILVA, A. F.; SILVA, C. F. **Efeito da temperatura e do tamanho de partículas na adsorção do corante Remazol Amarelo Ouro RNL em carvão ativado corante Remazol Amarelo Ouro RNL em carvão ativado corante Remazol Amarelo Ouro RNL em carvão ativado**. Acta Scientiarum. Technology. Maringá, v. 31, n. 2, p. 185 - 193, 2009.

BOCCHESI, D. F.; ARAÚJO, E. M.; SANT'ANNA, F. S. P. **Projeto valorização dos resíduos da maricultura: eliminação de matéria orgânica de conchas de ostras por processo biológico**. Universidade Federal de Santa Catarina, 25f, Florianópolis - SC, 2008.

BOICKO, A. L.; HOTZA, D.; SANT'ANNA, F. S. P. **A utilização de Conchas Provenientes da atividade de Ostreicultura no Distrito de Ribeirão da Iha, Florianópolis, SC, Brasil, como Matéria Prima: aspectos ambientais e tecnológicos**. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, 2004, Porto Alegre. Anais IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2004.

BONIOLO, M.R. et al. **Biomassa residual para remoção de íons urânio**. Química Nova, v. 33, n.3, p. 547 - 551, 2010.

BORBA, C. E. **Modelagem da remoção de metais pesados em coluna de adsorção de leito fixo**. Dissertação de mestrado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, 2006.

BUTT, H. J.; GRAF, K.; KAPPL, M. **Physics and chemistry of interfaces**. 2nd ed. Weinheim: Wiley - VCH, 2006. 355 p..

CARVALHO, S.L. B.V. **Remoção de ferro por adsorção pela macrófita aquática Eichhornia Crassipes**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

CHAVES et al. **Adsorção de zinco em Argissolos do Estado da Paraíba: efeito do pH**. Rev. Ciênc. Agron., v. 39, n. 4 p. 511 - 516, out - dez, 2008.

CHIERIGHINI, D.; BRIDI, R.; ROCHA, A. A.; LAPA, K. R. **Possibilidades do uso das conchas de moluscos**, In: International Workshop advances in cleaner production, 3, 2011. São Paulo.

CHONG, MI HWA et al. **Fire-retardant plastic material from oyster-shell powder and recycled polyethylene.** Disponível em: <<http://www.onlinelibrary.com/doi/10.1002/app.22484.pdf>>. Acesso em: 08 de mar. de 2012.

CIOLA. R, **Fundamentos da catálise**, 1ª edição, Editora Moderna, Editora da Universidade de São Paulo, SP, 1981.

CISNEROS, C.M.A., GONZÁLEZ, .P.E. **Characterization of Manihot and preparation of activation carbon.** 30, (2010), p. 1 - 7.

CLAUDINO, A. **Preparação de carvão ativado a partir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, pp. 100, 2003.

COLLERAN E., CONCANNON F., GOLDEM T., GEOGHEGAN F., CRUMLISH B., KILLILEA E., HENRY M. and COATES J. (1992). **Use of methanogenic activity tests to characterize anaerobic sludges, screen for anaerobic biodegradability and determine toxicity thresholds against individual anaerobic trophic groups and species.** Water Science and Technology.

CORDEIRO, J. S., & REALI, M. A. P. (1999). **Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água.** Rio de Janeiro: ABES, p. 1 - 18.

DO, D. D. **Adsorption Analysis: Equilibria and Kinetics.** Series on Chemical Engineering: Australia. v. 2, 913, p. 1998.

DRUMOND, A. A. **Estudo em bancada da interferência na aplicação de resíduo de ETA no sistema de tratamento de esgoto.** DISSERTAÇÃO (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Rio de Janeiro, 2013.

FERNANDEZ, R. **Adsorventes alternativos para remoção de fenol em solução aquosa.** Dissertação (Mestrado). Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

FIGUEIREDO, F.; NUVOLARI, A. **Uso do Lodo de Estação de Tratamento de Água na Fabricação de Tijolos Cerâmicos Maciços.** São Roque, 2002. Instituto de Química, Universidade de São Paulo.

FOGLER, H.S. **Elementos de Engenharia das Reações Químicas**, LTC, Brasil, p. 542 - 551 2002.

FONTANA, A. O. **Sistema de Leito de Drenagem e Sedimentador como Solução para Redução de Volume de Lodo de Decantadores e Reúso de Água de Lavagem de Filtros – Estudo de Caso – ETA Cardoso.** São Carlos, 2004. 161f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos.

FOUST, A. S.; WENZEL, L. A.; CLUMP, C. W.; MAUS, L.; ANDERSEN, L.B.; **Principles of Unit Operations**. 2a ed. John Wiley & Sons, NY, 1980.

FRANCO, E, S. **Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção de turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. PROÁGUA, Universidade Federal de Ouro Preto. p. 187, 2009.

FU, F.; WANG, Q. **Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review**. Journal of Environmental anagement, v. 92, n. 3, p. 407 - 418, Mar 2011.

GHAZY, S. E. , SAMRA, S. E. Mahdy, A. M. & El-Morsey, S. M. (2005) **Kinetic Investigation of the Removal of Aluminum from Water Samples by Adsorption Onto Powdered Marble Wastes**, *Separation Science and Technology*, 40:9, 1797 - 1815.

GILES C. H.; D' SILVA, A. P. D., TRIVEDI, A. S. **Surface area determination**. London: Butterworth; 135 - 47, 1970.

GOMIDE, R. **Operações Unitárias**. 1ª Edição, São Paulo: Reynaldo Gomide (Edição do Autor), v. 4, Cap. IV, pág. 311 – 331, 1988.

GONÇALVES G.K., BORTOLON L, MEURER E.J, GONÇALVES D.R.N., SOUSA R.O., FAGUNDES S.M. **Extratores de fósforo para o arroz irrigado em solos adubados com fosfato natural reativo**. RCi Agrovet. 2012; 11: 196 - 204.

GRATUITO, M. K. B.; PANYATHANMAPORN, T.; CHUMNANKLANG, R.A.; SIRINUNTAWITTAYA, N.; DUTTA, A., **Production of activated carbon from coconut Shell: Optimization using response surface methodology**. Bioresource Technology, 99, 2007. 4887.

GREGG, S. J.; SING, K. S. W. **Adsorption, Surface Area and Porosity**, 2 ed., Academic Press: London, 1982.

GUERRA, R.C. & ANGELIS, D.F.D. R.C. **Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário**. Arq. Inst. Biol., São Paulo, v. 72, n. 1, p. 87 - 91, jan./mar., 2005.

GUERRA, R.C.; ANGELIS, D.F.D.; **Classificação e Biodegradação de Lodo de Estação de Tratamento de Água para Descarte em Aterro Sanitário**. Rio Claro, 2005. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências e Departamento de Bioquímica e Microbiologia.

GUPTA, V.K., CARROTT, P.J.M., RIBEIRO CARROTT, M.M.L., SUHAS. 2009. **Low-Cost Adsorbents: Growing approach to waste water treatment – a Review**. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39, 783 – 842.

GÜRSES, A.; DOCGAR, C.; KARACA, S.; AÇIKYILDIZ, M.; BAYRAK, R. **Production of granular activated carbon from waste Rosa canina sp. seeds and its adsorption characteristics for dye**. Journal of Hazardous Materials B, v. 131, p. 254 - 259, Novembro, 2005.

HOEHNE, L. **Uso do filtro com carvão ativado para tratamento de amostras contendo metais e corante.** Revista destaques acadêmicos, vol. 7, n. 4, 2015 - CETEC/UNIVATES.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; ANDREOLI, C. V.; SALES, A.; JOUKOSKI, A. **Estudo da Incorporação do Lodo Centrífugado da Estação de Tratamento de Água de Passaúna em Matriz de Concreto com Dosagem de 3%.** 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, 2003.

IUPAC: União Internacional de Química Pura e Aplicada. **Reporting Physisoption data for gás/solid systems**, v. 54, p. 2201 - 2218, 1982.

JIS K., 1474. JAPANESE INDUSTRIAL STANDARD: **Test methods for activated carbon.** Japanese Standards Association, Tokyo, 1992.

KANITIZ J.O.; GURGEL, L. V. A.; DE FREITAS, R. P.; GIL, L. F.; **Adsorption of Cu(II), Cd(II) and Pb(II) from aqueous single metal solutions by mercerized cellulose and mercerized sugarcane bagasse chemically modified with EDTA dianhydride (EDTAD).** Carbohydrate Polymers, v. 77, n. 3, p. 643 - 650, 2009.

KATAYAMA, V.T. **Quantificação de produção de Lodo de Estações de Tratamento de Água de Ciclo Completo: uma análise crítica.** Dissertação de Mestrado - Escola Politécnica de São Paulo, 2012.

KAWAHIGASHI, F. et al., **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado.** Eng Sanit Ambient | v.19 n.3 | jul/set 2014 | p. 235 - 244.

KWON, H.; LEE, C. W.; JUN, B. S.; YUN, J. WEON, S. Y; KOOPMAN, B. **Recycling waste oyster shells foreutrophication control. Resources, onservation and Recycling, Masan,** Coréia do Sul, n. 41, p. 75 - 82, 20 ago., 2003. Disponível em: <<http://projetoconchas.ufsc.br/upload/arquivos/1197924433.PDF>>. Acesso em: 04 de ago. de 2012.

KWON, HYOK - BO et al. **Recycling water oyster shells for eutrophication control.** Resources, Conservation and Recycling. Masan, Coréia do Sul, n. 41, p. 75 - 82, 20 ago. 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 17 de set. de 2011.

LEE, S. M., DAVIS, A. P, **Removal of Cu (II) and Cd (II) from aqueous solution by seafood processing waste sludge.** Water Research, 35, 2001, 534.

LINS, G. A. **Avaliação de Impactos Ambientais em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE).** Rio de Janeiro, 2010. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

LO MONACO P. A. V. et al., **Utilização do farelo de conchas de vôngole na adsorção de fósforo e como corretivo da acidez do solo.** Eng. Agríc., Jaboticabal, v.32, n.5, p. 866 - 874, set./out. 2012.

MALINA, J. F.; POHLAND, F. G. 1992. **Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes**. Lancaster: echnomic. (Water Quality Management Library, v. 7).

MASEL, R. **Principles of Adsorption and Reaction on solid Surfaces**. Wiley Series in Chemical Engineering. 1996.

MEDEIROS, M. T. S.; ASSIS FILHO, R. B.; MOTTA, M. A.. **Adsorção do corante indosol azul turquesa em conchas de mariscos Brachidontes solisianus calcinadas**. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales, 2014.

MINURA, A.M.S.; SALES, J.R.C.; PINHEIRO, P.C. Atividades experimentais simples envolvendo adsorção sobre carvão. Química Nova na Escola, v. 32, n. 1, 2010.

MISHRA, S.B., MISHRA, A.K., KHAN, M.A. **Decolourization of pulp and paper mill effluents using heat-treated coal: a comparison with activated charcoal**. Environ. Chem. Lett., v. 8, p. 231 - 235, 2010.

MONTEIRO, N.B. **Características de lodos de estações de tratamento de água desidratados por sistema geotêxtil: um estudo de caso**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2014.

MORENO - CASTILLA, C. **Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials**. Carbon, v. 42, p. 83 – 94, 2004.

MÜLLER, C.C. et al., **Adsorção em carvão ativado em pó para remoção de microcistina de água de abastecimento público**. Eng Sanit Ambient | v. 14 | n. 1 | jan/mar 2009 | p. 29 - 38.

OLIVEIRA L. R, BARROS M. A. FRANCO JÚNIO, R M. R. **Processo contínuo de adsorção de alumínio em coluna de carvão ativado**. X encontro Brasileiro sobre adsorção. Guarujá, SP, 2014. Anais.

OLIVEIRA, E. H. C. de. **Adsorção de corantes da indústria têxtil (Indosol) em resíduos industriais (Lama Vermelha e Argila Esmectita)**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2010.

OLIVEIRA, J. C. S. *et al.* **Importância do carbonato de cálcio na fabricação de tijolos**. Recife, 2011. Disponível em: <<http://www.ceramicaindustrial.org.br/pdf/v16n5-6/v16n5-6a07.pdf>>. Acesso em: 25 de maio de 2012.

ONAL, Y. **Kinetics of adsorption of dyes from aqueous solution using activated carbon prepared from waste apricot**. J. Hazard. Mater., 137, p. 1719 - 1729, 2006.

PEDROSA, L. F. C.; COZZOLINO, S. M. F., **Composição centesimal e de minerais de mariscos crus e cozidos da cidade de Natal/RN**, Ciênc. Tecnol. Alime, Campinas, 21, 2001, p. 154.

PEREIRA L, PEREIRA R, PEREIRA M.F.R., VAN DER ZEE F.P., CERVANTES F.J, ALVES M.M (2010) **Thermal modification of activated carbon surface chemistry improves its capacity as redox mediator for azo dye reduction**. Journal of Hazardous Materials, 183, p. 931 – 939.

PEREIRA, E. P.; OLIVEIRA, L. C. A., VALLONELL, A.; SAPAGLL, K. Pereira, M.. **Preparation of activated carbon at low carbonization temperatures: utilization of FeCl₃ as an alternative activating agent**. Quim. Nova, v. 31, n. 6, p. 1296 - 1300, 2008.

PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. **Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator de manta de lodo(UASB) tratando efluente da suinocultura**. Ambi-Água. Taubaté, v. 4, n. 3, 2009.

PEREIRA, V. E. **Disposição de lodo adensado de ETA em ETE com tratamento primário quimicamente assistido**. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2011.

PERILLI, T. A. G., SICUPIRA, D. C., MANSUR, M. B. e LADE, A. C. Q. **Avaliação da capacidade adsorptiva de carvão ativado para a remoção de manganês HOLOS**, Ano 30, Vol.3 - Edição Especial - XXV ENTMME / VII MSHNT. 2014.

RAMOS, P.H., GUERREIRO, M.C., RESENDE E.C., GONÇALVES, M., **Produção e caracterização de carvão ativado a partir do defeito preto, verde, ardido (PVA) do café**. Química Nova, p. 1139 - 1143. 2009.

RICHTER, C. A. **Tratamento de Lodo de Estação de Tratamento de Água**. 1º edição. São Paulo, 2001.

RICORDEL, S.; TAHA, S.; CISSE, I.; DORANGE, G. 2001. **Heavy metals removal by adsorption onto peanut husk carbon: characterization, kinetic study and modeling**. Separ. and Purific. Tech. , v. 24, p. 389 - 401.

RIMAR, K. K. P. P. **Avaliação da capacidade da concha do marisco Anomalocardia brasiliana em adsorver ferro em amostras de águas subterrâneas**. Tese (Doutorado) – UFPB/CCEN. 2013.

RUPPERT, E. E.; FOX, R, R.; BARNES, R. D., **Zoologia dos Invertebrados (Uma abordagem funcional evolutiva)**. Editora ROCA, 7a ed., São Paulo, 2005.

RUTHVEN, D. M. **Principles of adsorption and adsorption process**, John Wiley & Sons, New York, p. 432, 1994.

SANT'ANNA, F. S. P. et. al. **Projeto Valorização dos Resíduos da Maricultura. Sub-Projeto 3: Soluções Tecnológicas Para o Aproveitamento de Conchas de Ostras**. Laboratório de Gestão Ambiental na Indústria. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis – SC, Dezembro, 2007.

SANTOS, A. V.; VIANA, M. M., MEDEIROS, F. H. A. E MOHALLEM, N. D. S. **O Incrível Mundo dos Materiais Porosos- Características, Propriedades e Aplicações.** Quím. nova esc. Vol. 38, N° 1, p4 - 11, fevereiro. São Paulo - SP, BR. 2016.

SANTOS, I. S. S. do; RAMIRES, M. V. V.; KAZMIERCZAK, C. S.; SILVA, H. da C.; KERNI, A. P.; CAMARGO, S. A. **Caracterização e Identificação do Resíduo: Lodo da Estação de Tratamento de água do Município de São Leopoldo.** São Leopoldo, 2003. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.

SCHNEIDER, E. L. **Adsorção de compostos fenólicos sobre carvão ativado.** Dissertação de Mestrado, Curso Superior de Tecnologia em Processos Químicos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Toledo, 2008.

SILVA, J. H. V.; SANTOS, V. J. Efeito do carbonato de cálcio na qualidade da casca dos ovos durante a muda forçada. Revista Brasileira de Zootecnia, Bananeiras, PB, n. 29, p. 1440 - 1445, 2000. Disponível em: <www.scielo.br>. Acesso em: 17 de set. de 2011.

SILVA, R. D. R. **Interação de íons sulfato com sais de alumínio em soluções ácidas. Estudo básico e aplicações ambientais.** Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas. Metalúrgica e de Materiais. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

SILVA, S. J. C. P. **Estudo da eficiência da co-digestão de lamas de ETAR através da incorporação de lamas de ETA.** Dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia Biológica. Universidade do Minho, Escola de Engenharia. Braga, 2014.

SILVA, T. E. P. **Avaliação do uso de adsorventes preparados a partir de resíduos agroindustriais para remoção de fenol em soluções aquosas.** Dissertação Mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2015.

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

TEIXEIRA, S.T.; MELO, W.J.; SILVA, E.T. (2005) **Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, n. 1, p. 91 - 94.

TEIXEIRA, V.G.; COUTINHO, F.M.B. & GOMES A.S. **Principais métodos de caracterização da porosidade de resinas à base de divinilbenzeno.** Química Nova, 24:808 - 818, 2001.

VALDMAN, E.; ERIJMAN, L.; PESSOA, F.L.P.; LEITE, S.G.F. **Continuous biosorption of Cu and Zn by immobilized waste biomass Sargassum sp.** Process Biochemistry, v. 36, n.8 - 9, p. 869 - 873, 2001.

VASQUES, A. R. et al . **Adsorção dos corantes RO16, RR2 e RR141 utilizando lodo residual da indústria têxtil.** Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro , v. 16, n. 3, p. 245 - 252, Sept. 2011.

VON SPERLING, M. **Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos.** Rev. Bras. de Rec. Hídricos, v. 3, n. 1, p. 111 - 132. 1998.

WALTON, K.L.; GHOSH, T.K.; VISWANATH, D.D.; OYALKA, S.K.; TOMPSON, R.V. **Adsorption of iodine on graphite in High Temperature Gas-Cooled Reactor systems: A review.** Progress in Nuclear Energy, v. 73, p. 21 - 50, 2014.

YOON, G.L. *et al.* **Chemical-mechanical characteristics of crushed oyster-shell.** Waste Management, Ansan City, Córéia do Sul, n. 23, p. 825 - 834, 20 ago. 2003. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/wasman>. Acesso em: 08 de mar. de 2012.

ZHU, M. X.; LEE, L.; WANG, H. H.; WANG, Z. **Removal of an anionic dye by adsorption/precipitation processes using alkaline white mud.** Journal of Hazardous Materials. v. 149, p. 735 - 741, 2007.

EPA. Environmental Protection Agency. (Dezembro de 1996). **Wastes - Hazardous Waste - Test Methods.** Obtido em 20 de Julho de 2014, de Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3052.pdf>

**CONCLUSÃO GERAL E SUGESTÕES PARA TRABALHOS
FUTUROS**

Capítulo V

1 CONCLUSÃO GERAL E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

1.1 CONCLUSÃO GERAL

Tendo em vista os aspectos observados ao longo da presente tese, destacam-se a alguns pontos importantes e conclusivos deste trabalho.

Um dos objetivos da pesquisa residiu no estudo de caracterização, no que se refere ao aspecto quantitativo das ETAs e seus resíduos. Foi possível observar 246 ETAs, das quais 28% são do tipo convencionais e 72% compactas. Ambos os tipos são geradores de resíduos, os quais são dispostos no solo e cursos de água, sem nenhum tratamento específico. Apenas 9% do total de ETAs avaliados fazem separação da parte líquida e da sólida. Porém, esses separados, continuam sendo despejados no solo e corpos de água, quando deveriam ser reutilizados ou submetidos a tratamentos. As bacias hidrográficas do rio Capibaribe e GL 2, pertencentes às bacias de pequenos rios litorâneos, recebem o maior aporte de lodo produzido pelas estações.

Após separação, por deságue, da fase sólida e fase líquida - do lodo - a parcela sólida foi submetida ao tratamento de vermicompostagem, consorciado com lodos de esgoto. Os resultados mostraram um caminho positivo para o destino deste tipo de resíduo, que além de reduzir, significativamente, o teor de Al, principalmente quando consorciado com lodo de esgoto, na proporção de 25% LETA e 75% LETE, também proporcionou uma estabilização do pH, onde foi constatado uma tendência à elevação desse para a faixa de neutralidade, entre 6,5 e 7,5, nos lodos de ETA e ETE. O teor de matéria orgânica também apresentou uma estabilização, por meio de sua redução em todos os substratos, assim como redução da relação C/N, indicando que ocorreu o processo de humificação de todas as matrizes iniciais.

Os testes de bioensaio, com semente de *lactuca sativa*, indicaram que, após o tratamento de vermicompostagem, o resíduo foi melhor condicionante para o seu crescimento, aumentando as taxas de germinação da semente. Este resultado demonstra os benefícios que o tratamento por vermicompostagem pode trazer, além de diminuir a poluição e contaminação por Al, quando estes resíduos são dispostos em locais inadequados, com a possibilidade de serem utilizados, posteriormente, como adubo ou fertilizante.

A pesquisa com o pó da concha do marisco *Anomalocadia brasiliana* e o CAP, para remoção, por adsorção, do Al presente no efluente líquido, gerado na separação sólido-líquido do lodo por deságue, apresentou taxas de remoção do Al superiores a 80%, com baixas concentrações dos adsorventes, o que é vantajoso em termos de custos.

O teste de toxicidade demonstrou que apenas a amostra de drenado, submetida ao tratamento de adsorção com o pó da concha do marisco, apresenta toxicidade para as archea metanogênicas de um consórcio micorbiano anaeróbio, o que se deveu ao elevado pH resultante desse tratamento com o pó de conchas de marisco. Assim, este fator torna-o um pré-tratamento inviável.

1.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A quantificação da carga de lodo, realizada neste trabalho, foi por meio de modelos empíricos, que segundo a literatura, subestima os valores reais. Sugere-se a continuidade dessa caracterização quantitativa, por meio do balanço de massa real, que oferece precisão e representatividade de estimativas superiores ao que se obtém com as fórmulas empíricas.

Quanto ao capítulo de tratamento do lodo com a vermicompostagem, estudos posteriores deverão ser realizados, com o intuito de avaliar as demais composições do lodo de ETA, após esse tipo de tratamento, assim como avaliar o fator de bioacumulação do Al nas minhocas. Outros resíduos como podas e gramíneas, poderão ser inseridos ao tratamento, com o objetivo de melhorar a relação C/N. Outro procedimento a ser empregado, implica na realização do bioensaio com outros indicadores, juntamente com soluções sintéticas, contendo o Al para identificar a toxicidade específica desse metal.

Para finalizar, notou-se que o estudo com o pó da concha de marisco, como adsorvente, deixa algumas lacunas que precisam ser aprofundadas, quanto a que processo de remoção pode ser atribuído: adsorção de produtos da hidrólise e ou precipitação do metal como hidróxidos insolúveis coloidais - ou mesmo troca iônica - visto que houve um aumento do teor de Ca na solução. O fator relacionado com o aumento de pH deve também ser considerado e alternativas pensadas.