

UFPA

PPGEC

Universidade Federal do Pará



Luana Cristina Pedreira Lessa

**ADSORÇÃO DE LIXIVIADO EM CARVÃO DE
CAROÇO DE AÇAÍ (*Euterpe Olerácea*)**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Instituto de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil

Dissertação orientada pelo Professor Hélio da Silva Almeida

Belém – Pará – Brasil

2019

LUANA CRISTINA PEDREIRA LESSA

ADSORÇÃO DE LIXIVIADO EM CARVÃO DE CAROÇO DE AÇAÍ (*Euterpe
Olerácea*)

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, do Instituto de Tecnologia, da Universidade Federal do Pará. Área de concentração: Engenharia Hídrica. Linha de pesquisa: Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida

Co-orientador: Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado

Belém - PA

2019

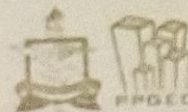
**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

P371a Pedreira Lessa, Luana Cristina
ADSORÇÃO DE LIXIVIADO EM CARVÃO DE CAROÇO
DE AÇAÍ (EUTERPE ALERACEA) / Luana Cristina Pedreira
Lessa. — 2019.
119 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida
Coorientador(a): Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado
Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do
Pará, Belém, 2019.

1. Lama vermelha, carvão de pirólise, adsorção em coluna,
caracterização físico-química de lixiviado, eficiência de
remoção . I. Título.

CDD 628.4



ADSORÇÃO DE LIXIVIADO EM CARVÃO DE CAROÇO DE AÇAI (*EUTERPE OLERACEA*)

AUTORA:

LUANA CRISTINA PEDREIRA LESSA

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA À BANCA
EXAMINADORA APROVADA PELO COLEGIADO DO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL DO INSTITUTO DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO
PARÁ, COMO REQUISITO PARA OBTENÇÃO DO
GRAU DE MESTRA EM ENGENHARIA CIVIL NA
ÁREA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL.

APROVADO EM: 23/05/2019.

BANCA EXAMINADORA:

Hélio da Silva Almeida

Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida
Orientador (UFPA)

Rita de Cassia Avelino Suassuna

Prof. Dra. Rita de Cassia Avelino Suassuna
Membro Externo (UFSB)

Nélio Teixeira Machado

Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado
Membro Externo (UFPA)

Luiza Carla Girard

Prof. Dra. Luiza Carla Girard Mendes Teixeira
Membro Interno (UFPA)

Voto:

Prof. Dr. Donio Ramam Carvalho de Oliveira
Coordenador do PPGEC / ITEC / UFPA

AGRADECIMENTOS

A Deus agradeço primeiramente pelo dom da vida, da minha saúde, da minha família e da minha formação. Em segundo lugar, agradeço aos meus pais por toda compreensão, paciência e amor dedicados a mim em toda essa etapa de formação acadêmica e pessoal.

A concretização do presente trabalho não seria possível sem o apoio e ensinamentos conferidos pelos meus orientadores e amigos Prof. Dr. Hélio da Silva Almeida e Prof. Dr. Nélio Teixeira Machado, sou inteiramente grata pela trajetória que fizemos juntos.

Agradeço encarecidamente aos meus amigos Cleyton Eduardo Costa, Alexandre Nogueira, Geovany Dias, Izabelle Ferreira, Bruna Lira, que estiveram do meu lado em tantos momentos me ajudando direta e indiretamente.

Os mais singelos agradecimentos pelas instalações concedidas pelo Laboratório de Instalações piloto de Tratabilidade de Águas e de Lodo – LAMAG (FAESA/ITEC/UFPA) do grupo GESA e pelo Laboratório de Separações Térmicas-THERMITEK (FAESA/ITEC/UFPA).

Agradeço à bolsa concedida pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (PPGEC/ITEC/UFPA).

Agradeço ainda o apoio concedido pelos integrantes do grupo GESA (FAESA/ITEC/UFPA) e Thermitek (FAESA/ITEC/UFPA) no desenvolvimento dos experimentos desta pesquisa.

RESUMO

Neste estudo investigou-se a adsorção de lixiviado em papel de filtro com adsorvente em pó (carvão de açaí e lama vermelha) e a adsorção de lixiviado previamente filtrado e posteriormente adsorvido em coluna de adsorção com leito fixo granular (carvão de açaí). O carvão utilizado é de origem vegetal gerado via processo de craqueamento termo-catalítico de caroço de açaí (*Euterpe Olerácea*), impregnado com hidróxido de sódio 2 mol.L^{-1} (NaOH). Os caroços de açaí foram coletados de estabelecimentos comerciais localizados no bairro do Guamá no município de Belém-PA. O lixiviado foi coletado no Central de Processamento e Tratamento de Resíduos Urbanos – CPTR em períodos considerando a sazonalidade da região. Obteve-se que para a caracterização físico-química do lixiviado bruto a sazonalidade interfere nas concentrações do lixiviado. Os valores médios da relação de DBO_5/DQO indicam que o lixiviado possui elementos recalcitrantes e com característica de baixa biodegradabilidade. Com o emprego da lama vermelha nos ensaios preliminares de adsorção concluiu-se que é um passivo ambiental a ser considerado para tratamento de lixiviado por adsorção, uma vez que reduziu a concentração de sólidos totais. Nos ensaios preliminares de adsorção realizados em batelada em série e nos ensaios de adsorção em coluna também em série ocorreram a lixiviação de carvão de açaí no efluente a ser adsorvido, aumentando assim a concentração de sólidos totais no efluente final. Após ensaios de adsorção em coluna de adsorção houve aumento nos valores de pH, alcalinidade e sólidos totais, entretanto, ocorreu a redução das concentrações de DQO e cloreto. Os gráficos de carta de controle, para a variação da concentração de DQO ao longo do tempo, mostraram que os processos de adsorção se mantiveram sob o controle segundo o método. A adsorção à massa de 1000 g de lixiviado filtrado apresentou o melhor percentual de eficiência de remoção para DQO, com 75%. O modelo de isoterma de adsorção que foi melhor ajustado aos dados experimentais após linearização foi o modelo de Freundlich, com R^2 de 0,9985. Entretanto, por esse modelo a isoterma de adsorção foi considerada como desfavorável, ou seja, a altas concentrações de soluto o carvão não realiza adsorção favorável. Os resultados obtidos denotam viabilidade técnica de tratamento de lixiviado mediante o emprego do carvão de açaí impregnado com NaOH a 2 mol.L^{-1} e lama vermelha bruta.

Palavras-chave: Lama vermelha, carvão de pirólise, adsorção em coluna, caracterização físico-química de lixiviado, eficiência de remoção.

ABSTRACT

This study investigated the adsorption of leachate on filter paper with adsorbent poder (coal of açai and red mud) and the adsorption of leachate previously filtered and then adsorbed on adsorption column with granular fixed bed (coal of açai). The charcoal used is of vegetal origin generated by a thermo-catalytic cracking process of açai stone (*Euterpe Olerácea*), impregnated with sodium hydroxide 2 mol.L^{-1} (NaOH). The açai cores were collected from commercial establishments located in the Guamá neighborhood in the municipality of Belém-PA. The leachate was collected at the Central of Processing and Treatment of Urban Waste - CPTR in periods considering the seasonality of the region. It was obtained that for the physical-chemical characterization of the crude leachate the seasonality interferes in the concentrations of the leachate. The mean values of the BOD₅/COD ratio indicate that the leachate has recalcitrant elements and low biodegradability characteristics. With the use of the red mud in the preliminary adsorption tests it was concluded that it is an environmental liability to be considered for treatment of leachate by adsorption, since it reduced the total solids concentration. In the preliminary adsorption tests carried out in a series batch and in the column adsorption tests also in the series the açai coal leaching occurred in the effluent to be adsorbed, thus increasing the concentration of total solids in the final effluent. After adsorption tests in the adsorption column, pH, alkalinity and total solids values increased, however, COD and chloride concentrations decreased. The control chart graphs, for the variation of the COD concentration over time, showed that the adsorption processes were kept under the control according to the method. The mass adsorption of 1000 g of filtered leachate presented the best percentage of removal efficiency for COD, with 75%. The adsorption isotherm model that was best fitted to the experimental data after linearization was the Freundlich model, with R^2 of 0.9985. However, by this model the adsorption isotherm was considered as unfavorable, that is, at high solute concentrations the coal does not perform favorable adsorption. The results obtained denote the technical viability of leachate treatment by the use of açai coal impregnated with 2 mol.L^{-1} NaOH and crude red mud.

Kay-words: Red mud, coal of pyrolysis, adsorption columns, physical and chemical characterization of leachate, removal efficiency.

LISTA DE FIGURA

Figura 1: Tipos de isotermas de adsorção.	37
Figura 2: Isotermas pelos modelos de equilíbrio de Langmuir e Freundlich.	38
Figura 3: Instalação experimental de coluna de carvão ativado para tratamento de lixiviado.	41
Figura 4: Efeito da concentração de carvão ativado na remoção de DQO e cor de chorume oriundo do lixão de Maceió (pH = 8,3).	42
Figura 5: Lixiviado sintético e pré-tratamento em diferentes meios reativos granulares.	43
Figura 6: MEV de caroço de açaí in natura e carvões de açaí.	44
Figura 7: Localização e delimitação da área da Central de Processamento e Tratamento de Resíduos Urbanos – CPTR em Marituba (PA).	48
Figura 8: Ilustração da coleta de lixiviado e acondicionamento de bombonas da amostragem.	50
Figura 9: Série histórica de 1985 a 2016 para o município de Belém (PA).	51
Figura 10: Esquema das etapas e procedimentos experimentais.	52
Figura 11: Unidade Piloto de Craqueamento/Pirólise.	54
Figura 12: Produtos obtidos do processo de craqueamento do caroço de açaí.	54
Figura 13: Lama vermelha após processo de cominuição.	55
Figura 14: Carvão de açaí preparado após cominuição e peneiramento.	57
Figura 15: Ilustração da montagem dos ensaios preliminares de adsorção.	59
Figura 16: Ensaios preliminares de adsorção em carvão de açaí e lama vermelha bruta.	60
Figura 17: Programação da bomba dosadora nos ensaios de medição de vazão e ensaios de adsorção.	62
Figura 18: Esquema do experimento de filtração de lixiviado papel de filtro.	63
Figura 19: Esquema de bancada de adsorção de lixiviado em coluna com carvão de açaí. ..	64
Figura 20: Ilustração da montagem dos experimentos de adsorção de lixiviado em coluna com carvão de açaí e ponto de amostragem.	65
Figura 21: Granulometria do carvão de açaí de 4 mm/um - 6,3 mm/um usado nos ensaios de adsorção em coluna.	66
Figura 22: Agitador magnético com aquecimento e béquer com lixiviado em processo de evaporação.	67
Figura 23: Tratamento estatístico dos resultados obtidos na coleta de lixiviado bruto e etapas experimentais.	68

Figura 24: Alturas pluviométricas em Março/2018 registradas no município de Belém (PA).	70
Figura 25: Alturas pluviométricas em Maio/2018 registradas no município de Belém (PA).	71
Figura 26: Alturas pluviométricas em Outubro/2018 registradas no município de Belém (PA).	72
Figura 27: Alturas pluviométricas em Novembro/2018 registradas no município de Belém (PA).	73
Figura 28: Hidrograma de vazão e vazão média do ensaio de determinação de vazão com a bomba dosadora.....	88
Figura 29: Variação temporal da concentração de DQO (mg O ₂ /L) nos processos de adsorção (600 g, 800 g e 1000 g) em coluna a massa de adsorvente de 20 g.....	92
Figura 30: Eficiência de remoção de DQO nos processos de adsorção (600 g, 800 g e 1000 g) em coluna a massa de adsorvente de 20 g.....	94
Figura 31: Isoterma de adsorção de DQO em carvão de açai a granulometria de 4 - 6,3 mm a massa de 10 g.....	95
Figura 32: Isoterma de adsorção de DQO (mgO ₂ /L) ajustado ao modelo de Freundlich.	96
Figura 33: Isoterma de adsorção de DQO (mgO ₂ /L) ajustado ao modelo de Langmuir.....	97
Figura 34: Béqueres após processo de evaporação de lixiviado filtrado e adsorvido.....	99

LISTA DE QUADRO

Quadro 1: Classificação dos resíduos sólidos quanto à origem e periculosidade.....	20
Quadro 2: Fator de separação R_L e o tipo de isoterma de Langmuir.	40
Quadro 3: Análises físico-químicas e microbiológicas, métodos analíticos e equipamentos.	56
Quadro 4: Componentes utilizados na montagem dos ensaios preliminares de adsorção. ...	58
Quadro 5: Componentes utilizados na montagem do ensaio de filtração.....	63
Quadro 6 : Componentes utilizados na montagem do ensaio de adsorção.	65

LISTA DE TABELA

Tabela 1 : Parâmetros de caracterização físico-química de lixiviados e valores médios encontrados em aterros sanitários no Brasil.	24
Tabela 2 : Resultados médios das análises do chorume gerado no lixão do Aurá, realizadas durante os períodos de chuva e de estiagem.	26
Tabela 3 : Resultados de BET obtidos para as amostras de biocarvão.	45
Tabela 4 : Média dos resultados obtidos nos ensaios de adsorção em lama vermelha do chorume bruto do lixão do Aurá – Ananindeua (PA).	47
Tabela 5 : Cronograma de coletas e massa de lixiviado coletado no período chuvoso e menos chuvoso.	49
Tabela 6 : Caracterização do lixiviado bruto no período chuvoso.	74
Tabela 7 : Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto no período chuvoso.	74
Tabela 8 : Caracterização do lixiviado concentrado da osmose reversa da primeira campanha de amostragem no período chuvoso.	77
Tabela 9 : Caracterização do lixiviado bruto no período menos chuvoso.	78
Tabela 10 : Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto no período menos chuvoso.	79
Tabela 11 : Caracterização físico-química lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 5% de carvão.	81
Tabela 12 : Caracterização físico-química do lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 7,5% de carvão.	82
Tabela 13 : Caracterização físico-química do lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 10% de carvão.	84
Tabela 14 : Caracterização físico-química de lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 10% de lama vermelha.	85
Tabela 15 : Tempo de recalque dos experimentos de determinação média de vazão da bomba dosadora.	87
Tabela 16 : Caracterização físico-química do lixiviado filtrado.	89
Tabela 17 : Caracterização físico-química do lixiviado filtrado e adsorvido (600 g, 800 g e 1000 g).	89

Tabela 18: Concentrações para DQO nas amostragens realizadas ao longo do tempo nos processos de adsorção (600 g, 800 g e 1000 g) em coluna a massa de adsorvente de 20 g.	91
Tabela 19: Parâmetros de ajustes de isothermas.	98
Tabela 20: Equações de regressão e coeficiente de determinação das isothermas de Freundlich e Langmuir para adsorção de DQO em carvão de açai.	98
Tabela 21: Resultados da processo de evaporação de lixiviado filtrado e lixiviado filtrado e adsorvido.	101

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1 Geral.....	18
2.2 Específicos.....	18
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	19
3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS	19
3.1.1. Definição, classificação e características	19
3.1.2. Disposição final de resíduos sólidos em aterro sanitário	21
3.2. LIXIVIADO	22
3.2.1. Definição, composição e características.....	22
3.2.2. Tratamento de lixiviado.....	27
3.2.3. Tipos de tratamento de lixiviado	28
3.3. CRAQUEAMENTO TÉRMICO.....	34
3.4. ADSORÇÃO.....	35
3.4.1. Isotermas de adsorção	37
3.4.2. Uso de carvão ativado para tratamento de efluentes	40
3.4.4. Produção de carvão de açaí por pirólise	44
3.4.5. Lama Vermelha	46
4. MATERIAL E MÉTODOS	48
4.1. CARACTERÍSTICAS DA ÁREA EM ESTUDO.....	48
4.1.1. Localização.....	48
4.2. AMOSTRAGEM	48
4.3. ETAPAS E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS.....	52
4.3.1. Produção do carvão de açaí mediante processo de craqueamento termo-catalítico do caroço de açaí.....	53
4.3.2. Coleta e pré-tratamento da lama vermelha.....	54

4.3.3. Caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado.....	55
4.3.4. Ensaios preliminares de adsorção.....	56
4.3.5. Ensaios de adsorção em coluna.....	61
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	70
5.1. AMOSTRAGEM DO LIXIVIADO	70
5.2. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO.....	73
5.2.1. Período chuvoso	73
5.2.2. Período menos chuvoso.....	77
5.3. RESULTADOS DOS ENSAIOS PRELIMINARES DE ADSORÇÃO	81
5.4. DETERMINAÇÃO DA VAZÃO MÉDIA DE ADSORÇÃO	87
5.5. ENSAIOS DE FILTRAÇÃO E ADSORÇÃO EM COLUNA.....	88
5.5.1. Caracterização do Lixiviado filtrado e adsorvido (600 g, 800 g e 1000g).....	88
5.5.2. Avaliação temporal da concentração de DQO em lixiviado adsorvido	90
5.5.3. Resultados da evaporação de lixiviado filtrado e adsorvido	99
6. CONCLUSÃO.....	102
7. REFERÊNCIAS	104

1. INTRODUÇÃO

O histórico da geração de resíduos sólidos remete-se ao desenvolvimento das civilizações, quando as populações deixaram de ser nômades e fixaram-se em territórios, passando assim a conviver com os “restos” de materiais oriundos das suas ações (CONTRERAS *et al.*, 2010; KOYODE E OMOLE, 2011). Diante do desenvolvimento das comunidades, constituem-se sociedades que realizam atividades ainda mais complexas, produzindo resíduos não meramente de origem doméstica, como também industrial e agrícola (KHATIB *et al.*, 2010; TRIPATHY E KUMAR, 2017).

Os resíduos sólidos apresentam heterogeneidade, podendo ser constituídos por elementos de difícil degradação/tratabilidade e assimilação pelo meio ambiente, ocasionando riscos à proteção ambiental e consequências à saúde pública (BRENNAN *et al.*, 2017; SAMADDER *et al.*, 2017). Entretanto, até que seja dada destinação adequada e tratamento do resíduo sólido, demais etapas são necessárias, seguindo diretrizes aplicáveis mediante elaboração de sistemas de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos – SGRS (AIT/UNEP, 2010).

Em função da problemática associada ao tratamento e disposição final de resíduos sólidos, alternativas e propostas vêm sendo estudadas e implementadas em diversos países. Nos últimos 30 anos foram muito significantes as alterações nas diretrizes de práticas de gestão do lixo na União Europeia, as quais ocasionaram em mudanças na produção de lixo, volume produzido e tratabilidade (BRENNAN *et al.*, 2016).

No Brasil, a Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010 institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), estabelecendo como um de seus instrumentos o Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Com este plano propõe-se a desativação de lixões e construção de aterros sanitários. Entretanto, execução de ações em resíduos sólidos sem prévio e adequado planejamento técnico-econômico, além da falta de regulação, tornam o tratamento e a destinação final dos resíduos objetivos de difícil implementação segundo o que é instituído na PNRS.

A instalação de aterro sanitário vem sendo comumente utilizada para lidar com a elevada quantidade de resíduos domiciliares produzidos, devendo destinar de forma adequada estes resíduos e ser capaz de tratar resíduos líquidos gerados, visando minimizar os impactos que todas as formas de resíduo podem vir a ocasionar (WANG, 2013; BOVE *et al.*, 2015).

A geração do resíduo líquido, denominado de chorume ou lixiviado, é resultado da destinação de resíduos sólidos e sua desagregação, através das seguintes formas: resultante da umidade natural dos resíduos sólidos, aumentando o volume no período chuvoso; da água de constituição da matéria orgânica, que percola durante o processo de decomposição: das bactérias existentes nos resíduos sólidos, que expõem enzimas que dissolvem a matéria orgânica com formação de líquido (MUKHERJEE *et al.*, 2014; YOUCAI, 2018).

Gerando-se o percolado, que possui elevada carga de poluentes orgânicos e inorgânicos, pode-se ocasionar em contaminação do solo, do ar e das águas subterrâneas e águas superficiais, resultando em diversos impactos, alterando negativamente as características físico-químicas e biológicas dos recursos naturais (EL-SALAM E ABU-ZUID, 2015; DI MARIA *et al.*, 2018).

A dificuldade na eficiência dos métodos de tratamento desse resíduo líquido é o comportamento dos compostos contidos no lixiviado e sua elevada toxicidade, além da presença de elementos de difícil degradação biológica, ou que apresentam resistência às técnicas convencionais de tratamento, estas baseadas em processos físico-químicos e biológicos (AHMED E LAN, 2012; KATTEL *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2016).

As tecnologias que viabilizem o tratamento efetivo do lixiviado devem considerar sua composição e características (MOODY E TOWNSEND, 2017). Os processos físico-químicos no pré-tratamento de lixiviado visam, em geral, a remoção das elevadas cargas de nitrogênio amoniacal, e no pós-tratamento visam a remoção de demais compostos (PROSAB, 2009). O tratamento de lixiviado estabilizado requer combinação de processos físico-químicos e biológicos, devido à baixa degradabilidade do lixiviado, sendo então desenvolvidas novas técnicas com essa finalidade (BAIJU *et al.*, 2018).

Segundo Edmundson E Wilkie (2013) o lixiviado pode ser aplicado como material renovável. A aplicação de lixiviado visando seu aproveitamento, reduz os custos em tratamento para seu lançamento em corpos hídricos (NUNES JUNIOR *et al.*, 2016). Logo, uma forma de disposição final desse efluente é seu reaproveitamento.

A aplicação de carvão ativado como adsorvente no processo de adsorção de lixiviado é satisfatório para a remoção de matéria orgânica e metais pesados (MAHDAVI *et al.*, 2018), com essa finalidade, vários estudos de tratabilidade vêm sendo desenvolvidos, a partir do uso isolado e da combinação do carvão ativado granular (LEE E HUR, 2017; ELJAIK-URSOLA *et al.*, 2017) e carvão ativado em pó (YU *et al.*, 2008; BOU *et al.*, 2015).

A lama vermelha é um passivo ambiental viável a reaproveitamento, pois apresenta boa capacidade de adsorção (GUO *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018) e vem sendo empregada como adsorvente de efluentes líquidos, visando controle da poluição ambiental (BAHTNAGAR *et al.*, 2011; RAI *et al.*, 2012; PRAJAPATI *et al.*, 2016; HU *et al.*, 2017), proporcionando redução do armazenamento de rejeitos e a reutilização/reciclagem desse resíduo, além de recuperar e gerar valor econômico agregado ao material (UJACZKI *et al.*, 2018).

Nesse contexto, o presente trabalho investigou alternativas para o tratamento do lixiviado gerado no período chuvoso e período menos chuvoso na destinação final dos RSU da Região Metropolitana de Belém (RMB) utilizando-se de passivos ambientais, carvão oriundo da pirólise de caroço de açaí e lama vermelha bruta, como meios adsorventes em processos preliminares de adsorção em batelada e adsorção de lixiviado filtrado em coluna de adsorção com carvão pirolisado de caroço de açaí, para tratamento do lixiviado visando proteção ambiental mediante atendimento à legislação pertinente (BRASIL, 2011).

2. OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar o tratamento de lixiviado por adsorção com o uso de carvão de caroço de açaí (*Euterpe Olerácea*) pirolisado a 450° C e impregnado com hidróxido de sódio a 2 mol.L⁻¹.

2.2 ESPECÍFICOS

- Caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado bruto em período chuvoso e menos chuvoso;
- Avaliação das características físico-químicas do lixiviado após ensaio preliminar de adsorção em série com uso de dois passivos ambientais como meios adsorventes em pó a diferentes porcentagens de massa: carvão de açaí (5%, 7,5% e 10%) e lama vermelha (10%);
- Avaliação das características físico-químicas do lixiviado filtrado antes e após processo de adsorção em série em coluna constituída por meio adsorvente composto por carvão ativado de açaí;
- Avaliar a variação das concentrações de DQO mediante gráficos de carta controle e eficiência de remoção em lixiviado filtrado durante processo de adsorção em série em coluna constituída por meio adsorvente composto por carvão de caroço açaí;
- Avaliar a variação das concentrações de DQO mediante isotermas de adsorção em lixiviado diluído durante processo de adsorção em série em coluna constituída por meio adsorvente composto por carvão de caroço açaí.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste tópico é apresentada uma fundamentação teórica quanto à temática dos resíduos sólidos e sua geração de efluente líquido, com a descrição das características físico-químicas e microbiológicas do efluente e potencialidades de tratamento com o emprego de diferentes materiais adsorventes, enfatizando o processo de adsorção por carvão de açai (*Euterpe Olerácea*), além da descrição de demais processos utilizados para tratamento do lixiviado. Abordou-se também o processo denominado de *craqueamento*, resultando em fração sólida que pode ser aproveitada para tratamento de lixiviado mediante processo de adsorção.

3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

3.1.1. Definição, classificação e características

“Resíduos sólidos são os resíduos nos estados sólido e semissólido, resultantes de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição” (ABNT, 2004). Nesta definição estão incluídos os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis, considerando a melhor tecnologia disponível.

Os resíduos sólidos urbanos são “resíduos sólidos gerados num aglomerado urbano, os excetuados resíduos industriais perigosos, hospitalares sépticos, aeroportos e portos” (ABNT, 1992). No Brasil a questão dos resíduos sólidos urbanos foi regulamentada, dentre os principais avanços contidos destacam-se a responsabilização do gerador pelos resíduos gerados, desde o acondicionamento até a disposição final ambientalmente adequada; a elaboração de Planos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos pelo titular dos serviços; a análise e avaliação do ciclo de vida do produto e a logística reversa (FUNASA, 2015).

O PNRS (BRASIL, 2010) dispõe sobre as diretrizes quanto à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, que podem ser classificados em função de dois critérios: quanto à origem da geração e quanto à periculosidade do resíduo Quadro 1. Segundo a NBR 10004 (ABNT, 2004), a classificação de resíduos sólidos envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido.

Quadro 1: Classificação dos resíduos sólidos quanto à origem e periculosidade.

CLASSIFICAÇÃO	ORIGEM
a) resíduos domiciliares	Originários de atividades domésticas em residências urbanas.
b) resíduos de limpeza urbana	Originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.
c) resíduos sólidos urbanos	Englobados nas alíneas “a” e “b”.
d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços	Gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”.
e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico	Gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”
f) resíduos industriais	Gerados nos processos produtivos e instalações industriais.
g) resíduos de serviços de saúde	Gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do SISNAMA e do SNVS.
h) resíduos da construção civil	Gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis.
i) resíduos agrossilvopastoris	Gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades.
j) resíduos de serviços de transportes	Originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira.
k) resíduos de mineração	Gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.
CLASSIFICAÇÃO	PERICULOSIDADE
a) resíduos perigosos	Aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com a lei, regulamento ou norma técnica.
b) resíduos não perigosos	Aqueles não enquadrados na alínea a. Parágrafo único. Respeitado o disposto no art. 20, os resíduos referidos na alínea d do inciso I do caput, se caracterizados como não perigosos, podem, em razão de sua natureza, composição ou volume, ser equiparados aos resíduos domiciliares pelo poder público municipal.

Fonte: PNRS (2010).

Segundo Chen (2018) os seguintes indicadores de urbanização podem ser utilizados para avaliar os efeitos na composição dos RSU: população familiar, área de planejamento urbano, penetração de água encanada, eletricidade vendida, número de fábricas em operação, densidade de carros, nível educacional e receita anual.

Devido à grande quantidade de matéria orgânica, os resíduos sólidos são abrigo e alimento para diversos organismos vivos, possibilitando a proliferação de vetores e, conseqüentemente, a propagação de doenças, a partir de contaminação do homem pelo contato direto com os resíduos sólidos ou por meio da massa de água poluída (GWENZI E CHAUKURA, 2018). Os resíduos sólidos urbanos orgânicos são compostos principalmente por resíduos alimentares, resíduos de jardim, papel, madeira e outros resíduos orgânicos (HOORNWEG E BHADA-TATA, 2012).

As características dos resíduos sólidos urbanos depositados em aterros têm grande influência no projeto, operação e gerenciamento dos aterros sanitários, uma vez que podem afetar o solo, a estabilidade das encostas e gerar lixiviados e gases (AMRITHA E ANILKUMAR, 2016; PETER *et al.*, 2018). A instalação de aterro sanitário é amplamente utilizada para descartar os RSU, especialmente em países em desenvolvimento, sendo as propriedades de aterros sanitários influenciadas segundo a composição de resíduos (YANG *et al.*, 2018).

3.1.2. Disposição final de resíduos sólidos em aterro sanitário

A coleta, descarte e eliminação dos RSU são desafios de infraestrutura enfrentados em áreas urbanas e rurais em países desenvolvidos e em desenvolvimento (AHSAN *et al.*, 2014). As soluções de gerenciamento de RSU devem ser financeiramente sustentáveis, tecnicamente viáveis, socialmente, legalmente aceitáveis e ambientalmente amigáveis (IKHLAYEL, 2018).

O aterro sanitário convencional é tecnologia consolidada para a eliminação de resíduos, entretanto, apesar de consolidada, essa técnica de disposição de resíduos apresentam desvantagens, como: necessitam de grandes áreas, alto consumo de energia, geração de gás metano tóxico e mau odor (GONZÁLEZ *et al.*, 2017; LIMA *et al.*, 2018).

Embora haja estrutura instalada para destinação dos resíduos sólidos, os mesmos sofrem processos físico-químicos e biológicos de decomposição. A ação de bactérias acetogênicas e metanogênicas acelera a decomposição de compostos orgânicos, que aliada ao clima local, pode promover percolação dos produtos líquidos de degradação ao interior do solo, potencializando contaminação ambiental (AZIZ *et al.*, 2011; KAHLID *et al.*, 2011; ØYGARD *et al.*, 2011).

A instalação de aterros sanitários no Brasil é uma prática difundida e considerada como a mais adequada para a destinação de RSU no país (LIIKANEN *et al.*, 2018). Entretanto, esta estrutura exige diversas unidades, além de procedimentos específicos para operação e monitoramento, devendo ser constituído por base com: sistema de drenagem de efluentes líquidos, camada impermeável e, por conseguinte, camada compactada de solo que visam evitar a percolação de material líquido. Além de que, a NBR 13.896 (ABNT,1997) estabelece exigências mínimas para localização de aterros sanitários a fim de que os impactos socioambientais provenientes de sua instalação sejam minimizados.

Aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos é definido pela NBR 8.419 (ABNT,1992) como técnica de disposição de resíduos sólidos no solo e que não deve causar danos à saúde pública e à sua segurança, logo, deve minimizar impactos ambientais, utilizando de princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

A gestão e gerenciamento de resíduos sólidos deve seguir a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Logo, como alternativa à ampla gama de resíduos disposta em aterros sanitários, a valorização dos resíduos mediante reutilização e reciclagem é uma importante área da pesquisa atual, uma vez que busca o reaproveitamento desse material (WANG *et al.*, 2017).

Tendo em vista o futuro esgotamento dos recursos naturais, a gestão e gerenciamento de resíduos sólidos visam o desenvolvimento sustentável, e com o aproveitamento dos resíduos ao submetê-los a processos de conversão, objetiva-se torná-los produtos com valor agregado, como combustíveis (DHAR *et al.*, 2017), materiais fertilizantes (RANDOLPH *et al.*, 2017), produtos químicos (MUNIR *et al.*, 2018), etc.

3.2. LIXIVIADO

3.2.1. Definição, composição e características

Os líquidos percolados, denominados de chorume ou lixiviado, são efluentes líquidos potencialmente poluidores, sendo gerados em locais onde há disposição de resíduos sólidos, com características resultantes de complexa gama de interações que dependem da região, tempo de funcionamento e forma de operação do aterro, disposição e composição do resíduo (KAMARUDDIN *et al.*, 2017).

O lixiviado origina-se de processos físico-químicos e biológicos que ocorrem pela decomposição da matéria orgânica, caracterizado pela cor escura, mal odor e elevada carga orgânica e inorgânica (RENOU *et al.*, 2008; DO CANTO *et al.*, 2013). É uma solução aquosa composta por quatro grupos de poluentes: matéria orgânica dissolvida, compostos macro inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos xenobióticos oriundos de resíduos químicos e domésticos presentes em baixas concentrações (TSARPALI *et al.*, 2012; ZHANG

et al., 2016; PENG, 2017), além de microrganismos que indicam predominância de coliformes totais e termotolerantes (MATEJCZYK *et al.*, 2011; MORAVIA *et al.*, 2013).

A biodegradabilidade do lixiviado pode ser determinada pela relação de DBO₅/DQO e está relacionada com o tempo de decomposição do material, que em aterros jovens essa relação está entre 0,5 ou superior, e em aterros antigos varia de 0,05 a 0,2 (DACANAL E BEAL, 2010). Sendo assim, no lixiviado em que essa relação é superior a 0,5 contém em maior parte matéria orgânica de fácil degradabilidade, sendo recomendada aplicação de tecnologia de tratamento biológico. Enquanto que em lixiviado que apresenta essa relação inferior a 0,5 é recomendada a aplicação de técnicas físico-químicas devido material recalcitrante (COLOMBO, 2019).

O lixiviado apresenta variação de composição de uma comunidade para outra, além de sofrer interferências por fatores externos que influenciam em suas características (YOUNES *et al.*, 2016). A quantidade gerada desse efluente depende, além da composição e umidade dos resíduos sólidos, do escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, do grau de compactação e capacidade do solo em reter água, das características climáticas e sazonalidade do local (MAVAKALA *et al.*, 2016).

Na Tabela 1 mostram-se parâmetros de caracterização físico-química de lixiviados e valores médios encontrados em aterros sanitários no Brasil. Além de avaliar as características do lixiviado, é fundamental avaliar mediante bioensaios o potencial de toxicidade desse efluente (FAUZIAH *et al.*, 2013; GHOSH *et al.*, 2017).

Segundo Costa (2010), os resultados da caracterização do chorume oriundo do lixão de Maceió – AL apresentaram características similares aos obtidos para aterros mais antigos, tais como coloração marrom intenso devido, provavelmente, à presença de substâncias húmicas, pH alcalino, altas concentrações de nitrogênio amoniacal e cloreto, baixa relação entre DBO/DQO, indicando ser lixiviado em estado avançado de degradação, elementos de difícil degradabilidade (recalcitrante) e, portanto, pouco recomendado para tratamento biológico.

Os autores Pereira *et al.* (2012) obtiveram para o lixiviado bruto coletado no aterro sanitário de Biguaçu – SC (operante desde 1991) elevados valores de alcalinidade e nitrogênio amoniacal, além da relação DBO/DQO ser a maior dentre os lixiviados (Tabela 1), indicando redução de recalcitrância nesse lixiviado. Os mesmos autores identificaram para o aterro sanitário de Lages – SC (operante desde 2006) que apesar deste aterro ser relativamente novo

na época, o seu lixiviado bruto apresentou concentrações elevadas para matéria orgânica em termos de DBO e DQO, porém valores menores para nitrogênio, indicando elevada recalcitrância.

Tabela 1 : Parâmetros de caracterização físico-química de lixiviados e valores médios encontrados em aterros sanitários no Brasil.

Variável	(Costa, 2010) Maceió - AL	(Pereira et al., 2012) Biaguçu-SC	(Pereira et al., 2012) Lages - SC	(Kawahigashi et al., 2014) Rolândia - PR	(Cavalcanti et al., 2015) Cachoeira Paulista - SP	(Hetka et al., 2016) Guarapuava - PR	(Gomes & Schoenell, 2018) São Leopoldo - RS	(Lucena et al., 2018) João Pessoa - PB
pH	8,3	8,4	7,2	9,1	8,23	7,8	8 a 8,8	8,25
Condutividade (mS/cm)	14,5	10	14	14	-	-	-	14,07
AT (mgCaCO ₃ /L)	4789	7912	10462	4238	-	-	-	6860
ST (mg/L)	9330	-	-	-	6035	-	-	-
STF (mg/L)	6407	-	-	-	1032	-	-	-
STV (mg/L)	2905	-	-	-	5003	-	-	-
Cloreto (mgCl ⁻ /L)	2059	-	-	-	246,1	-	-	3598,88
Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH ₄ /L)	766	2000	621	859	1582,3	-	-	-
Nitrato (mgN-NO ₃ /L)	-	-	-	0	2,1	-	-	-
DQO (mgO ₂ /L)	3063	5062	29239	1819	3552,20	659	2264	3846
DBO _{5,20°C} (mgO ₂ /L)	429	1976	4788	55	397,4	54,8	335	1005
DBO/DQO	0,12	0,39	0,16	0,03	0,112	0,083	0,203	0,203
CT (mg/L)	-	-	-	-	-	-	1771	-
CI (mg/L)	-	-	-	-	-	-	895	-
COT (mgO ₂ /L)	-	-	-	-	368,6	-	876	-
Cor aparente (uC)	-	-	-	-	-	1.765	-	-
Cor verdadeira (mgPt-Co/L)	2721	-	-	-	1763,2	-	7024	-
Cor verdadeira (uH)	-	-	-	4180	-	-	-	-
Turbidez (uT)	-	-	-	-	-	144	-	-
Turbidez (NTU)	-	-	-	-	630	-	-	181
Prata (mgAg/L)	-	-	-	-	0,72	-	-	-

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; AT: Alcalinidade Total; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; CT: Carbono Total; CI: Carbono Inorgânico; COT: Carbono Orgânico Total; -: não avaliado.

Para o lixiviado proveniente do aterro sanitário de Rolândia – PR operante desde 2003, Kawahigashi *et al.* (2015) constaram ser lixiviado recalcitrante, apresentando baixa relação de DBO/DQO e elevados valores DQO e concentrações de nitrogênio.

Cavalcanti *et al.* (2015) concluíram que o chorume oriundo da cidade de Cachoeira Paulista – SP apresentou baixa biodegradabilidade, devendo ser pré-tratado por processo oxidativo, destacando a tratabilidade do lixiviado devido os seguintes parâmetros: concentrações de DBO e DQO, biodegradabilidade, óleos e graxas, nitrogênio amoniacal e do metal Prata (Ag). A alta concentração de prata pode ter sido resultado do descarte de chapas de raio-X em RSU, que contém esse metal em sua composição.

Com a relação de DBO/DQO igual a 0,083, Hetka *et al.* (2016) constataram que o lixiviado do aterro sanitário da cidade de Guarapuava – PR possui baixa biodegradabilidade, fator importante para a determinação de qualquer processo de tratamento biológico.

Gomes e Schoenell (2018) obtiveram para o lixiviado do aterro sanitário de São Leopoldo – RS características recalcitrantes em função da relação DBO/DQO, demonstrando possuir características de aterros antigos, visto que na fase ácida, normalmente em aterros novos, costuma-se ter valores mais baixos de pH (DE SÁ *et al.*, 2012), que com o passar do tempo tendem a aumentar.

Segundo Lucena *et al.* (2018) o lixiviado proveniente do aterro sanitário Metropolitano de João Pessoa – PB apresenta baixa biodegradabilidade e é alcalino, por se tratar de lixiviado antigo (>10 anos), sendo necessário tratamento avançado.

Sousa (2000) considerou a sazonalidade quando realizou quatro campanhas de amostragem para caracterização físico-química do lixiviado (Tabela 2) oriundo do lixão do Aurá no Município de Ananindeua (PA), que recebia os resíduos sólidos gerados na Região Metropolitana de Belém – RMB.

A fim de obter o maior universo possível de informações sobre o lixiviado, o autor definiu 3 pontos para coleta de lixiviado bruto: P1 (localizado em uma vala que seria, a princípio, de água pluvial, onde havia intenso vazamento de chorume bruto); P2 (localizado na entrada de dois filtros); P3 (localizado na saída da vala de água pluvial).

Tabela 2: Resultados médios das análises do chorume gerado no lixão do Aurá, realizadas durante os períodos de chuva e de estiagem.

Variável	Resultados médios da coleta de março (chuvas)			Resultados médios da coleta de abril (chuvas)			Resultados médios da coleta de outubro (estiagem)			Resultados médios da coleta de novembro (estiagem)		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
pH	8,53	8,63	8,72	8,71	8,52	8,80	8,71	8,36	8,60	8,26	8,30	8,98
Condutividade (mS/cm)	9,82	11,18	4,17	15,19	13,6	5,69	20,60	18,01	22,60	20,1	13,24	15,63
AT (mgCaCO ₃ /L)	3.900	2.500	1.400	4.290	4.430	2.940	9.550	4.967	4.900	7.050	6.000	5.350
DBO _{5,20°C} (mgO ₂ /L)	321	262	187	498	446	441	1.625	1.146	2.753	1.217	1.071	1.422
DQO (mgO ₂ /L)	2.178	1.584	990	2.330	1.942	1.165	7.000	5.000	9.000	6.000	4.000	5.000
DBO/DQO	0,15	0,17	0,19	0,21	0,23	0,38	0,23	0,23	0,31	0,20	0,27	0,28
ST (mg/L)	2.964	3.756	7.598	7.350	6.240	3.186	9.106	9.244	13.308	10.416	5.892	4.500
SS (mL/L)	<0,1	<0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	n.e.	n.e.	n.e.	1,9	0,3	0,05
Sólidos em Suspensão (mg/L)	256	298	378	138	130	104	144	280	122	196	296	252
Nitrogênio Amoniacal (mgN-NH ₄ /L)	670	839	209	1.979	948	342	1.400	1.316	1.062	1.190	1.022	994
Nitrato (mgN-NO ₃ /L)	41,26	34,91	30,47	73	39	19	39,53	32,95	44,25	25,39	31,74	69,82

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; AT: Alcalinidade Total; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis; n.e.: não avaliado.

Fonte: Adaptado de SOUSA (2000).

Sousa (2000) constatou que a sazonalidade afeta a qualidade do chorume influenciando, então, no tratamento do mesmo, destacando que o chorume se torna “mais perigoso” no período de estiagem devido estar mais concentrado. Constatou ainda que o chorume no período de chuvas (média de 359,66 mg/L de DBO) apresentou características similares a de esgoto sanitário (300 mg/L de DBO).

Por conter elevadas concentrações de compostos orgânicos resultantes da degradação de substâncias que são metabolizadas, como carboidratos, proteínas e lipídeos, o lixiviado de aterros sanitários possui concentrações de amônia potenciais de contaminação ambiental, podendo ainda ocasionar em desequilíbrio do ciclo do nitrogênio em ambientes aquáticos e solo (CABEZA *et al.*, 2007; AZIZ *et al.*, 2010; HIRA *et al.*, 2018).

Devido à elevada carga bioquímica, presença de metais pesados e demais substâncias tóxicas, resulta no elevado potencial de contaminação ao meio ambiente em decorrência do lixiviado (VEDRENNE *et al.*, 2012; RIGUETTI *et al.*, 2015). Logo, faz-se necessário o

emprego de tecnologias eficientes de tratamento desse efluente líquido e destinação final adequada para o lançamento após tratamento (BERRIEL *et al.*, 2018).

Impactos ambientais ocasionados por esses elementos que constituem o lixiviado são extremamente acentuados. A percolação desse efluente no aterro pode atingir águas subterrâneas e superficiais, comprometendo a qualidade da água de possíveis mananciais e ocasionando em impacto à fauna e flora local. O principal problema associado à geração de lixiviado é a produção de compostos xenobióticos, por apresentarem toxicidade (KARNCHANAWONG E VEERAKAJAHNSAK, 2010; KJELDSSEN *et al.*, 2010).

3.2.2. Tratamento de lixiviado

O tratamento do lixiviado viabiliza a transformação do efluente em diversos compostos estáveis, minimizando prováveis danos ao meio ambiente pela contaminação ocasionada pelo líquido (ABBAS *et al.*, 2009). Para isso, os aterros sanitários devem seguir as diretrizes da NBR 8.419 (ABNT, 1992), que fixa as condições mínimas sobre a apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.

Esta norma prevê a elaboração de sistema de drenagem e remoção de percolado, com descrição mínima do sistema apresentando: indicação da vazão de dimensionamento do sistema; disposição em planta desses elementos em escala não inferior a 1:2000; as dimensões desses elementos; dos materiais usados, com suas especificações; cortes e detalhes necessários à perfeita visualização do sistema (ABNT, 1992).

O sistema de tratamento do percolado, com descrição mínima do sistema apresentando: estimativa da quantidade de percolado a drenar e remover; da disposição em planta desses elementos; dos materiais usados, com suas especificações; cortes e detalhes necessários à perfeita visualização do sistema; do processo utilizado, sequência de operações e tipos de tratamento (ABNT, 1992).

Várias técnicas vêm sendo estudadas para o tratamento do lixiviado, cujos principais processos envolvidos são biológicos, físico-químicos, eletroquímicos, oxidativos (QUEIROZ *et al.*, 2011; MANDAL *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2018), etc. As unidades de tratamento devem ser determinadas e dimensionadas considerando a caracterização do lixiviado. Uma vez que não há legislação específica que dispõe diretrizes para lançamento de lixiviado tratado, para este efluente aplica-se a Resolução 430 do CONAMA (BRASIL, 2011) que

institui condições e padrões para lançamento de efluentes oriundos de sistema de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem.

O lixiviado estabilizado de aterro é tipicamente resistente a processos biológicos (CORTEZ *et al.*, 2010; MAIA *et al.*, 2015). Segundo Moraes *et al.* (2010) a combinação dos processos garante tratamento efetivo do lixiviado, uma vez que apenas um tipo de processo não obtém rendimento satisfatório na remoção de todos os poluentes contidos no efluente, devido a alta complexidade e potencial poluidor dos elementos.

Entre as diferentes combinações de tratamento do lixiviado que envolvem processos biológicos e físico-químicos (QIU *et al.*, 2016; ZOLFAGHARI *et al.*, 2018), com o uso de carvão ativado vem-se obtendo rendimentos variados dependendo das técnicas, que dependem de vários fatores, como características do lixiviado e meio adsorvente (BILARDI *et al.*, 2018).

Apesar de aplicar técnicas de tratamento ao lixiviado, há substâncias contaminantes que não são degradadas, ocorrendo sua concentração e caracterizando a produção de fases sólidas (lodo) altamente contaminantes, devendo-se tratar e destinar adequadamente a fração sólida restante do processo de tratamento (BRITO, 2014). É possível criar uma rota de caracterização do lixiviado para contribuir com maior eficiência ao processo de tratamento a ser empregado (PROSAB, 2009).

3.2.3. Tipos de tratamento de lixiviado

Nos processos de tratamento biológico de lixiviado ocorre a estabilização da matéria orgânica presente no lixiviado mediante atividade biológica, realizada principalmente pelo metabolismo de bactérias (AKGUL *et al.*, 2018). O tratamento biológico elimina compostos orgânicos perigosos através de biotransformação, por mineralização para dióxido de carbono e água, ou por decomposição anaeróbica para dióxido de carbono e metano (VERKATARAMANI *et al.*, 2009; CORDONE *et al.*, 2016). A operação desse processo depende do clima local, sazonalidade, quantidade de orgânica, idade do aterro sanitário.

Compostos nitrogenados podem ser removidos do lixiviado de aterro sanitário utilizando-se de processo de tratamento biológico aeróbico (STEPHENSON *et al.*, 2008; PLÓSZ *et al.*, 2010). Segundo Koc-Jurczyk e Jurczyk (2016) a aplicação de reatores de batelada sequencial (SBR) para tratamento de lixiviados de aterros antigos e estabilizados, ainda pode ser uma solução economicamente viável, no que diz respeito à remoção de nitrogênio.

Gálvez *et al.* (2012) obtiveram resultados que demonstraram a viabilidade de filtro biológico aerado para a remoção da fração biodegradável da matéria orgânica contida em lixiviado parcialmente estabilizado. Entretanto, um processo físico-químico mostrou-se necessário como pré ou pós-tratamento para a remoção da fração recalcitrante. Logo, a combinação de processos de tratamento é fundamental para a remoção dos poluentes.

Klauson *et al.* (2014) submeteram o lixiviado de resíduos municipais a vários tipos de tratamento químico (CHEM) e biológico (BIO) com o objetivo final de estabelecer um esquema ótimo de tratamento combinado de processos físico-químicos e biológicos individuais. Devido à alta biodegradabilidade inicial do lixiviado bruto, o processo combinado mais eficiente foi o pré-tratamento biológico aeróbico, seguido pelo tratamento com Fenton (tecnologia de oxidação química) e subsequente pós-tratamento biológico. A eficiência do processo de tratamento combinado foi investigada em escala laboratorial, com mais de 90% de remoção de DQO e DBO.

Ai *et al.* (2017) investigaram a aplicação de um método biológico, usando reatores de batelada sequencial, e um método químico, usando o processo de oxidação eletro-Fenton, em combinação. O tratamento combinado, e o processo eletro-Fenton sozinho, foi aplicado a um lixiviado de aterro sanitário. Os contribuintes dominantes para a demanda química de oxigênio (DQO) no lixiviado bruto continham os componentes biodegradáveis (79% do total de DQO). Com base nas intensidades de absorção nos espectros de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), os grupos funcionais no lixiviado bruto foram reduzidos pelo tratamento biológico, mas alterados pelo processo eletro-Fenton.

Smaoui *et al.* (2017) a fim de melhorar as condições anaeróbicas e os rendimentos de biogás no tratamento lixiviado bruto que continha grandes quantidades de matéria orgânica, altas concentrações de amônia e baixa biodegradabilidade, aplicaram pré-tratamento com processos de coagulação/floculação, oxidação de Fenton (FO) e ar stripping. Foram obtidas remoções de 85% de amônia e 26% de demanda química de oxigênio (DQO).

A coagulação floculante proporcionou um aumento na biodegradabilidade do efluente com 46% de redução de DQO. A oxidação de Fenton permitiu reduzir 48% de DQO e 30% da demanda biológica de oxigênio (DBO₅). O melhor rendimento na geração de metano foi obtido usando pré-tratamento com air stripping, resultando em digestão anaeróbica mais eficiente. Li *et al.* (2017), obtiveram alta eficiência na remoção DQO, produção de metano e remoção de metais pesados quando usaram sulfato para fortalecer o processo de tratamento

biológico de lixiviado de aterro sanitário, à uma razão baseada na massa de DQO/SO₄⁻² igual a 3,0.

Sistemas de wetlands construídos com fluxo subsuperficial podem ser usados para tratamento de lixiviados em aterros sanitário, entretanto, a baixa biodegradabilidade dos lixiviados limita o desempenho do tratamento, necessitando de pré-tratamento de lixiviados e efluentes municipais para melhora nas taxas de remoção (WOJCIECHOWSKA, 2017).

Akinbile *et al.* (2012) construíram wetland plantado com *haspan Cyperus*, com areia e cascalho usado como substrato. Os resultados mostraram que as wetlands construídas com *C. haspan* foram capazes de remover entre turbidez, cor, sólidos totais, DBO₅ e nitrato. Altas eficiências de remoção no estudo provaram que o lixiviado poderia ser tratado de forma eficaz usando wetlands construídas em subsuperfície com a planta *C. haspan*.

Oka *et al.* (2017) utilizaram wetlands em escoamento vertical para tratamento lixiviado sintético obtendo redução do volume de chorume efetivamente por evapotranspiração e removeram matéria orgânica, cor e amônia, demonstraram altas quantidades de remoção de metais pesados, como Zn, Cr, Ni, Cd, Fe e Pb, mas não houve remoção para Mn de chorume. Entretanto, quantidades de remoção de metal nas wetlands foram baixas para lixiviado de difícil degradabilidade.

Segundo Hamada *et al.* (2002) os tratamentos físico-químicos para lixiviados são diversos e adaptáveis de acordo com as características do lixiviado a ser tratado, devendo serem considerados alguns aspectos como: vazão de chorume; concentração de poluentes segundo a idade do aterro; identificar e selecionar opções de tratamento.

Segundo Kurniawan *et al.* (2006) as vantagens de processos físico-químicos incluem a alta capacidade de remoção de contaminantes e fácil operação do sistema, podendo ser utilizado para a remoção de metais pesados e elementos recalcitrantes. Ainda de acordo com os autores, individualmente, nenhuma das técnicas de tratamento físico-químico são universalmente aplicáveis e efetivamente eficientes para fins de completa tratabilidade.

Campos *et al.* (2013) avaliaram a tecnologia de stripping para a remoção de amônia de lixiviado de aterro sanitário no Brasil, estudando a relação entre a alcalinidade do lixiviado e a eficiência de remoção de amônia durante o processo. Uma forte influência da alcalinidade do lixiviado na remoção de nitrogênio amoniacal foi observada; À medida que a alcalinidade diminuiu, a concentração de amônia também diminuiu devido à remoção prévia de CO₂, o que aumentou o pH e, conseqüentemente, favoreceu a remoção do NH₃.

A precipitação química vem sendo principalmente utilizado para a remoção de amônia, compostos não biodegradáveis e metais pesados. Grande problema é a elevada geração de lodo quando aplicados processos convencionais de precipitação (MASSAI *et al.*, 2007; DINIZ, 2010). Essa técnica consiste na redução da solubilidade de compostos orgânicos e inorgânicos, sendo a redução da matéria orgânica relacionada à precipitação de sais orgânicos contidos no efluente (GIORDANO *et al.*, 2011).

No processo de coagulação utiliza-se de agente coagulante para a desestabilização de partículas coloidais para minimizar as forças repulsivas, e posteriormente ocorre o processo de floculação, que possibilita a aglomeração dessas partículas mediante agitação lenta, proporcionando contato entre os flocos, para então seguirem para sedimentação.

Corredor *et al.* (2012) estudaram a combinação do processo de coagulação/floculação e eletrocoagulação, os melhores resultados foram na remoção de sólidos suspensos e consequente correção de parâmetros físico-químicos de 67%.

Amor *et al.* (2015) com lixiviado estabilizado à razão de DBO₅/DQO a 0,1 combinaram o processo de pré-tratamento coagulação/floculação com reagente Fenton, sendo possível atingir 89% de remoção de DQO em 96h. A coagulação/floculação com FeCl₃H₂O removeu 63% de DQO, 80% de turbidez e 74% de polifenóis. No tratamento combinado de coagulação/floculação com foto-Fenton solar foi alcançada 50% de remoção de carbono orgânico dissolvido depois de oxidação química.

Postacchini *et al.* (2018) identificaram impactos ambientais relevantes gerados pelo uso de cloreto de polialumínio (PAC) como agente químico coagulante e hidróxido de sódio (soda cáustica) como agente químico de controle de pH em plantas de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Duas comparações de ciclo de vida, comparando respectivamente os dois agentes acima para substitutos comuns e análogos foram realizadas: cloreto férrico como agente coagulante e hidróxido de cálcio (cal) como um agente de controle de pH. Essas comparações demonstram os maiores impactos ambientais do uso de cloreto férrico sobre PAC e de hidróxido de sódio sobre hidróxido de cálcio, sendo recomendada substituição de hidróxido de cálcio por hidróxido de sódio e de PAC por cloreto férrico.

A tecnologia de evaporação ou destilação vem sendo utilizada para tratamento combinado de lixiviado e biogás em aterros sanitários, apresentando alternativa ao emprego de tecnologias convencionais (ZHAO *et al.*, 2017). A evaporação do lixiviado é capaz de

reduzir elevados volumes, podendo ser usados duas alternativas: evaporação natural (FREIRE DE SÁ, 2008) e evaporação forçada (SANTOS, 2011).

Bahé (2008) realizou evaporação com lixiviado acidificado, obtendo eficiência de redução de amônia em torno de 99%. Esse processo demonstrou potencial na redução dos poluentes, podendo gerar créditos de carbono e reduzir a quantidade de lixiviado.

Oliveira *et al.* (2011) concluíram que o processo de evaporação é eficiente na remoção de poluentes não voláteis, como: ST, Cl⁻, DQO e COT. Entretanto, os autores recomendam avaliar os compostos orgânicos voláteis, uma vez que mesmo em pequenas concentrações podem ser impactantes, principalmente em relação a lixiviados provenientes de aterros jovens, que podem conter concentrações de ácidos orgânicos voláteis que após de evaporação, são potenciais na geração de poluição atmosférica.

Segundo Bacelar *et al.* (2012) a evaporação utiliza o próprio gás gerado no aterro como fonte de energia, sendo capaz de reduzir em 21 vezes o potencial de aquecimento global, devido queimar o metano, principal gás constituinte do biogás.

Afsharnia *et al.* (2012) realizaram processos de evaporação-destilação em lixiviado de aterro sanitário, obtendo a redução da demanda química de oxigênio (DQO) em 83,56%. Durante a evaporação, uma parte do nitrogênio Kjeldahl total (NTK) permaneceu no concentrado e o restante foi destilado. Yang *et al.* (2018) alcançaram a co-bioevaporação através da mistura de lixiviado concentrado de aterro sanitário com resíduos alimentares, obtendo remoção simultânea de 96,7% da água e de 95,6% da matéria orgânica contidas no lixiviado concentrado e nos alimentos desperdiçados.

Os processos oxidativos são caracterizados por serem destrutivos, ou seja, destroem quimicamente os compostos contaminantes, ao invés de apenas sofrerem mudança de fase. No caso, a oxidação pode ser utilizada como pré-tratamento reduzindo o nível de toxicidade do lixiviado, ou usado como pós-tratamento na oxidação de resíduos não biodegradados em processos biológicos (TEIXEIRA E JARDIM, 2014; METCALF E EDDY, 2016).

Existem compostos resistentes a ação de agentes oxidantes convencionais (oxigênio, ozônio, cloro, hipoclorito de sódio, permanganato de potássio e peróxido de hidrogênio), tornando-se necessário recorrer a processos oxidativos avançados (METCALF E EDDY, 2016).

Os processos de oxidação química avançados (PAOs) objetivam a formação de radicais hidroxila (OH^-) e são divididos em dois grupos: processos homogêneos, que ocorrem em uma fase e utilizam de ozônio, peróxido de hidrogênio e reagente de Fenton, e processos heterogêneos, que consistem no uso de semicondutores como catalisadores, como dióxido de titânio, óxido de zinco, etc. Esses processos são altamente reativos e possuem capacidade de destruição total de diversos poluentes orgânicos (DE BRITO *et al.*, 2011; POBLETE *et al.*, 2017).

Cortez *et al.* (2010) observaram que a degradação do lixiviado do aterro pelo ozônio foi favorecida em valores mais altos de pH e com a adição de H_2O_2 . A maior redução orgânica e melhora na biodegradabilidade foi observada com o processo $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ a $600 \text{ mgH}_2\text{O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Este sistema foi capaz de remover 63% da demanda química de oxigênio (DQO), 53% do carbono orgânico total (COT), 42% do teor aromático (UV254, entretanto aumentou a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O ozônio combinado com H_2O_2 contribuiu significativamente para remover e alterar a matéria orgânica recalcitrante e melhorar a biodegradabilidade do chorume, o que torna este processo muito atraente como tratamento pré-biológico.

Cortez *et al.* (2011) avaliaram o tratamento de Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) e diferentes Processos de Oxidação Avançada baseados em ozônio (O_3 , O_3/OH^- e $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) como pré-tratamento de um lixiviado estabilizado, a fim de melhorar a biodegradabilidade da matéria orgânica recalcitrante para posteriormente aplicar tratamento biológico. A maior eficiência de remoção e biodegradabilidade foi alcançada pelo ozônio em valores de pH mais altos, unicamente ou combinados com H_2O_2 . Estes resultados confirmam a maior produção de radical hidroxila sob tais condições. Após a aplicação por 60 min de ozônio a $5,6 \text{ gO}_3 \cdot \text{h}^{-1}$, pH inicial 7 e $400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de peróxido de hidrogênio, a eficiência de remoção de DQO foi de 72% e a DBO_5/DQO aumentou de 0,01 para 0,24.

Arm e Aziz (2012) aplicaram ozonização combinada com o processo Fenton ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) para o tratamento do lixiviado de aterro sanitário. Os valores ótimos de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), cor e $\text{NH}_3\text{-N}$ foram 65%, 98% e 12%, respectivamente, por 90 min de ozonização usando uma razão molar de Fenton de 1 em uma concentração de Fenton de $0,05 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (1700 mg/L) de H_2O_2 e $0,05 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (2800 mg/L) de Fe^{2+} a pH 7. A remoção máxima de $\text{NH}_3\text{-N}$ foi de 19% a 150 min. O método combinado (isto é, $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) alcançou maiores eficiências de remoção para DQO, cor e $\text{NH}_3\text{-N}$ em comparação com ozônio, Fenton e técnicas combinadas de Fenton e ozônio.

Shah *et al.* (2017) combinaram tratamento biológico com processos de pré-tratamento com ozonização, eletrocoagulação e adsorção, provando ser uma estratégia bem-sucedida para a remoção de compostos orgânicos refratários, bem como de nitrogênio amoniacal. A ozonização levou a uma remoção de carbono orgânico total (COT) de até 12,5%, enquanto que com na eletrocoagulação, observou-se remoção de até 40% de COT. Em combinação com o tratamento biológico, foram observadas remoções de até 90% de COT e 65% de nitrogênio amoniacal durante os experimentos, todas realizadas em modo batelada.

3.3. CRAQUEAMENTO TÉRMICO

O craqueamento (pirólise) é um processo térmico que consiste na decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio, gerando produtos que consistem em frações líquidas, sólidas e gasosas (CORMA *et al.*, 2018; GEAR *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2018).

O termo craqueamento termo-catalítico é referente a possibilidade de vários catalisadores poderem ser empregados no processo, catalisadores com características microporosas e mesoporosas, que na reação de craqueamento têm a função de favorecer a reação acelerando o processo e aumentando o rendimento energético das frações geradas (RAMYA E SIVAKUMAR, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2016). O craqueamento térmico ou termo-catalítico é empregado como rota para produção de biocombustíveis, a partir do aproveitamento de matéria-prima carbonácea (SANTOS *et al.*, 2017; ALJBOUR, 2018).

Dentre os produtos gerados no craqueamento, a fração sólida possui características de carvão e tem uso promissor na agricultura (ZHANG *et al.*, 2015; FERREIRO *et al.*, 2018) e adsorção de efluentes líquidos (AHMED E HAMEED, 2018; DAHAL *et al.*, 2018; SHAHEEN *et al.*, 2018). Sendo assim, o processo de pirólise é transformador de matéria em subprodutos aproveitáveis, os quais a fração sólida é passível de ser aproveitada na adsorção de matrizes líquidas.

O lodo de esgoto é biomassa capaz de ser craqueada, produzindo biocarvão (AGRAFIOTI *et al.*, 2013; LIU *et al.*, 2018). Zhao *et al.* (2014) obtiveram carvão ativado à base de lodo de aterro sanitário misturado a uma pequena quantidade de palha de milho via pirólise e ativação química. Os resultados de adsorção dinâmica do líquido residual do lixiviado do aterro mostram que carvão a base de lodo de aterro sanitário pode efetivamente remover a maioria das substâncias nocivas do lixiviado do aterro.

Ghani *et al.* (2017) determinaram condições ótimas para adsorção de chorume de aterro sanitário a partir de carvão ativado à base do talo de banana via processo de pirólise.

Com remoção de cor em 91,2% e remoção de DQO a 83,0%, os resultados mostraram que o carvão é aplicável para a remoção de poluentes por adsorção de lixiviados de aterros sanitários.

Apesar da efetividade da produção de carvão via craqueamento visando tratamento de lixiviado, esse é um tema novo que precisa ser mais estudado, uma vez que há diversos materiais possíveis de serem usados para a produção desse biocarvão, apresentando diferentes eficiências de remoção de poluentes visando proteção ambiental.

3.4. ADSORÇÃO

O processo de adsorção consiste em um fenômeno de superfície no qual ocorre transferência de massa. Esse processo está relacionado à área disponível do adsorvente, à relação entre a massa de adsorvente e do adsorvido, pH, temperatura, forças iônicas e natureza química do adsorvente e adsorvido, pode ocorrer de duas formas: física ou química (SCHETTINO JUNIOR, 2004; ROUQUEROL *et al.*, 2013). A adsorção física ocorre por relações intra-moleculares do tipo Van der Waals e a adsorção química através de ligações químicas, principalmente covalentes (ATKINS E DE PAULA, 2012; MARIN, 2015).

Segundo Fang *et al.* (2010), os adsorventes podem ser substâncias naturais ou sintéticas, baseados na diferença de sua composição, sendo esses materiais porosos classificados em dois tipos: materiais inorgânicos e compostos em carbono. Para sólidos inorgânicos, as duas maiores subclasses são os materiais zeolíticos aluminosilicatos e fosfosilicatos (BAOYU *et al.*, 2013; NOMURA E JONES, 2014). Materiais porosos à base de carbono podem ser divididos em duas subcategorias, como carvão ativado (GIL *et al.*, 2014; WU *et al.*, 2014) e nanotubos de carbono, nanofibras e materiais grafíticos (HUNG *et al.*, 2014; ROCHA *et al.*, 2014; SEEMA *et al.*, 2014).

Os adsorventes possuem estruturas microcristalina com características que torna acessível combinação seletiva entre o sólido e o soluto (ROUQUEROL *et al.*, 2013; NASCIMENTO *et al.*, 2014). Seguindo as recomendações da IUPAC (1985) (THOMMES *et al.*, 2015), deve-se classificar os poros do adsorvente segundo seu tamanho:

1. Microporos: largura que não excede 2 nm.
2. Mesoporos: largura entre 2,0 e 50 nm.
3. Macroporos: largura superior a 50 nm.

Os adsorventes diferem-se ainda quanto a necessidade ou não da aplicação de tratamento físico-químico para melhorar sua capacidade de adsorção. A ativação química com a adição de ácidos ao adsorvente promove o aumento da área superficial específica, volume e tamanho dos poros, a dissolução de impurezas e outras modificações que resultam na melhoria capacidade da adsorção (PATRICIO *et al.*, 2014; CASTRO *et al.*, 2017).

Couto *et al.* (2016) avaliaram a remoção de nitrogênio amoniacal por aluminossilicatos, utilizando soluções-padrão como lixiviado de aterro pré-tratado. Três tipos de argilas comerciais e um zeólito comercial foram inicialmente testados usando solução padrão; no entanto, apenas uma argila com a melhor removibilidade e o zeólito foram testados com lixiviado pré-tratado. A capacidade de adsorção de argila escolhida com a solução padrão alcançou 83%, enquanto a solução pré-tratada de percolado atingiu 95% e os zeólitos atingiram, respectivamente, uma remoção de 73% e 81%.

Além disso, o pré-tratamento utilizado no lixiviado provou ser essencial não apenas para a detecção de amônia em solução, mas também para facilitar sua adsorção em aluminossilicatos. Essa alternativa de remoção de nitrogênio amoniacal também gera um produto derivado de tratamento que pode ser usado como matéria-prima agrícola na forma de fertilizante, promovendo uso sustentável ao lixiviado tratado.

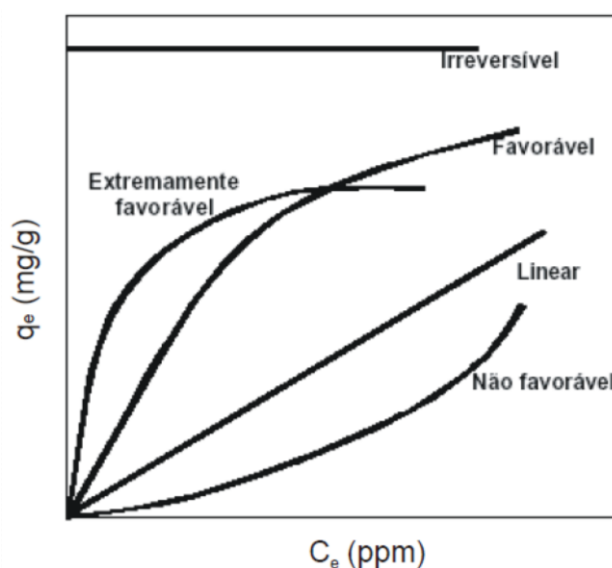
Dolar *et al.* (2016) implementaram experimentos em escala de laboratório para avaliar a eficácia da coagulação/ultrafiltração (UF) e adsorção/UF como uma opção de pré-tratamento para o tratamento de lixiviados estabilizados usando nanofiltração (NF) e osmose reversa (RO). A coagulação apresentou melhor redução de DQO (65%), carbono orgânico total (86%) e turbidez (87%) do que adsorção (32%, 132%, 7%, respectivamente). A ultrafiltração foi melhor após a adsorção, uma vez que a redução de DQO e carbono orgânico total foi maior, confirmando que moléculas maiores foram removidas com coagulação e menores com adsorção.

Em ensaios de adsorção avalia-se a capacidade de adsorção mediante a elaboração de isotermas de adsorção, esses gráficos mostram a quantidade de adsorvato é adsorvido de uma solução por um adsorvente. Logo, o processo deve ser avaliado ao longo do tempo analisando-se concentrações de equilíbrio do soluto estudado.

3.4.1. Isotermas de adsorção

As isotermas de adsorção são gráficos elaborados para estudo do comportamento de adsorção de solutos em adsorventes (SOUZA *et al.*, 2007; COSTA DE SOUZA, 2019), sendo comumente utilizados para avaliar processos de adsorção de efluentes (DE VILLA DA ROCHA, 2017; PINTO *et al.*, 2018). Mediante os dados experimentais obtidos em ensaios de adsorção e a linearização dos dados, é possível a elaboração das isotermas. Entretanto, existem diferenças entre os tipos de curvas que a isoterma de adsorção pode se ajustar, a Figura 1 mostra os tipos de comportamentos para as isotermas.

Figura 1: Tipos de isotermas de adsorção.

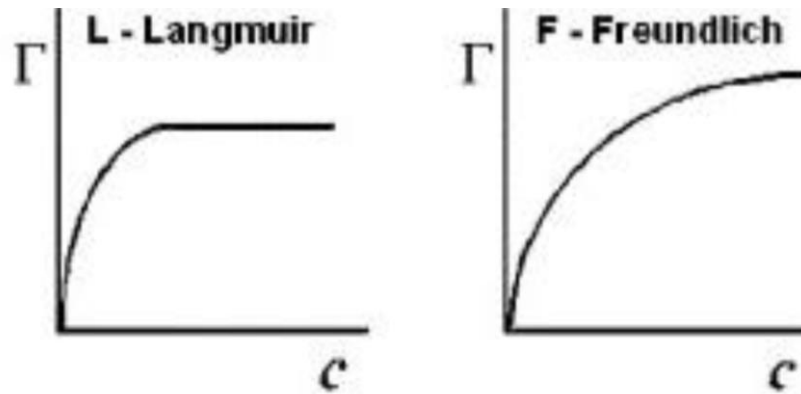


***Legenda:** q_e : quantidade máxima de soluto retido no adsorvente (mg de soluto/g de adsorvente); C_e concentração de equilíbrio do soluto (mg de soluto/L).

Fonte: Adaptado de MCCABE et al. 1993. *Apud* DE SOUZA DOS SANTOS (2019).

Empregando os dados linearizados aos modelos de equilíbrio de Freundlich e Langmuir, determina-se assim os parâmetros para as equações das isotermas nesses modelos. A Figura 2 mostra o comportamento das isotermas nos modelos de Freundlich e Langmuir.

Figura 2: Isotermas pelos modelos de equilíbrio de Langmuir e Freundlich.



Fonte: MORENO-CASTILLA (2004).

- **Modelo de Freundlich**

Segundo Masel (1996) o modelo de Freundlich foi originalmente utilizado admitindo distribuição logarítmica de sítios ativos com adsorção em multicamadas ainda que não-uniformes. A Equação 01 representa a expressão para a capacidade de adsorção Q_e para modelo de Freundlich:

$$Q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad \text{Equação (01)}$$

Onde:

Q_e é a quantidade adsorvida de soluto por grama de adsorvente (mg/g)

K_F é a constante de Freundlich (mg/g)

n é um parâmetro empírico

A constante de Freundlich é associada a capacidade de adsorção e o valor de n , apesar de ser empírico, é usado para indicar se a adsorção é favorável quando está no intervalo de $1 < n < 10$.

A Equação 02 consiste na expressão linearizada de Freundlich:

$$\text{Log} Q_e = \text{Log} K_F + \frac{1}{n} \cdot \text{Log} C_e \quad \text{Equação (02)}$$

- **Modelo de Langmuir**

Langmuir propôs em 1918 um modelo para explicar o comportamento da adsorção sobre uma superfície uniforme, simples, infinita e não porosa (LANGMUIR, 1918). A base teórica desse modelo prevê que: as moléculas adsorvidas não interagem entre si, cada sítio deve ser ocupado apenas por uma molécula, a energia de adsorção independe do preenchimento dos sítios e a adsorção ocorre em monocamadas.

A Equação 03 representa a expressão do modelo de Langmuir:

$$Q_e = \frac{Q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad \text{Equação (03)}$$

Onde:

K_L é a constante de Langmuir que representa a capacidade de adsorção teórica em na monocamada (L/g)

Q_m é constante relacionada com a energia de adsorção (L/mg)

C_e é a concentração do adsorbato no equilíbrio (mg/L)

Q_e é a quantidade adsorvida de adsorbato por grama de adsorbente (mg/g)

Equação 04 consiste na expressão linearizada de Langmuir:

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{Q_m \cdot K_L} + \frac{1}{K_L} \cdot C_e \quad \text{Equação (04)}$$

A partir do parâmetro de equilíbrio R_L pode-se prever a forma da isoterma, com a indicação se a isoterma é favorável ou desfavorável. A Equação 05 expressa como R_L pode ser calculado:

$$R_L = \frac{1}{1 + Q_m \cdot K_L} \quad \text{Equação (05)}$$

Determinado o valor do parâmetro de equilíbrio R_L determina-se qual tipo de isoterma de Langmuir segundo a possibilidade de adsorção tem-se para os dados ajustados. O Quadro 2 mostra a relação entre R_L e o tipo de isoterma de Langmuir.

Quadro 2: Fator de separação R_L e o tipo de isoterma de Langmuir.

Fator de Separação (R_L)	Tipo de Isotherma
$R_L > 1$	Desfavorável
$R_L = 1$	Linear
$0 < R_L < 1$	Favorável
$R_L = 0$	Reversível

Fonte: Adaptado de ERDOGAN et al. 2005. *Apud* DE SOUZA DOS SANTOS (2019).

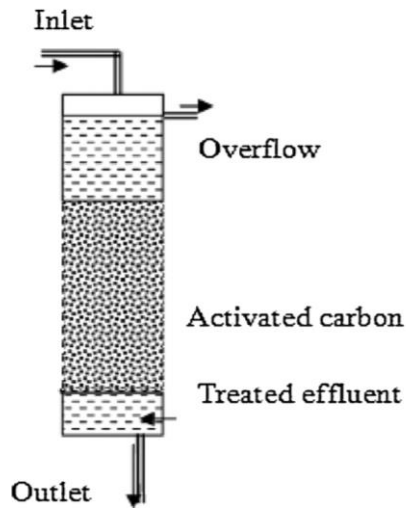
Fu *et al.* (2013) utilizaram as isotermas de Freundlich e Langmuir para avaliar a capacidade de adsorção de carvão ativado de origem vegetal na adsorção do corante azul de metileno, obtendo eficiência e concluindo a possível viabilidade técnica da aplicação desse adsorvente na adsorção de efluentes.

3.4.2. Uso de carvão ativado para tratamento de efluentes

O carvão ativado é um elemento adsorvente amplamente empregado para adsorção de matrizes líquidas à diversas qualidades (ERABEE *et al.*, 2018). O emprego do carvão ativado granular e em pó para realizar adsorção de lixiviado promove a remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos devido a grande área de superfície, estrutura de microporos e elevada capacidade de adsorção e reatividade do carvão (KAWAHIGASHI, 2012; KULIKOWSKA, 2016). Além do processo de adsorção, ocorre também a assimilação da matéria orgânica por microorganismos, em que o carvão serve como suporte (IMAI *et al.*, 2007; OLMSTEAD E WEBER JUNIOR, 2007).

O processo de adsorção em leito fixo de carvão ativado granular é uma alternativa para a remoção de compostos voláteis em efluentes aquosos (BRINQUES, 2005). Gupta e Singh (2007) desenvolveram coluna de carvão ativado obtendo resultados satisfatórios na remoção de compostos orgânicos e nitrogênio amoniacal de amostras de chorume, a Figura 3 mostra o esquema da instalação experimental.

Figura 3: Instalação experimental de coluna de carvão ativado para tratamento de lixiviado.

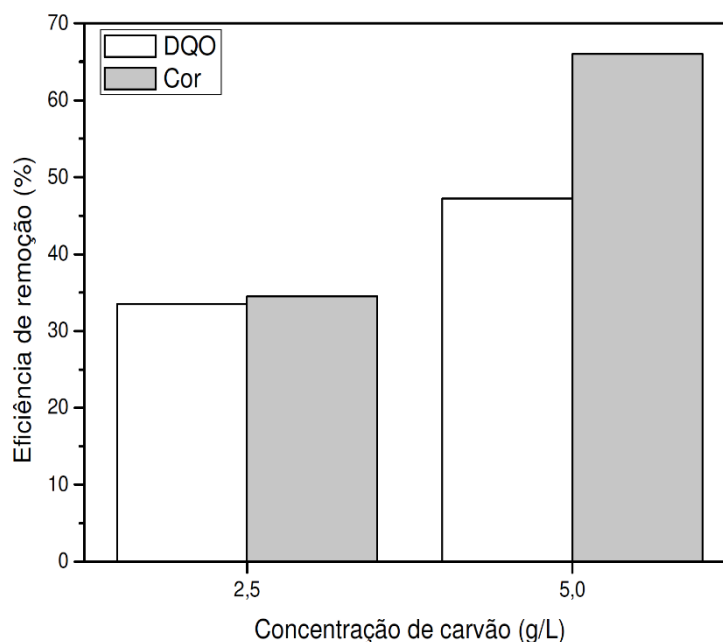


Fonte: GUPTA E SINGH (2007); *Apud* FOO E HAMEED (2009).

Foul *et al.* (2009) usaram a mistura de carvão ativado e calcário como um processo de tratamento primário para lixiviado gerado a partir de um antigo aterro, com elevados valores para os seguintes parâmetros: cor, DQO, ferro e nitrogênio amoniacal. Mais de 86% de cor e DQO, 95% de ferro e 48% de nitrogênio amoniacal foram removidos por uma mistura de carvão ativado e calcário (15:25 por volume) em batelada em comparação com 70, 80 e 90% respectivamente, em estudo com coluna nos primeiros cinco dias.

Costa (2010) realizou testes empregando duas diferentes massas de carvão ativado em contato, por 24 h, com volume fixo de lixiviado oriundo do lixão de Maceió (AL). A eficiência para remoção de DQO e cor tendem a aumentar à medida que a concentração de carvão ativado aumenta (Figura 4).

Figura 4: Efeito da concentração de carvão ativado na remoção de DQO e cor de chorume oriundo do lixão de Maceió (pH = 8,3).



Fonte: COSTA (2010).

A autora obteve para as duas concentrações de carvão ativado usadas, 2,5 e 5 mg/L, as respectivas capacidades de adsorção de matéria orgânica, de 365 e 517 mg de DQO/g de carvão, constatando ser o carvão ativado, utilizado em seu estudo, um adsorvente com características promissoras para a remoção de matéria orgânica estabilizada.

Cataldo e Angelini (2013) aplicaram lixiviado a tratamento apenas com ozônio, somente com carvão ativado e por uma ação combinada de carvão ativado e ozônio. Os melhores resultados em termos de redução de DQO, melhoria de cor, remoção dos metais de transição e esterilização do efluente tratado do lixiviado foram obtidos pela combinação do tratamento com carvão ativado com a ozonização, sendo o carvão ativado utilizado como pré-tratamento.

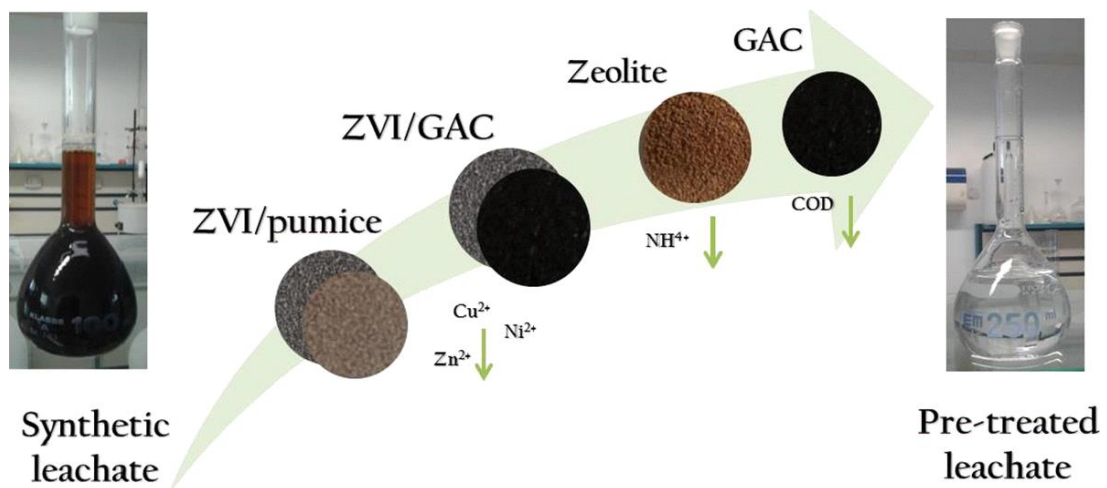
Pozzetti *et al.* (2013) avaliaram carvões ativados pulverizados como pós-tratamento de lixiviado estabilizado do aterro sanitário, previamente tratado por stripping de amônia, seguido de lodos ativados, obtendo eficiência limitada na adsorção de cor verdadeira, sendo necessárias dosagens elevadas para atingir remoções significativas desse parâmetro.

Kulikowska *et al.* (2016) compararam o desempenho de carvões ativados em pó e granulares na remoção orgânica do lixiviado de aterro sanitário, obtendo remoção de DQO e carbono orgânico dissolvido em processo de adsorção.

Campos e Piveli (2017) avaliaram a utilização combinada de carvão ativado em pó (CAP) com coagulante cloreto férrico na remoção de compostos orgânicos recalcitrantes de aterro sanitário, e obtiveram que a aplicação de CAP como pós-tratamento ao processo coagulação/floculação mostra-se mais vantajoso em conjunto do que quando dosado ao coagulante. Obteve-se 96% de remoção para compostos orgânicos recalcitrantes, expressos em termos de carbono orgânico dissolvido (COD), e de 99,9% para remoção de cor e turbidez.

Bilardi *et al.* (2018) propuseram técnicas de pré-tratamento físico-químicas com chorume sintético para redução de elementos contaminantes utilizando quatro diferentes meios reativos granulares, estes capazes de remover seletivamente os contaminantes presentes nos lixiviados. Em teste de coluna os quatro materiais foram submetidos a fluxo contínuo (0,5 mL/min), com a primeira coluna preenchida metade (50 cm) com mistura granular zero ferro valente (ZVI) com pedra-pomes e metade de carvão ativado granular (GAC), com efluente tratado passando posteriormente por uma segunda coluna preenchida com metade de zeólita e metade de GAC. A Figura 5 mostra o lixiviado sintético antes e após pré-tratamento em diferentes meios reativos granulares.

Figura 5: Lixiviado sintético e pré-tratamento em diferentes meios reativos granulares.



Fonte: BILARDI *et al.* (2018).

Nessa pesquisa, os metais pesados foram removidos principalmente pelo ZVI/pedra-pomes e ZVI/GAC fase com a eficiência de remoção superior a 98, 94 e 99% para cobre, níquel e zinco, respectivamente, após 70 dias de operação. A amônia foi removida em 99% em até 23 dias. A redução média da demanda química de oxigênio (COD) foi de 40% por 85 dias.

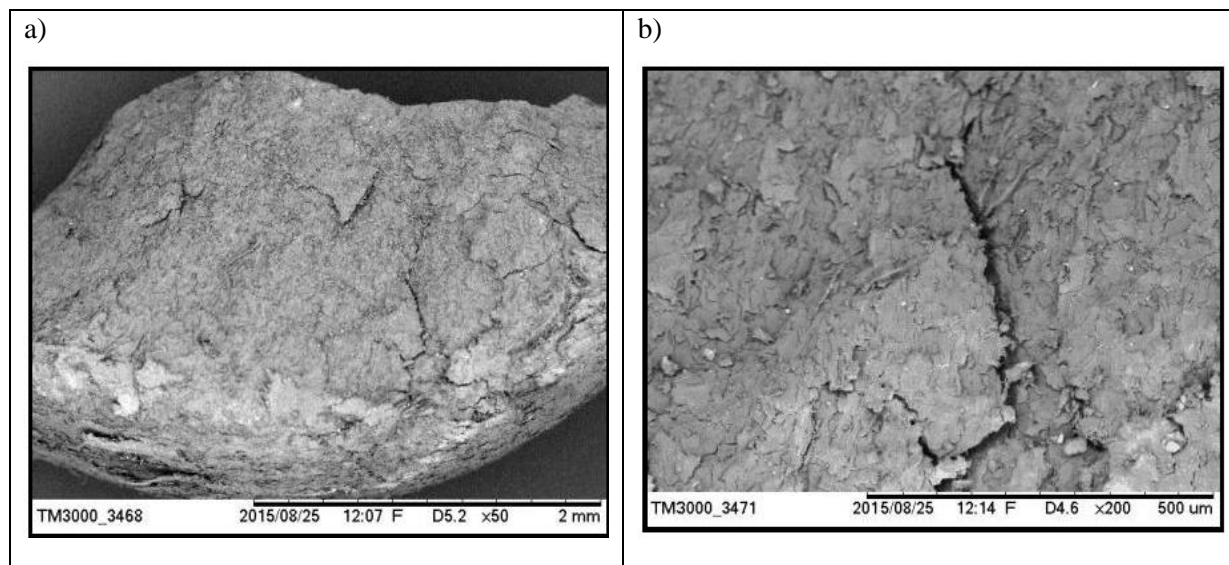
Logo, o emprego da adsorção de lixiviado em camada adsorvente de carvão ativado, combinado a processos de tratamento físico-químicos e biológicos, apresenta resultados satisfatórios no tratamento desse efluente contaminante, motivando a investigação dessa técnica como etapa no tratamento (KURNIAWAN E LO, 2009; WEI *et al.*, 2010; ALGAYER DA SILVA, 2015; KLAUCK *et al.*, 2017).

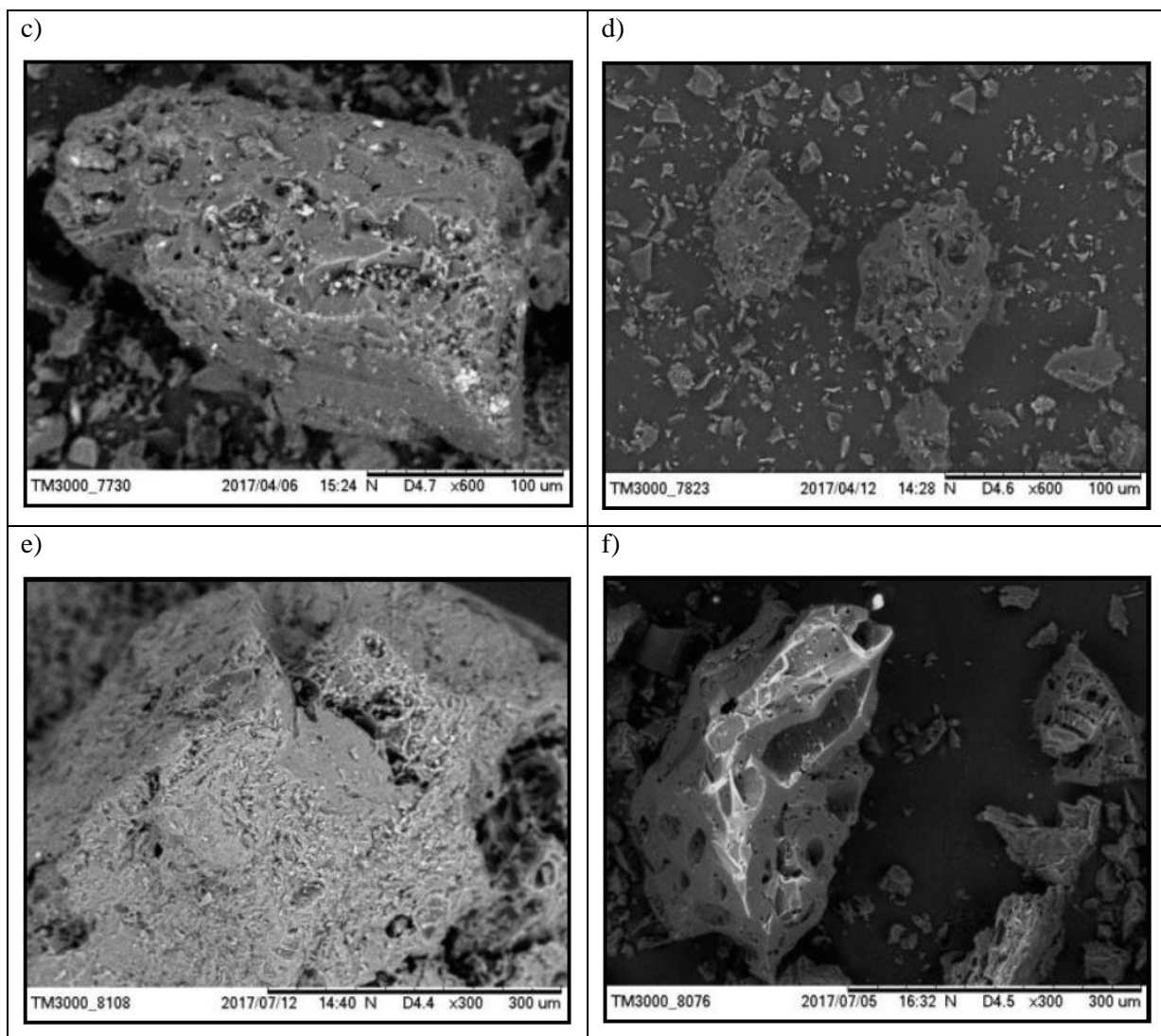
3.4.4. Produção de carvão de açaí por pirólise

Castro *et al.* (2017) produziram biocarvão a partir de semente de açaí via pirólise em escala de laboratório nas temperaturas de 400 °C e 450 °C com ativação química realizada com 50 mL de ácido acético (CH₃COOH) a 2 molar em amostras de 5 g cada biocarvão produzido.

A partir do registro em alta definição por microscópio eletrônico de varredura (MEV), a Figura 6 com zoom entre 50x e 60x mostra a análise da morfologia das amostras de caroço de açaí in natura e dos carvões obtidos após processo de craqueamento desse material.

Figura 6: MEV de caroço de açaí in natura e carvões de açaí.





***Legenda:** a) e b) MEV de amostras de caroço de açaí in natura; c) MEV de carvão de açaí via pirólise a 400 °C; d) MEV de carvão de açaí via pirólise a 450 °C; e) MEV de carvão ativado de açaí via pirólise a 400 °C; f) MEV de carvão ativado de açaí via pirólise a 450 °C.

Fonte: CASTRO *et al.* (2017).

Visando determinar a área superficial das amostras e caracterização de porosidade dos carvões, os autores realizaram o método BET (Brunauer, Emmett e Teller) através da técnica de sorção de gás nitrogênio, segunda mostra a Tabela 3.

Tabela 3: Resultados de BET obtidos para as amostras de biocarvão.

Amostra	Área superficial (m ² /g)	Volume de poros (mm ³ /g)	Diâmetro de poro (nm)
400 °C	3,0596	0,263	0,36046
450 °C	3,9583	1,892	1,99096
400 °C (ativado)	1,9004	0,145	0,29967
450 °C (ativado)	2,1244	1,583	1,87534

Fonte: CASTRO *et al.* (2017).

Mediante análise dos resultados do BET obteve-se que houve aumento da porosidade e variação da área superficial os processos de adsorção nos carvões resultantes da pirólise. Os autores concluíram que o carvão de caroço de açaí apresenta bom potencial adsorptivo. Logo, o uso desse rejeito visando adsorção de matriz líquida é uma rota de aproveitamento desse material a ser descartado sem valor de mercado.

3.4.5. Lama Vermelha

A lama vermelha é um resíduo proveniente da atividade industrial do beneficiamento do alumínio, é gerada mediante refino da bauxita para a produção de alumina (Al_2O_3) (ZHU *et al.*, 2012). É denominado de processo Bayer o método atualmente utilizado para a refinação da bauxita, que consiste no aquecimento da bauxita com Na_2CO_3 , remoção de aluminatos formados com água, precipitação e filtração do $\text{Al}(\text{OH})_3$, sendo o $\text{Al}(\text{OH})_3$ em seguida seco e calcinado (ZHANG *et al.*, 2011; LIU E LI, 2015).

A caracterização da lama vermelha depende da bauxita utilizada e do seu processo empregado (LIU *et al.*, 2014), entretanto, tem entre seus principais componentes óxidos/hidróxidos/oxihidróxido de ferro e alumínio, sílica, titânio, e numerosos compostos alcalinos e alcalinos-terrosos, cujas propriedades podem variar significativamente (PULFORD *et al.*, 2012). Segundo Cunha e Côrrea (2011), ocorrências de acidentes ambientais provocados pela disposição inadequada da lama vermelha, tornou crescente a preocupação ambiental com a disposição aceitável para esse resíduo potencialmente tóxico (HEGEDUS *et al.*, 2018).

Por ser um resíduo de atividades de mineração possui em sua composição cálcio e hidróxido de sódio, além da elevada alcalinidade e capacidade de troca iônica (SMICIKLAS *et al.*, 2014). Há pesquisas quanto o emprego desse resíduo na indústria da construção civil (GENG *et al.*, 2017), recuperação de metais de valor (LIU E NAIDU, 2014), remediação de solos contaminados por metais pesados (HUA *et al.*, 2017), tratamento de efluentes líquidos (BEIHIMI *et al.*, 2018), lixiviado de aterro sanitário (JIANG *et al.*, 2007), catalisador na indústria química (LEE *et al.*, 2016), entre outros usos.

A aplicação de resíduos argilosos em processos de tratamento de efluentes e lixiviado vem obtendo resultados satisfatórios na redução da concentração de poluentes mediante processo de adsorção (MELLO *et al.*, 2013; DE SOUZA *et al.*, 2017). Ujaczki *et al.* (2016) por métodos físico-químicos, biológicos e ecotoxicológicos, detectaram aplicabilidade da

lama vermelha como componente da camada superficial de sistemas de cobertura de aterros sanitários, aumentando a capacidade de retenção de água.

Sousa (2000) realizou ensaios de adsorção com diferentes tempos de contato na agitação (10 min e 20 min) com lama vermelha calcinada (450 °C e 650 °C) a diferentes concentrações (1% e 3% - relação peso/volume) e chorume bruto oriundo do lixão do Aurá – Ananindeua (PA). A Tabela 4 mostra os resultados obtidos para as adsorções.

Tabela 4: Média dos resultados obtidos nos ensaios de adsorção em lama vermelha do chorume bruto do lixão do Aurá – Ananindeua (PA).

Tempo de agitação	Concentração	Temperatura de calcinação	Amostra	Análises			
				DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	Carbono Orgânico (%)
-	-	-	Chorume Bruto	720	2.178	8,58	-
10 min	1%	450 °C	-	312	1.505	8,79	1,03
		650 °C	-	348	1.822	8,81	0,77
	3%	450 °C	-	426	1.663	8,89	0,54
		650 °C	-	586	1.723	8,85	0,53
20 min	1%	450 °C	-	390	1.663	8,83	0,97
		650 °C	-	574	1.742	8,92	0,55
	3%	450 °C	-	320	1.744	8,91	0,61
		650 °C	-	415	1.683	8,89	0,57

Fonte: SOUSA (2000).

O autor constatou a redução de DBO chega a 56,67% e de DQO a 30,89% nos ensaios de adsorção, os valores de pH aumentaram em relação ao bruto, e a análise do carbono mostrou bons resultados, chegando a ser determinado 1,03% de carbono orgânico na lama vermelha, constatando que houve adsorção.

Salim *et al.* (2018) investigaram o potencial da lama vermelha para remoção de nitrogênio e fósforo em águas residuais da indústria petroquímica. A lama vermelha (adsorvente) foi modificada com três tratamentos diferentes; bruto, tratamento térmico e tratamento com ácido. A adsorção máxima de nitrogênio e fósforo foi observada pelo adsorvente de tratamento ácido; 68,75% e 63,16%, respectivamente. O adsorvente de tratamento ácido foi observado como um adsorvente eficiente e de baixo custo para a remoção seletiva de nitrogênio e fósforo em soluções aquosas. Concluiu-se que a morfologia dos poros aumenta quando os adsorventes são tratados com diferentes tratamentos à lama.

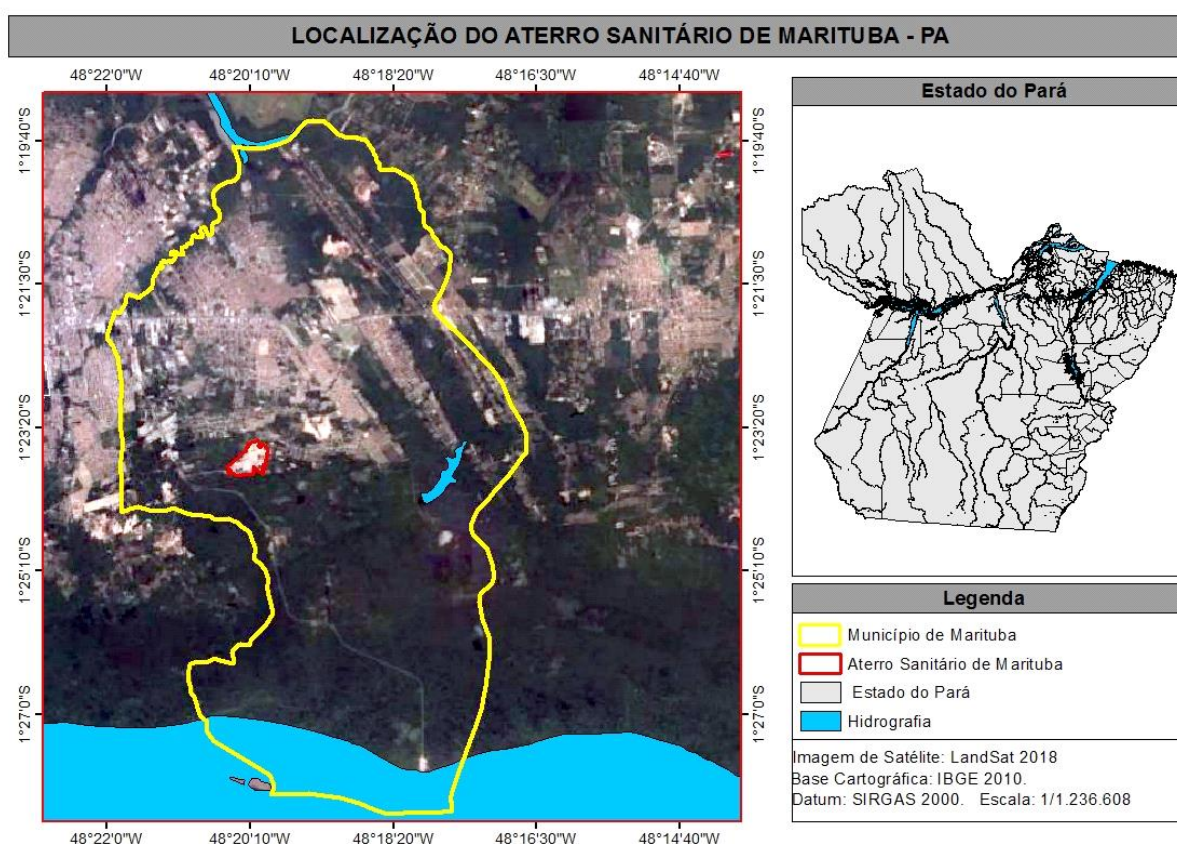
4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. CARACTERÍSTICAS DA ÁREA EM ESTUDO

4.1.1. Localização

O lixiviado objeto de estudo foi coletado na área da Central de Processamento e Tratamento de Resíduos Urbanos - CPTR localizado no município de Marituba/PA (Figura 7) em área de cerca de 1.110.000 m², sendo a área ocupada pelo aterro de 328.900 m².

Figura 7: Localização e delimitação da área da Central de Processamento e Tratamento de Resíduos Urbanos – CPTR em Marituba (PA).



Fonte: LESSA (2019)

O CTPR encontra-se na rodovia BR-155 n° 6959, possui coordenadas geográficas de Latitude 1°23'51.92"S e Longitude 48°20'15.60"O.

4.2. AMOSTRAGEM

As coletas do lixiviado oriundo do aterro sanitário de Marituba (PA) foram realizadas em quatro campanhas no período chuvoso da região (Dezembro a Maio), nos meses de Março (15/03/2018) e Maio (03/05/2018), e no período menos chuvoso da região (Junho a

Novembro), nos meses de Outubro (24/10/2018) e Novembro (21/11/2018) no turno matutino entre 8 e 10 horas.

Em cada campanha de amostragem foi coletado e acondicionado o lixiviado em quantidades diferentes de bombonas e massas, conforme mostra a Tabela 5.

Tabela 5: Cronograma de coletas e massa de lixiviado coletado no período chuvoso e menos chuvoso.

PERÍODO	DATAS	QNT. DE BOMBONAS	MASSA DE LIXIVIADO (Kg) POR BOMBONA	MASSA DE LIXIVIADO CONCENTRADO (Kg) POR BOMBONA
CHUVOSO	15/03/2018	11	M1= 58,940 M2= 54,940 M3= 57,460 M4= 56,260 M5= 50,500 M6= 52,640 M7= 58,020 M8= 52,200 M9= 58,380 M10= 54,360	M11= 34,440
	Total coletado (kg)		553,700	34,440
	03/05/2018	5	M1 = 50,480 M2 = 49,320 M3 = 49,960 M4 = 53,200 M5 = 49,120	-
	Total coletado (kg)		252,080	-
MENOS CHUVOSO	24/10/2018	3	M1 = 47,320 M2 = 50,100 M3 = 32,760	-
	Total coletado (kg)		130,180	-
	21/11/2018	2	M1 = 50, 58 M2 = 43,48	-
	Total coletado (kg)		94,06	-

***Legenda:** (-) não houve coleta de lixiviado residual.

Fonte: ANGELIM E LESSA (2019).

A Figura 8 ilustra como foram realizadas as coletas de lixiviado e acondicionamento de bombonas nas campanhas de amostragem.

Figura 8: Ilustração da coleta de lixiviado e acondicionamento de bombonas da amostragem.



***Legenda:** a) Coleta de lixiviado bruto por manobra de válvula na entrada da planta de osmose reversa; b) Coleta do lixiviado residual da osmose reversa; c) Disposição das bombonas no LAMAG.

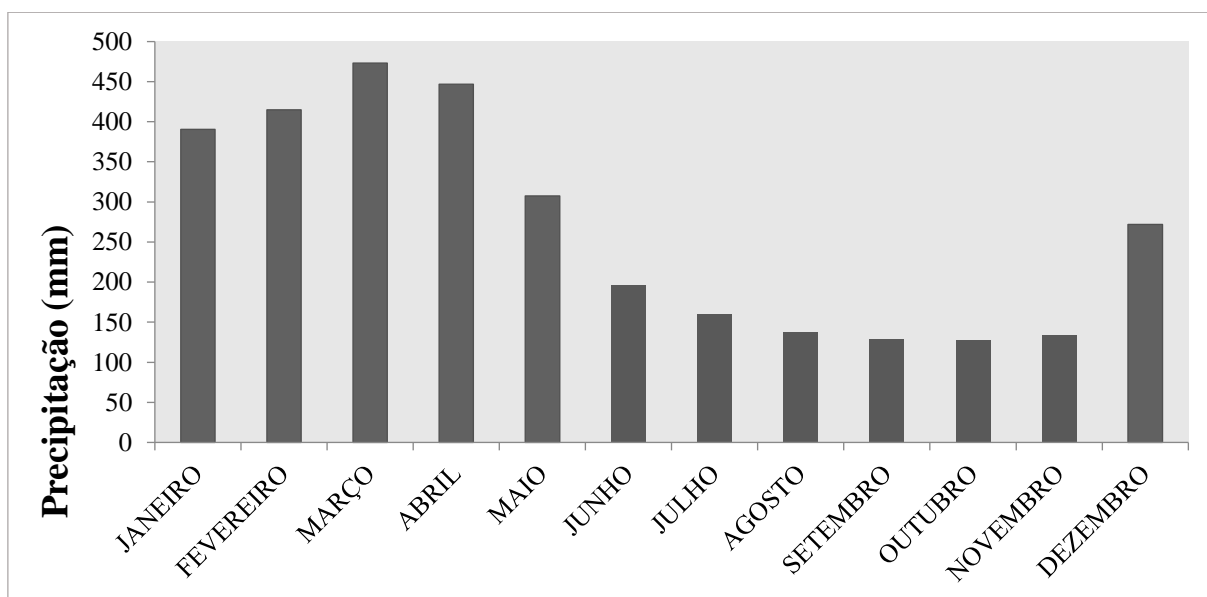
Fonte: LESSA (2019).

O lixiviado foi coletado a partir de manobra de válvula realizada na tubulação de entrada que conduz o lixiviado à uma planta de tratamento constituída por sistema de osmose reversa. Coletou-se lixiviado residual do processo de tratamento por osmose reversa na primeira campanha, visando determinar suas características.

O acondicionamento à temperatura ambiente do lixiviado bruto e lixiviado residual é feito em bombonas de volume de 50 L de Polipropileno (PP) que foram pesadas em balança Digi-Tron Modelo DGM e ficam dispostas no Laboratório de Instalações piloto de Tratabilidade de Águas e de Lodo – LAMAG (FAESA/ITEC/UFPA).

Como a amostragem considerou a sazonalidade da região, foram analisados dados de precipitação médias mensais da série histórica de 1985 a 2016 (31 anos) da estação pluviométrica Belém-PA, de código 82191, cuja responsável é a Agência Nacional de Águas (ANA), porém que é operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A estação está localizada nas coordenadas geográficas -1.433333° ; -48.433333° , situada no bairro do Entroncamento, no município de Belém (PA). A Figura 9 ilustra o comportamento da pluviometria de 1985 a 2016 para o município de Belém (PA).

Figura 9: Série histórica de 1985 a 2016 para o município de Belém (PA).



Fonte: INMET (2017).

A partir do gráfico percebe-se que há uma diminuição na pluviométrica a partir de Junho até Novembro, sendo considerado o período seco para a região. Logo, de dezembro a Maio é o período chuvoso. A variabilidade sazonal pluviométrica deve ser um fator a ser considerado na caracterização do resíduo líquido, uma vez que devido efeito das chuvas pode ocorrer alterações nos parâmetros físicos e químicos do efluente pela diluição do lixiviado (AHMED *et al.*, 2019).

4.3. ETAPAS E PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

A Figura 10 mostra como esse estudo foi dividido em cinco etapas de investigação experimental.

Figura 10: Esquema das etapas e procedimentos experimentais.

1ª Etapa - Produção do carvão de açai

- Processo de pirólise em escala piloto de de caroço de açai a 450°C;
- Impregnação química com hidróxido de sódio (NaOH) a 2 mol.L⁻¹.

2ª Etapa - Coleta da lama vermelha

- Coleta da lama vermelha;
- Secagem em estufa a 110°C e cominuição da lama vermelha em moinhos de bolas

3ª Etapa- Caracterização físico-química e análise de coliformes

- Amostra composta de Lixiviado de cada campanha de amostragem (APHA, 2005);
- Amostra de lixiviado concentrado do processo de osmose reversa coletado na primeira campanha de amostragem (APHA, 2005).

4ª Etapa - Ensaios preliminares de adsorção

- Preparação de dois passivos ambientais como adsorventes em pó: carvão de açai e lama vermelha;
- Relação massa/massa de carvão de açai e lixiviado bruto de 5%, 7,5% e 10%;
- Relação massa/massa de lama vermelha de lixiviado bruto de 10%;
- 12 ensaios de adsorção, com 3 carreiras de adsorção (I, II e III) para cada relação massa/massa de adsorvente e adsorvato;
- Caracterização físico-química do lixiviado adsorvido (APHA, 2005).

5ª Etapa - Ensaios de adsorção em coluna

- Determinação da vazão média de entrada do lixiviado no processo de adsorção em coluna;
 - Filtração do lixiviado bruto como pré-tratamento;
 - 3 ensaios de adsorção em série das respectivas massas de 600 g, 800 g e 1000 g de lixiviado filtrado com amostragem em 30 min, 60 min, 240 min, 360 min e 480 min;
 - 3 ensaios de adsorção de 600 g de lixiviado filtrado e diluído a diferentes concentrações (10%, 40% e 80%) com amostragem em 0 min, 30 min e 60 min;
 - Caracterização físico-química do lixiviado filtrado e do lixiviado adsorvido (APHA, 2005);
 - Evaporação de lixiviado filtrado e evaporação de lixiviado filtrado e posteriormente adsorvido.
-

4.3.1. Produção do carvão de açaí via processo de craqueamento termo- catalítico do caroço de açaí

Esse etapa foi realizada por pesquisadores (CASTRO *et al.*, 2019) nas instalações do Laboratório de separações térmicas (THERMITEK/FEQ/ITEC/UFPA). O carvão de açaí foi produzido e preparado para avaliar os parâmetros de adsorção líquida deste *biochar* ou *biocarvão* obtido do processo de pirólise em escala piloto do caroço de açaí na temperatura de 450 °C e que foi submetido a tratamento químico (Impregnação) com solução aquosa de hidróxido de sódio (NaOH) a 2,0 mol.L⁻¹.

- **Coleta e preparação do material para processo de pirólise**

Foram coletados 120 kg do caroço do açaí em um estabelecimento comercial de despulpamento do fruto, localizado no bairro do Guamá, município de Belém-PA, a fim de realizar do processo de pirólise em escala piloto. Antes do processo de pirólise, visando retirar a umidade foi necessário realizar o processo de secagem desse material a 100°C pelo período de 24 horas no Laboratório de Separações Térmicas (THERMITEK/FEQ/ITEC/UFPA) e trituração dos caroços na Usina de Materiais da Faculdade de Engenharia Química (FEQ/ITEC/UFPA).

- **Processo de impregnação com NaOH**

Após a secagem e trituração dos caroços de açaí, o processo de impregnação ocorreu com o uso de solução de NaOH a 2,0 mol.L⁻¹ com uma proporção de 1:2 em relação a massa de caroço in natura. O material foi misturado e deixado submerso em solução de NaOH por 24 horas, posteriormente foi retirado e colocado na planta piloto para o processo de pirólise.

- **Processo de pirólise**

No processo de pirólise foi utilizado 30 kg de caroços de açaí impregnados com NaOH na temperatura de 450 °C. Realizou-se o processo em um reator piloto de aço inox e encamisado com capacidade de 143 L, a 1 atm, com sistema de troca térmica constituído por um trocador de calor casco multitubular, onde a água é usada como fluido de arrefecimento. A Figura 11 mostra a planta piloto usada no processo de pirólise do caroço de açaí.

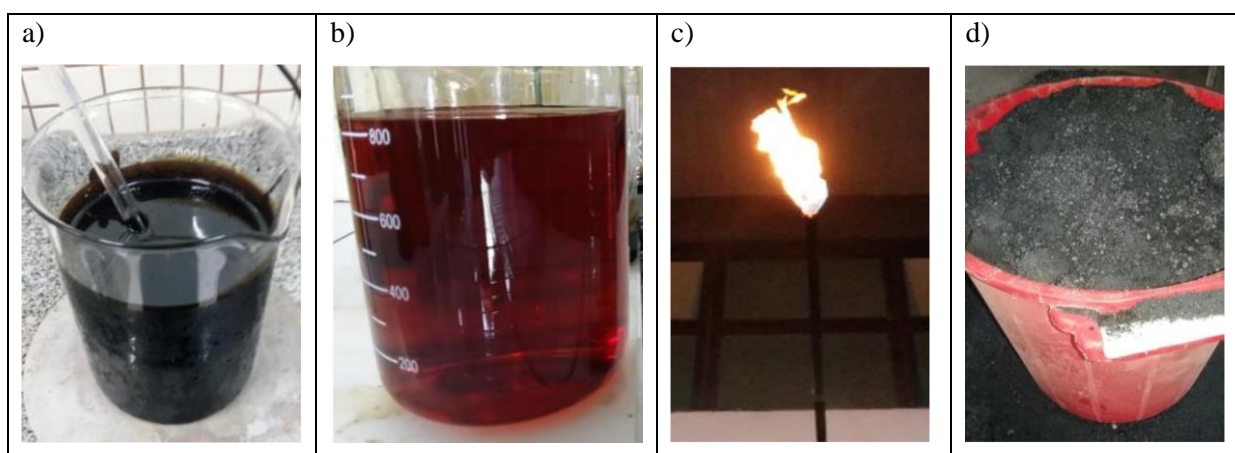
Figura 11: Unidade Piloto de Craqueamento/Pirólise.



Fonte: ALMEIDA (2015).

Uma vez que o processo de craqueamento produz frações, o carvão de caroço de açaí é um subproduto do processo de pirólise. A Figura 12 mostra os subprodutos do processo de pirólise do caroço do açaí.

Figura 12: Produtos obtidos do processo de craqueamento do caroço de açaí.



***Legenda:** a) Produto Líquido Orgânico (PLO); b) Biocombustível Líquido; c) Gás; d) Carvão de caroço de açaí.

Fonte: CASTRO *et al.* (2019).

4.3.2. Coleta e pré-tratamento da lama vermelha

Essa etapa foi realizada por pesquisador (ALMEIDA, 2015) na elaboração de tese de doutoramento. A lama vermelha bruta foi cedida pela empresa Hydro Alunorte (Alumina do Norte do Brasil S.A), localizada a 40 km de Belém em linha reta, rodovia PA 481 – km 12, Distrito de Murucupi, município de Barcarena (PA).

A lama vermelha foi coletada na saída do filtro rotativo de lavagem em recipientes plásticos de 70 litros, procurando-se separar o material da água. Em seguida foi colocada numa estufa à temperatura de 110° C por 24 h, removida e inserida, em quantidades de 2 kg em um moinho de bolas (CIMAQS.S.A.IND.ECOM, Série nº 005), com diâmetro das mesmas variando entre 1,55 a 3,97 cm, onde foi cominuída por um tempo de 30 minutos. A Figura 13 mostra a lama vermelha após processo de cominuição.

Figura 13: Lama vermelha após processo de cominuição.



Fonte: ALMEIDA (2015).

Os procedimentos de secagem e cominuição da lama vermelha são importantes como pré-tratamento, uma vez que é realizado visando maior rendimento do material como adsorvente, pois ocorre a evaporação da água e umidade presentes no material e redução da granulometria e aumento da superfície de contato (LOURENÇO, 2015).

4.3.3. Caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado

Após a amostragem foi realizada a caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado bruto das quatro campanhas de amostragem e lixiviado residual da primeira campanha, buscando-se análises em triplicata para cada parâmetro. Foram seguidos os métodos padrões determinados pelo Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater (APHA, 2005), a análise do parâmetro DBO foi realizada no Laboratório Multianálise, os demais parâmetros foram realizados nas instalações do Laboratório de Instalações piloto de Tratabilidade de Águas e de Lodo – LAMAG (FAESA/ITEC/UFPA), todos determinados no Quadro 3.

Quadro 3: Análises físico-químicas e microbiológicas, métodos analíticos e equipamentos.

Parâmetros	Métodos analíticos – Equipamentos
pH	Potenciométrico – Method 4500-H ⁺ B – Peagâmetro com eletrodo combinado NOVA NI PHM (APHA, 2005)
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Titulométrico - Peagâmetro com eletrodo combinado NOVA NI PHM (APHA, 2005)
Coliformes totais (MPN)	Método dos números mais prováveis Collilert. – Most Probable Number Method (MPN/100ml) – Quanti Tray e Quanti-Tray/2000 – Incubadora Quimis Q316M2 (APHA, 2005)
E.coli (presença/ausência)	Método de fluorescência Collilert. – Luz ultravioleta a 365 nm (APHA, 2005)
DQO(mgO ₂ /L)	Método Clorimétrico – Method 5220 D – Espectrofotômetro HACH 3900 (APHA, 2005)
DBO(mgO ₂ /L)	Método de Winkler – Method 5210 B – Espectrofotômetro (APHA, 2005)
ST (mg/L)	Gavimétrico – Method 2540 B (Total Solids Dried at 103-105°C) – Estufa de secagem linha MA 033/forno mufla ZEZIMAQ (APHA, 2005)
STF (mg/L)	Gavimétrico – Method 2540 E (Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C) – Estufa de secagem linha MA 033/forno mufla ZEZIMAQ (APHA, 2005)
STV (mg/L)	Gavimétrico – Method 2540 E (Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C) – Estufa de secagem linha MA 03/forno mufla ZEZIMAQ (APHA, 2005)
SS (mL)	Método do Cone Imhoff – Method 2540 F (Settleable Solids) – Cone LABORGLAS (APHA, 2005)
Nitrato (mgN-NO ₃ /L)	Método por redução de cádmio – Method Method 4500 – NO ₃ ⁻ E – Espectrofotômetro HACH 3900 (APHA, 2005)
Cloreto (mgCl/L)	Método de Mohr – Method 4500-Cl ⁻ C – Espectrofotômetro HACH 3900 (APHA, 2005)

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; E.coli: Escherichia coli; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis.

Fonte: ANGELIM E LESSA (2019).

4.3.4. Ensaios preliminares de adsorção

Os ensaios preliminares de adsorção do lixiviado foram realizados do dia 15/05/2018 ao dia 29/05/2018 no Laboratório de Instalações piloto de Tratabilidade de Águas e de Lodo – LAMAG (FAESA/ITEC/UFGA). Para esses ensaios foram consideradas três variáveis: a) amostra composta do lixiviado mais concentrado entre as campanhas de amostragem no período chuvoso (Maio/2018); b) diferentes proporções de massa de adsorvente (relação

massa/massa): carvão de açaí (5%, 7,5% e 10%) e lama vermelha bruta (10%); c) adsorção em série com 3 carreiras de adsorção para cada proporção de adsorvente.

O lixiviado coletado na segunda campanha foi considerado o mais concentrado devido seus valores de DQO terem sido superiores aos da primeira campanha. Foram preparadas 4 amostras compostas, cada uma com 1,5 kg do lixiviado mais concentrado entre as campanhas de amostragem do período chuvoso (Mai/2018), cada amostra composta resultando da mistura de 300 g de cada uma das cinco bombonas que foram coletadas na segunda campanha.

O material adsorvente carvão de açaí foi utilizado nas adsorções em pó após passar por cominuição no THERMITEK e secagem em estufa de secagem linha MA 033 a 105° nas instalações do LAMAG.

Foi cominuído 2 kg carvão ativado para a primeira adsorção à proporção de 5% e primeira adsorção a 10% por equipamento moinho de bolas marca WEG modelo 56A0282 com bolas de sílica pelo período de 90 minutos nas instalações do Laboratório de Laboratório de Síntese – LASIN (THERMITEK/FEQ/ITEC/UFPA) e posteriormente peneirado em peneira BERTEL abertura Mesh 60.

Para as demais adsorções foi cominuído 2 kg carvão ativado por equipamento moinho de bolas marca LOMBARDI - Rolmax com bolas de aço pelo período de 90 minutos nas instalações do Laboratório de Laboratório de Síntese de Materiais/Usina – SINAL (THERMITEK/FEQ/ITEC/UFPA) e o carvão foi posteriormente peneirado em peneira BERTEL abertura Mesh 60. A Figura 14 mostra o carvão após processo de cominuição e peneiramento.

Figura 14: Carvão de açaí preparado após cominuição e peneiramento.



Fonte: LESSA (2019).

Todas as massas de adsorventes de carvão foram submetidas a secagem pelo período de 1 hora em estufa de secagem linha MA 033 para a redução da umidade ocasionada pelo ar. Para os ensaios de adsorção, foi necessária a espera, em temperatura ambiente, de em média 30 minutos até o resfriamento da massa adsorvente.

Assim como o carvão ativado de açaí, a lama vermelha bruta foi submetida a secagem por 1 hora a 105 °C em estufa de secagem linha MA 033 para a redução da umidade ocasionada pelo ar, antes do processo de adsorção, além disso, foi necessário também o resfriamento do adsorvente antes do início de cada ensaio de adsorção.

As amostras compostas foram despejadas na massa adsorvente e papel de filtro contidos no funil, e sua fração tratada foi contida em jarro de 2 L e passada na mesma proporção de adsorvente na segunda carreira de adsorção, este procedimento se repetiu na terceira carreira de adsorção até obter-se a massa final. O Quadro 4 lista e descreve os materiais utilizados na montagem do processo.

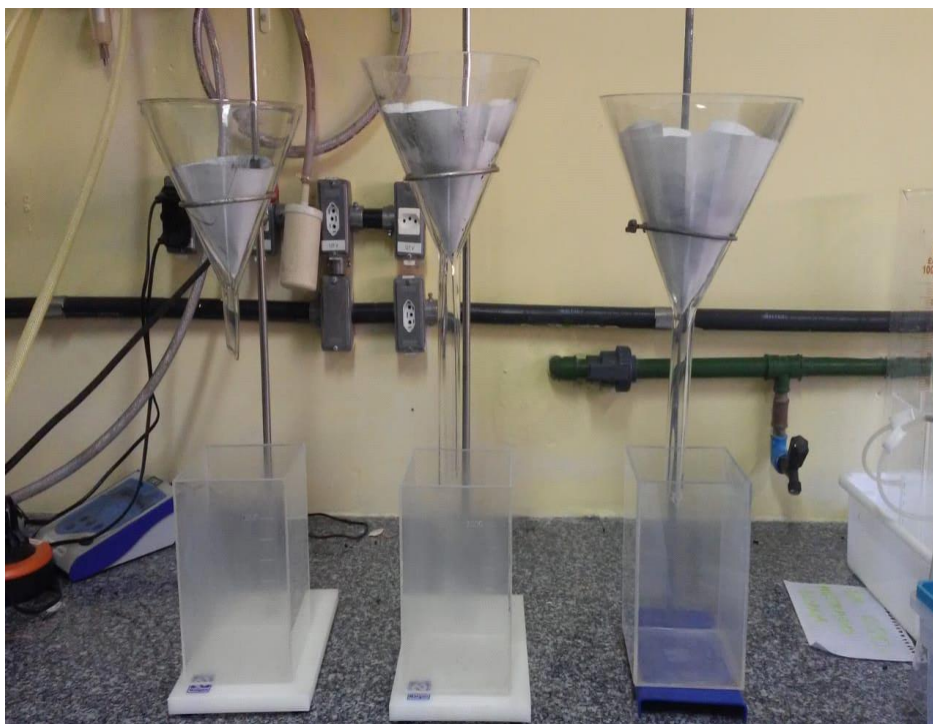
Quadro 4: Componentes utilizados na montagem dos ensaios preliminares de adsorção.

COMPONENTES	MATERIAL	QUANTIDADE	DESCRIÇÃO
Funil	Vidro	3	Volume de 1 L
Papel de Filtro	Papel	12	Espessura 0,16 mm Retenção de partículas 4-12 um
Recipiente	PP	3	Volume de 2 L

Fonte: LESSA (2019).

A Figura 15 mostra a montagem dos ensaios preliminares de adsorção, o experimento foi montado sobre uma bancada.

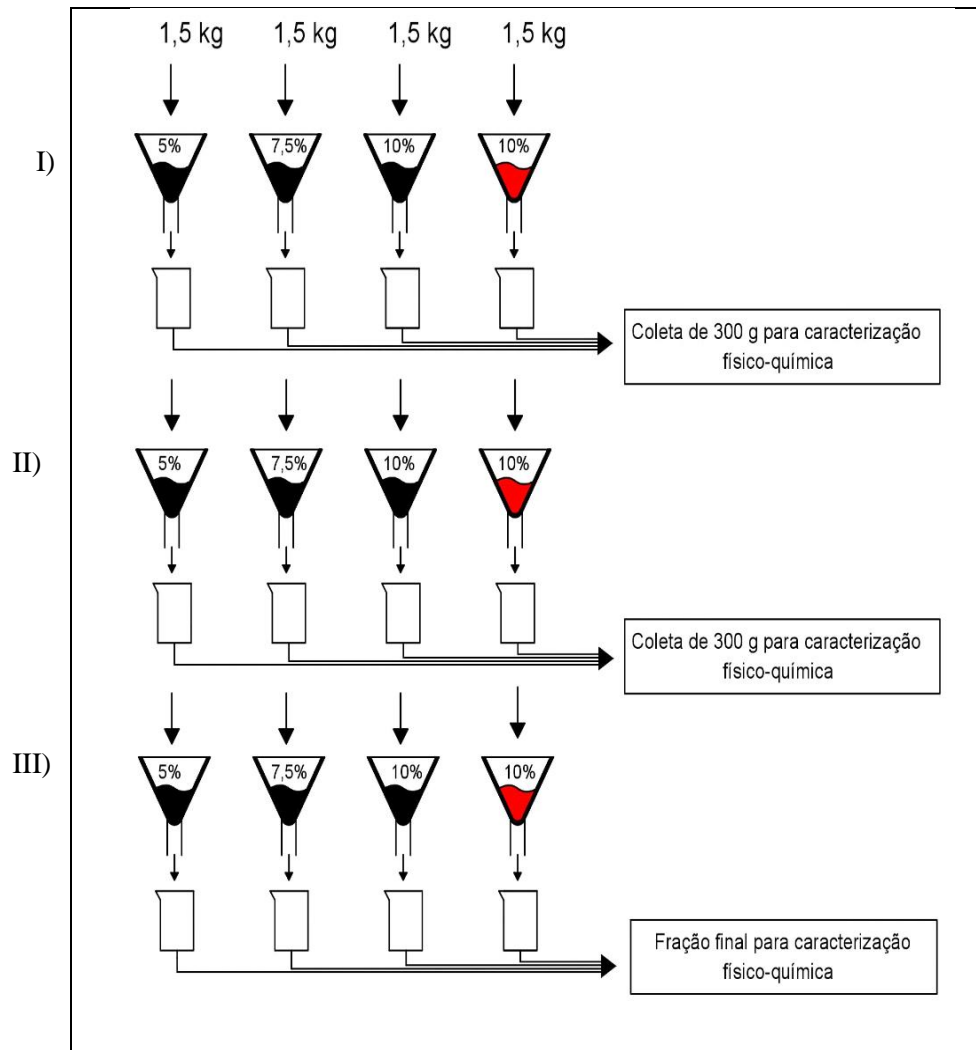
Figura 15: Ilustração da montagem dos ensaios preliminares de adsorção.



Fonte: LESSA (2019).

Os ensaios preliminares foram realizados visando se conhecer as alterações na qualidade do chorume a diferentes concentrações de carvão de açai e comparar os resultados de adsorção de uma das proporções do carvão (10%) com a mesma proporção na adsorção por lama vermelha (10%). As adsorções a cada porcentagem ocorreram em bancada e em série (com 3 carreiras de adsorção denominadas de I, II e III), logo, foram realizadas 3 adsorções para cada concentração de adsorvente, totalizando 12 ensaios preliminares adsorção (9 para o carvão de açai e 3 para a lama vermelha bruta). O processo referente aos ensaios preliminares de adsorção está apresentado pela Figura 16.

Figura 16: Ensaio preliminares de adsorção em carvão de açaí e lama vermelha bruta.



Fonte: LESSA (2019).

Após as primeiras e segundas carreiras de adsorção, foram retirados 300 g de líquido tratado de cada adsorção para todas as proporções de adsorvente, a fim de realizar caracterização físico-química. Os papéis de filtro utilizados foram submetidos a processo de secagem por 1 hora em estufa de secagem (MARCONI MA 033) a 105° nas instalações do LAMAG, e após terem resfriado foram pesados em balança de alta precisão (METTLER AB304-S). A pesagem dos filtros foi realizada com a finalidade de se estabelecer relação entre a quantidade de material sólido contido no líquido que se tornou agregado ao adsorvente. A massa de líquido retido no processo de adsorção é calculado segundo Equação (06).

$$\text{Massa de lixiviado retido} = \text{PFC} - \text{PFV} - \text{Massa de adsorvente} \quad \text{Equação (06)}$$

PFC: Peso do papel de filtro cheio (g);

PFV: Peso do papel de filtro vazio (g);

Massa de adsorvente: Massa de adsorvente usada na adsorção (g).

Os aspectos fundamentais considerados para avaliar o melhoramento da qualidade do lixiviado foram: a) massa de lixiviado restante após a adsorção; b) variação de sólidos totais; c) alteração de pH; d) tempo em horas de adsorção.

4.3.5. Ensaios de adsorção em coluna

Foram realizados oito ensaios de adsorção em coluna em série, dos quais três visaram a elaboração da cinética de adsorção e cinco ensaios visaram a elaboração de isotermas de adsorção. Em todos os oito ensaios utilizou-se carvão granular na granulometria intervalo de 4- 6,3 mm.

- **Determinação da vazão média do processo de adsorção em coluna**

Realizaram-se três ensaios de medição de vazão volumétrica para definir a vazão média na coluna. Utilizou-se um conjunto motor bomba (bomba dosadora) com vazão constante na programação de pulsação a 25% e intensidade a 30, um cronômetro e duas provetas graduadas de 1 L. A Figura 17 mostra a programação usada na nos ensaios de medição de vazão e ensaios de adsorção.

Figura 17: Programação da bomba dosadora nos ensaios de medição de vazão e ensaios de adsorção.



***Legenda:** Em vermelho estão marcadas as programações determinadas para os ensaios de medição de vazão e ensaios de adsorção em coluna.

Fonte: LESSA (2019).

O ensaio consistiu na marcação dos tempos de recalque a cada 100 mL de volume total de 1 L água transferido de uma proveta para outra proveta, a marcação do tempo para elaboração de hidrograma de vazão iniciou-se assim que foi atingido o volume de 300 mL na proveta que recebia a água recalçada. Os cálculos das vazões foram realizados segundo a Equação (07).

$$\text{Vazão (L/h)} = \frac{\text{Volume de água}}{\text{Tempo de recalque}} \quad \text{Equação (07)}$$

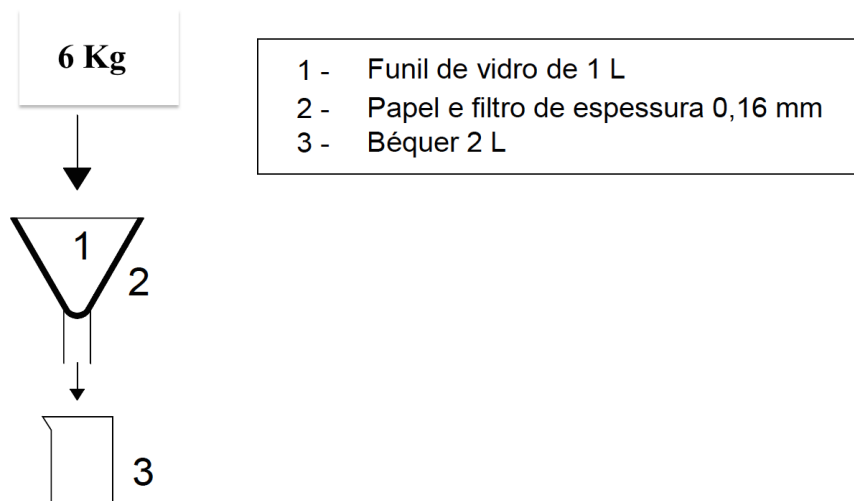
A vazão média de adsorção foi determinada pela média das vazões médias dos três ensaios de determinação de vazão. Sendo assim, pode-se elaborar o hidrograma de vazão e determinar a vazão média do processo de adsorção em coluna.

- **Processo de filtração de lixiviado bruto**

Este ensaio foi realizado no Laboratório de Instalações piloto de Tratabilidade de Águas e de Lodo – LAMAG (FAESA/ITEC/UFGA) e consistiu na filtração em papel de filtro de seis quilos de chorume bruto, amostra composta do lixiviado coletado no período menos chuvoso, três quilos de cada campanha do período menos chuvoso. Foi utilizado o lixiviado

coletado das campanhas do período menos chuvoso por estarem mais concentrados, considerando a situação mais desfavorável para o tratamento. A Figura 18 mostra o esquema do experimento de filtração de lixiviado papel de filtro.

Figura 18: Esquema do experimento de filtração de lixiviado papel de filtro.



Fonte: LESSA (2019).

A filtração foi realizada através da gravidade e à temperatura ambiente, o lixiviado filtrado foi condicionado em recipiente de PP. O Quadro 5 lista e descreve os materiais utilizados na montagem do processo.

Quadro 5: Componentes utilizados na montagem do ensaio de filtração.

COMPONENTES	MATERIAL	QUANTIDADE	DESCRIÇÃO
Funil	Vidro	1	Volume de 1 L
Papel de Filtro	Papel	1	Espessura 0,16 mm Retenção de partículas 4-12 um
Recipiente de contenção	Vidro de boro silicato	1	Volume de 2 L
Recipiente de condicionamento	Polipropileno (PP)	2	Volume de 5 L e 1 L

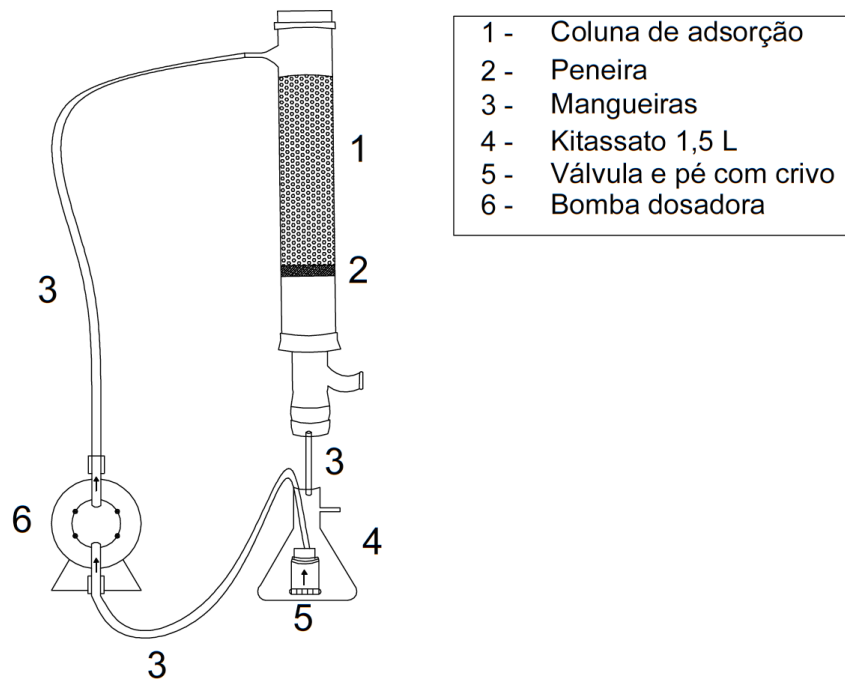
Fonte: LESSA (2019).

A etapa de filtração foi o pré-tratamento ao lixiviado bruto das campanhas do período menos chuvoso e a massa de lixiviado filtrado nessa etapa foi posteriormente adsorvido mediante experimento com adsorção em série em coluna com adsorvente de carvão de açaí. O lixiviado adsorvido foi submetido à caracterização físico-química (triplicata).

- **Montagem e operação do processo de adsorção**

A montagem e a operação do processo de adsorção foram realizados no Laboratório de Instalações piloto de Tratabilidade de Águas e de Lodo – LAMAG (FAESA/ITEC/UFPA) e consistiu na adsorção de lixiviado filtrado coletado nas campanhas de amostragem do período menos chuvoso. A Figura 19 mostra o esquema dos experimentos de adsorção em coluna com carvão de carvão de caroço de açaí.

Figura 19:Esquema de bancada de adsorção de lixiviado em coluna com carvão de açaí.



Fonte: LESSA (2019).

O Quadro 6 lista e descreve os materiais utilizados na montagem da instalação para os ensaios de adsorção.

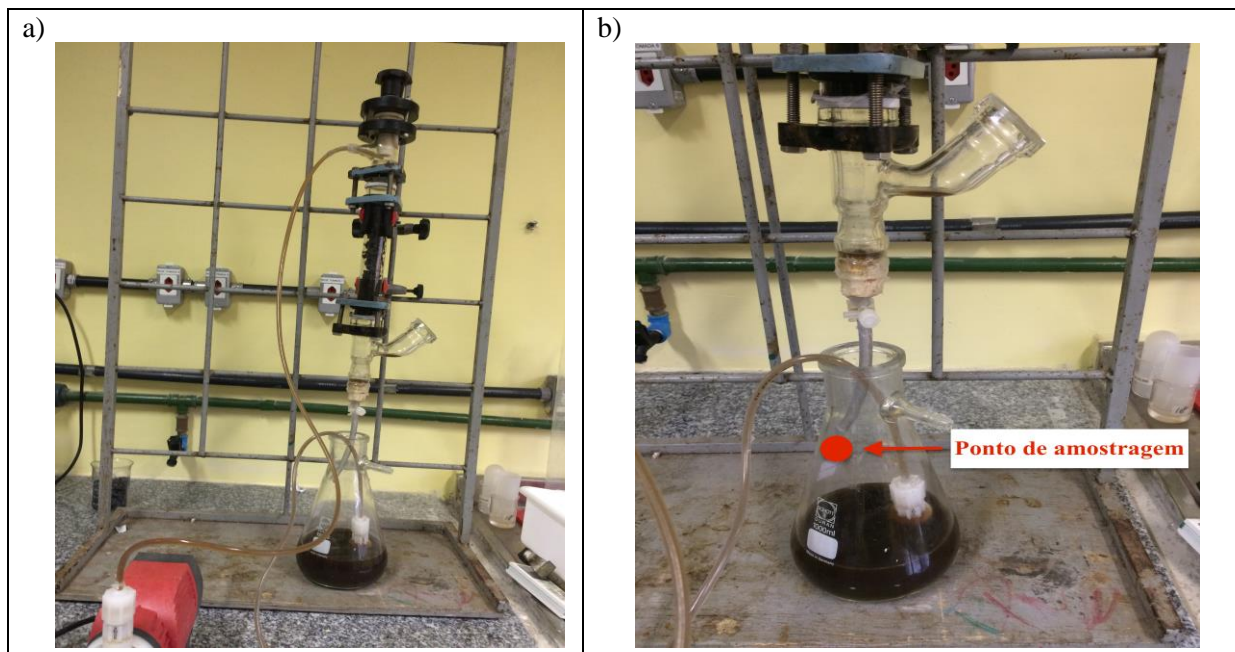
Quadro 6 : Componentes utilizados na montagem do ensaio de adsorção.

COMPONENTES	MATERIAL	QUANTIDADE	DESCRIÇÃO
Coluna de adsorção	Vidro de boro silicato	1	Comprimento = 400 mm Diâmetro = 28 mm
Peneira	Aço	1	-
Mangueiras	Silicone	3	2 de diâmetro de 2,5 mm e 1 de 4 mm
Kitassato	Vidro de boro silicato	1	Volume de 1,5 L
Bomba dosadora	-	1	Vazão máxima (fabricante) de 5 L/h Marca: ProMinent Modelo: Concept ^{Plus}
Grade de sustentação	Ferro	1	Comprimento = 80 cm Largura = 70 cm

Fonte: LESSA (2019).

A Figura 20 ilustra a montagem dos experimentos de adsorção de lixiviado filtrado em papel de filtro e onde foi realizada a coleta de amostras ao longo do tempo a fim de avaliar a concentração de parâmetros químicos.

Figura 20: Ilustração da montagem dos experimentos de adsorção de lixiviado em coluna com carvão de açaí e ponto de amostragem.



***Legenda:** a) Coluna de adsorção montada; b) Em vermelho ponto de amostragem de lixiviado adsorvido na coluna de adsorção com adsorvente de açaí.

Fonte: LESSA (2019).

Nos ensaios de adsorção o carvão usado foi granular após o carvão ter sido peneirado em peneiras BERTEL, a granulometria do carvão esteve entre o intervalo das aberturas de 4 mm/um e 6,3 mm/um (Figura 21).

Figura 21: Granulometria do carvão de açaí de 4 mm/um - 6,3 mm/um usado nos ensaios de adsorção em coluna.



Fonte: LESSA (2019).

Para obtenção das cartas de controle utilizou-se 20 g de adsorvente e diferentes massas (600 g, 800 g e 1000 g) de solução, m/m, obtendo as respectivas relações de adsorvente/solução de 3,33%, 2,5% e 2%. Foram feitas amostragens de 20 g do lixiviado adsorvido nos períodos de 30 min, 60 min, 240 min, 360 min e 480 min de adsorção. Analisou-se a variável química DQO. Após os ensaios o material adsorvente foi seco em estufa a 60 °C por 1 hora e pesado a fim de determinar se houve integração de carvão de açaí ao lixiviado durante o processo de adsorção.

Para obtenção dos isotermas de adsorção utilizou-se 10 g de adsorvente e massas de solução à massa de 600 g composto por lixiviado filtrado diluído a diferentes concentrações (10%, 40% e 80%), obtendo-se a relação de adsorvente/solução de 1,66%. Foram feitas amostragens de 10 g do lixiviado adsorvido nos períodos de 0 min, 30 min e 60 min de adsorção. Analisou-se a variável química DQO. Após os ensaios o material adsorvente foi seco em estufa a 60 °C por 1 hora e pesado a fim de determinar se houve integração de carvão de açaí ao lixiviado durante o processo de adsorção.

Os resultados obtidos da caracterização química foram submetidos análise estatística para elaboração de gráficos de carta de controle e isotermas de adsorção, visando estabelecer

a variação da concentração dos parâmetros analisados no tempo e a capacidade adsorviva do carvão vegetal de pirólise nas condições de adsorção determinadas.

- **Evaporação de lixiviado filtrado e adsorvido**

Esse processo foi realizado no Laboratório de Instalações piloto de Tratabilidade de Águas e de Lodo – LAMAG (FAESA/ITEC/UFPA) e nessa etapa foi possível determinar o valor em massa de carvão de açai em gramas que foi integrado às massas de lixiviado no processo de adsorção de lixiviado a diferentes massas (600 g, 800 g e 1000 g) através de diferença de massas.

Foram utilizados seis béqueres e agitador magnético com aquecimento da marca Quimis e modelo Q261-22 (220V) a uma programação de aquecimento a nível 3. A Figura 22 mostra como foi realizado o processo de evaporação do lixiviado filtrado e lixiviado filtrado e posteriormente adsorvido em ensaios de adsorção.

Figura 22: Agitador magnético com aquecimento e béquer com lixiviado em processo de evaporação.



Fonte: LESSA (2019).

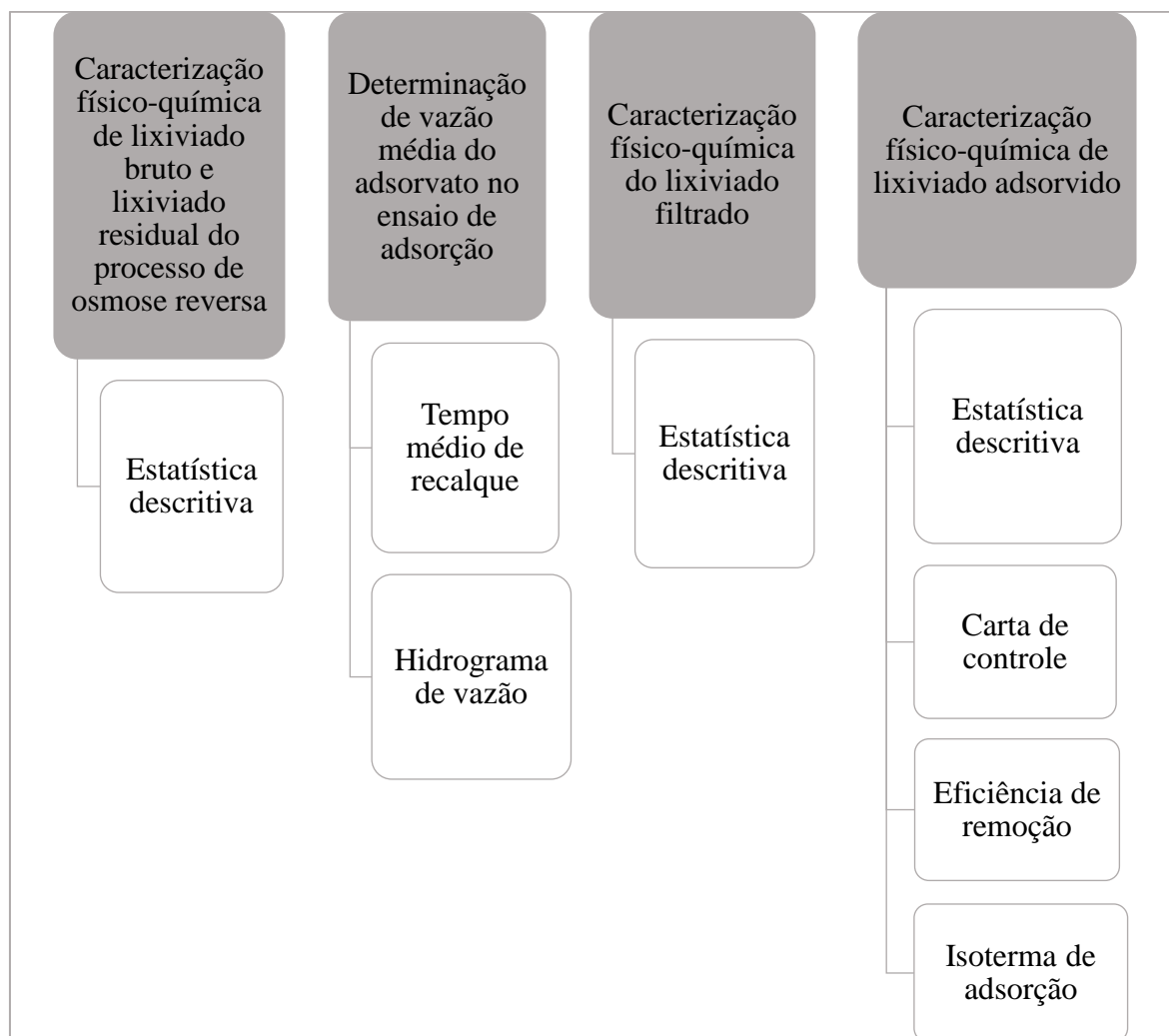
Evaporou-se amostra de lixiviado filtrado a mesma massa de lixiviado adsorvido em coluna nos experimentos com adsorção de 600 g, 800 g e 1000 g de lixiviado filtrado, a fim de determinar a massa de carvão que foi integrado ao lixiviado a ser tratado no processo de

adsorção. Logo, a massa de carvão integrado ao lixiviado é a diferença entre a massa final do lixiviado evaporado da adsorção pela massa lixiviado filtrado à mesma proporção de massa restante da adsorção.

4.4. AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DOS DADOS OBTIDOS

A Figura 23 mostra o tratamento estatístico dos dados obtidos pela caracterização físico-química do lixiviado e nos ensaios experimentais.

Figura 23: Tratamento estatístico dos resultados obtidos na coleta de lixiviado bruto e etapas experimentais.



Fonte: LESSA (2019).

- Os dados da caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado coletado nas quatro campanhas de amostragem foram submetidos a tratamento estatístico descritivo com auxílio do software Minitab 17 como: média (Mean), desvio padrão (StDev), variância (Variance), coeficiente de variância (CoefVar), mínimo (Minimum),

mediana (Median) e máximo (Maximum). Para os dados da caracterização físico-química do lixiviado residual foram obtidos valores médios (média) e desvio padrão (DP) com auxílio do software Origin Pro 8.

- Determinação do tempo (em minutos) de recalque no ensaio para cálculo da vazão média e o respectivo hidrograma de vazão foram realizados com auxílio do software Origin Pro 8.
- Foram obtidos valores médios (média) e desvio padrão (DP) a partir dos dados da caracterização físico-química do lixiviado filtrado com auxílio do software Origin Pro 8.
- Os dados da caracterização físico-química do lixiviado adsorvido foram submetidos a tratamento estatístico descritivo com auxílio do software Origin Pro 8, com a determinação de valores médios (média) e desvio padrão (DP). Foram elaboradas cartas de controle com auxílio do Software Minitab 17, gráfico de eficiência de remoção adsorção com auxílio do Software Origin Pro 8 e isotermas de adsorção com auxílio do Software Origin Pro 8 para investigar o comportamento de concentrações de DQO ao longo dos processos de adsorção.

Os dados obtidos foram avaliados estatisticamente a fim de identificar o melhoramento da qualidade do lixiviado coletado e analisar se há viabilidade técnica no uso do carvão de açaí no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

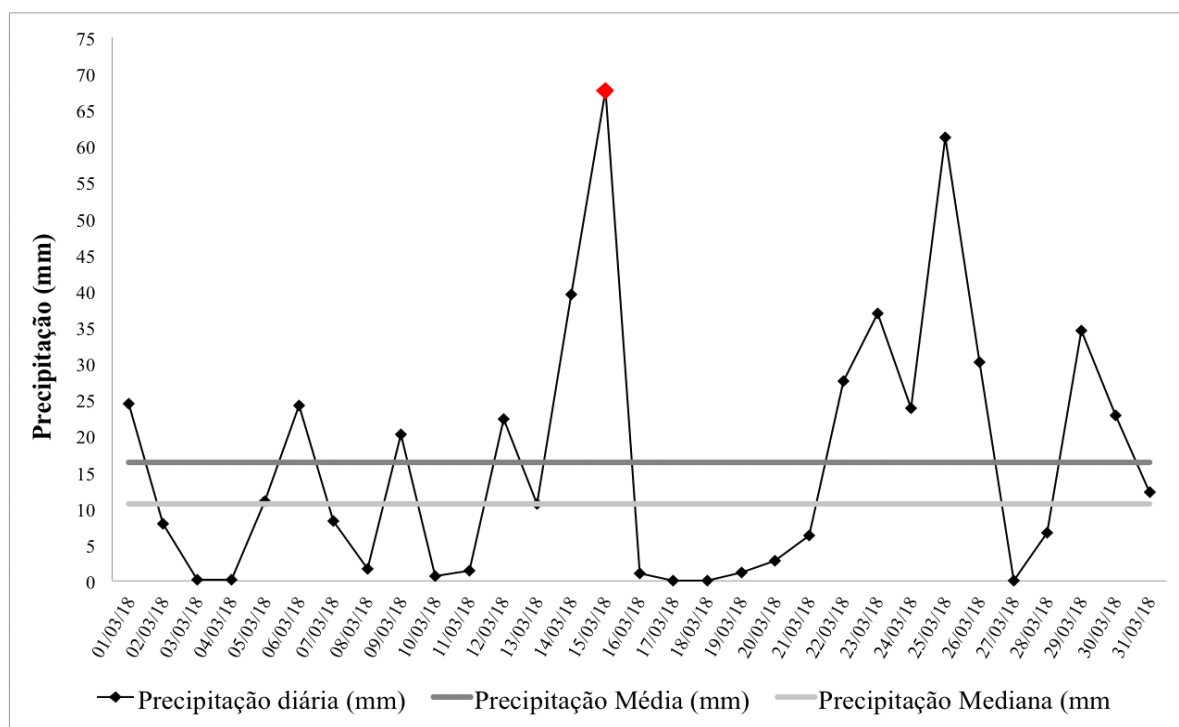
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. AMOSTRAGEM DO LIXIVIADO

5.1.1. Período chuvoso

A data da coleta da primeira campanha foi registrada como o dia em que mais choveu no mês de março em 2018, o que pode ter influenciado significativamente na concentração bruta do lixiviado, e, respectivamente, em suas características. A Figura 24 mostra o comportamento da pluviometria diária no mês de março de 2018, com destaque em vermelho para o valor registrado na data da coleta da primeira campanha.

Figura 24: Alturas pluviométricas em Março/2018 registradas no município de Belém (PA).

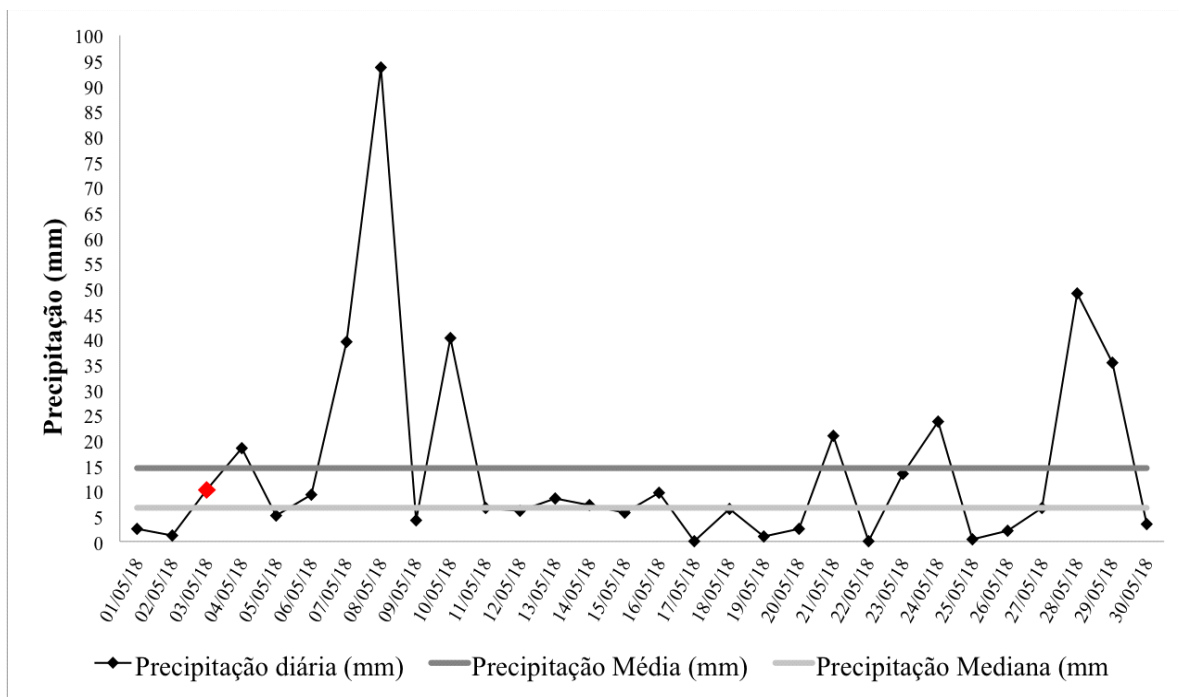


Fonte: LESSA (2019).

A precipitação na data da segunda campanha esteve situada entre a média e mediana das precipitações registradas para o mês de Maio de 2018. Devido a pluviometria na data da segunda campanha ter sido inferior à obtida na primeira campanha, presumisse que as interferências, geradas pela pluviometria, na concentração do lixiviado bruto coletado na segunda campanha foram inferiores às possíveis alterações ocasionadas ao lixiviado bruto da primeira campanha. A Figura 25 mostra o comportamento da precipitação diária no mês de

Maio de 2018, com destaque em vermelho para o valor registrado na data da coleta da segunda campanha.

Figura 25:Alturas pluviométricas em Maio/2018 registradas no município de Belém (PA).

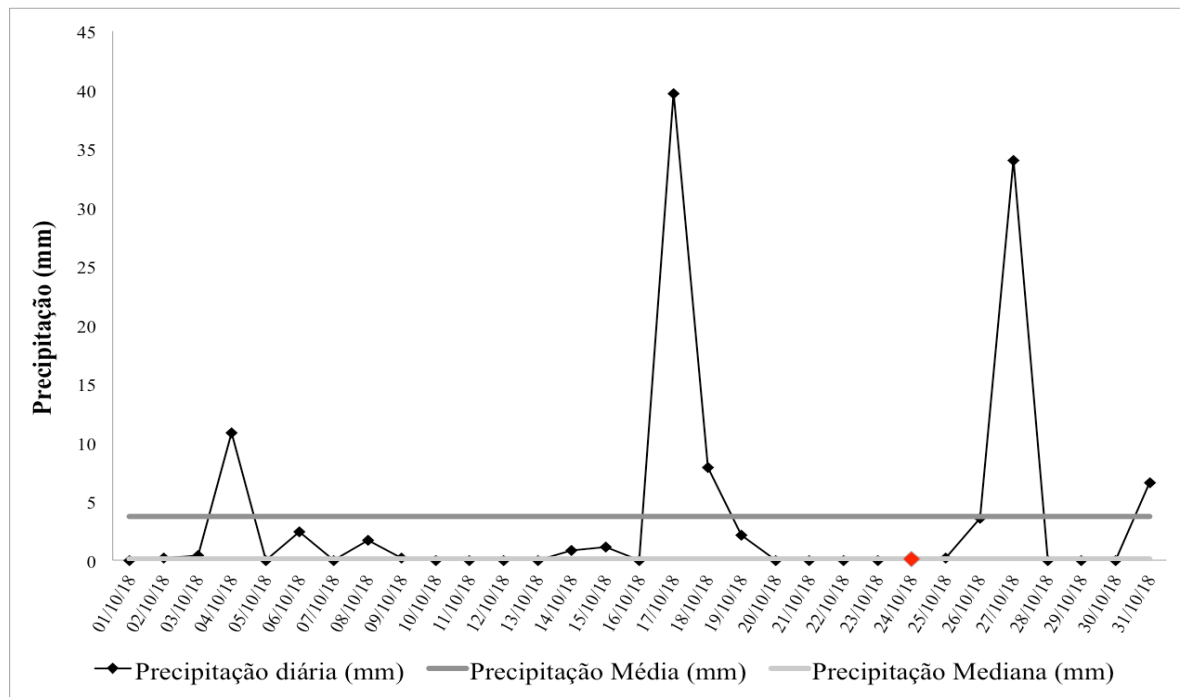


Fonte: LESSA (2019).

5.1.2. Período menos chuvoso

Na data da coleta da terceira campanha foi registrada pluviometria de 0 mm, ou seja não houve chuva nesse dia, sendo descartada a influência da chuva na diluição do lixiviado a ser coletado. A Figura 26 mostra o comportamento da pluviometria diária no mês de Outubro de 2018, com destaque em vermelho para o valor registrado na data da coleta da terceira campanha.

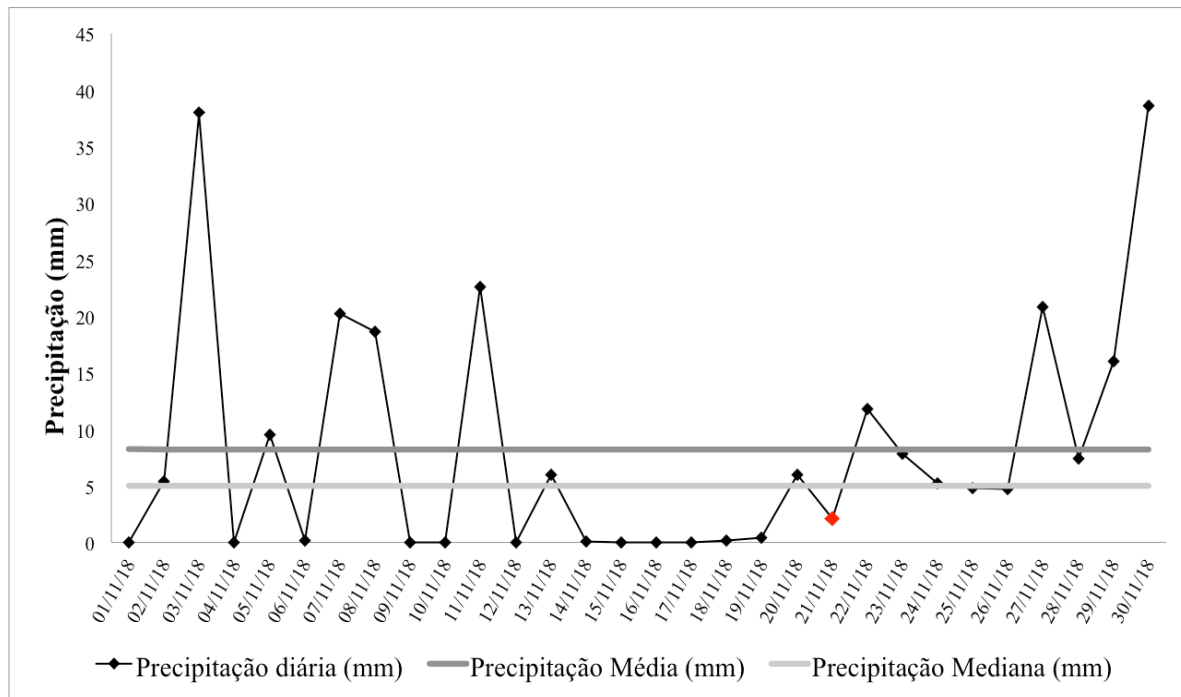
Figura 26: Alturas pluviométricas em Outubro/2018 registradas no município de Belém (PA).



Fonte: LESSA (2019).

A precipitação na data da quarta campanha foi pouco inferior a 5 mm, e esteve situada entre abaixo da média e mediana das precipitações registradas para o mês de Novembro de 2018. Apesar da pluviometria na data da quarta campanha ter sido superior da terceira campanha, presumisse que as interferências, geradas pela pluviometria na quarta campanha não influenciou significativamente na concentração do lixiviado bruto coletado. A Figura 27 mostra o comportamento da precipitação diária no mês de Novembro de 2018, com destaque em vermelho para o valor registrado na data da coleta da segunda campanha.

Figura 27: Alturas pluviométricas em Novembro/2018 registradas no município de Belém (PA).



Fonte: LESSA (2019).

5.2. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

5.2.1. Período chuvoso

A Tabela 6 mostra os resultados da caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado coletado nas duas campanhas de amostragem realizadas no período chuvoso.

Tabela 6: Caracterização do lixiviado bruto no período chuvoso.

Variável	Março/2018			Maio/2018		
	1ª alíquota	2ª alíquota	3ª alíquota	1ª alíquota	2ª alíquota	3ª alíquota
pH	8,45	8,43	8,41	8,44	8,50	8,56
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	7250	6942	7733	10000	9758	9467
Coliformes totais (MPN)	1152700	267700	-	361200	272700	501200
E.coli	Ausência	Presença	-	Presença	Presença	Presença
DBO _{5,20°C} (mgO ₂ /L)	427	-	-	593	-	-
DQO(mgO ₂ /L)	725	925	725	5450	3950	750
DBO ₅ /DQO	0,59	-	-	0,11	-	-
ST(mg/L)	6049	6131	5913	8275	7992	8183
STF (mg/L)	4857	4909	4974	6546	6369	6493
STV (mg/L)	1192	1222	939	1729	1623	1690
STF/ST	0,80	0,80	0,84	0,79	0,80	0,79
STV/ST	0,20	0,20	0,16	0,21	0,20	0,21
SS (mL/L)	2,5	1,5	0,8	1,5	1,1	1,2
Nitrato (mgN-NO ₃ -/L)	20	25	25	70	90	55
Cloreto (mgCl-/L)	4900	4992,5	3442,5	8850	8630	8550

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; E.coli: Escherichia coli; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis; - : não avaliado.

Fonte: ANGELIM E LESSA (2019).

Na Tabela 7 tem-se a estatística descritiva referente aos dados caracterização físico-química do lixiviado bruto das duas campanhas de amostragem realizadas no período chuvoso.

Tabela 7: Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto no período chuvoso.

Variable	Mean	StDev	Variance	CoefVar	Minimum	Median	Maximum
pH	8,4650	0,0554	0,1500	0,65	8,41	8,445	8,56
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	8525	1367	3058	16,03	6942	8600	10000
DBO _{5,20°C} (mgO ₂ /L)	510	117,4	166	23,02	427	510	593
DQO (mgO ₂ /L)	2179	2020	4725	92,71	725	1113	5450
DBO ₅ /DQO	0,35	0,339	0,48	96,97	0,11	0,35	0,59
ST (mg/L)	7091	1166	2362	16,45	5913	7062	8275
STF (mg/L)	5691	855	1689	15,02	4857	5672	6546
STV (mg/L)	1399	325	790	23,26	939	1423	1729
STF/ST	0,80	0,019	0,05	2,32	0,79	0,8	0,84
STV/ST	0,20	0,019	0,05	9,47	0,16	0,2	0,21
SS (mL/L)	1,433	0,585	1,7	40,84	0,80	1,35	2,50
Nitrato (mgN-NO ₃ -/L)	47,5	28,8	70	60,56	20,0	40,0	90,0
Cloreto (mgCl-/L)	6561	2384	5408	36,34	3443	6771	8850

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis.

Fonte: ANGELIM E LESSA (2019).

O valor médio de pH caracterizado para o lixiviado coletado nessa pesquisa no período menos chuvoso da região está entre os valores médios de pH obtidos por demais autores para lixiviados de outras regiões do Brasil. Nas duas amostragens no período chuvoso foram estimadas bactérias termotolerantes, entre elas detectada a presença de *Escherichia coli*, entretanto, os demais autores não realizaram tais análises. A alcalinidade média do lixiviado foi de 8.525 mgCaCO₃/L dentre os valores obtidos por demais autores.

Quanto a determinação dos teores de matéria orgânica mediante análises de DBO e DQO, obteve-se o valor médio de 510 mgO₂/L para DBO, valor relativamente baixo considerando a carga orgânica presumível em lixiviados de aterro sanitário, e valor médio de 2.179 mgO₂/L para DQO, sendo esses valores médios para o período chuvoso se condizentes com os valores médios obtidos para demais aterros sanitários ao longo do país.

Avaliando a relação média de DBO₅/DQO igual a 0,35, constata-se que o lixiviado apresenta baixa degradabilidade, em função do valor da relação ser inferior a 0,5 apresentando material recalcitrante em sua composição. Logo, não é recomendada apenas a aplicação de técnicas de tratamento biológico, uma vez que a DQO é aproximadamente 4 vezes superior à DBO. Logo, pode-se dizer que o lixiviado tem característica de lixiviado estabilizado.

As médias da concentração de sólidos totais de 7.091mg/L e sólidos fixos de 5.691 mg/L estão condizentes com as obtidas por outros autores, entretanto, o valor médio de sólidos voláteis com concentração de 1.443 mg/L foi inferior aos obtidos pelos mesmos autores, indicando a baixa concentração de matéria orgânica em relação a sólidos inertes.

A relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (STV/ST) representa a fração orgânica dos sólidos no lixiviado, assim como o nível de digestão do lixiviado. Quanto maior for esta relação, maior será a quantidade de matéria orgânica presente no lixiviado. Entretanto, o valor médio encontrado mostra que 20% dos sólidos encontrados são de origem orgânica. Logo, a proporção de sólidos fixos é de 80%, ou seja, 80% dos sólidos totais encontrados no lixiviado bruto são areia, metais e/ou substâncias minerais dissolvidas.

O valor médio da concentração de nitrato 47,5 mgN-NO₃-/L foi superior ao obtidos pelos demais autores, indicando maior oxidação dessa massa líquida por processo de nitrificação, em função da presença de amônia no lixiviado. O valor médio da concentração obtida para cloreto de 4.445 mgCl⁻/L também foi superior ao encontrado por demais autores. Segundo Costa (2010), a presença de cloreto está principalmente relacionada a condutividade

do lixiviado por ser um íon, indicando ainda que ocorre dissolução de sais no efluente, devido compostos inorgânicos estarem sendo dissolvidos.

Os dados obtidos por Sousa (2000) para o lixiviado oriundo da disposição de resíduos gerados na RMB em período chuvoso e de “estiagem” mostraram que, o pH obtido na presente pesquisa está condizente com o obtido por Sousa (2000), mesmo considerando a diferença sazonal. Entretanto, o valor médio de alcalinidade foi superior ao obtido por Sousa (2000) de 3.243 mgCaCO₃/L. Os valores médios de DBO e DQO foram superiores aos obtidos por Sousa (2000), estes, respectivamente, iguais a 359,17 mgO₂/L e 1.698,17 mgO₂/L.

Os valores médios de sólidos totais e sólidos sedimentáveis foram superiores aos valores médios obtidos por Sousa (2000) de, respectivamente, 5.182 mg/L e 0,1 mL para o período de chuvas. A concentração média de nitrato foi próxima ao valor de 39,6 mgN-NO₃-/L obtido por Sousa (2000), entretanto, ainda assim superior.

Comparando-se os resultados da caracterização físico-química desse presente estudo com a legislação vigente para condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011), o valor de pH médio situa-se entre a faixa determinada pela legislação para lançamento, entretanto, o valor médio para sólidos sedimentáveis foi superior ao permitido pela dessa legislação.

A Tabela 8 mostra os resultados da caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado residual concentrado do processo de osmose reversa coletado na primeira campanha de amostragem realizada no período chuvoso.

Tabela 8: Caracterização do lixiviado concentrado da osmose reversa da primeira campanha de amostragem no período chuvoso.

Variável	Lixiviado residual em período chuvoso			
	1ª alíquota	2ª alíquota	3ª alíquota	MÉDIA ± DP
pH	6,89	6,91	6,92	6,91 ± 0,021
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	1291,66	1758,33	1325	1458,33±212,568
Coliformes (MPN)	670500	-	-	-
E.Coli (ausência/presença)	Ausência	-	-	-
DQO(mgO ₂ /L)	1475	2175	1750	1800 ± 287,953
ST(mg/L)	26858	26113	26043	26338 ± 368,804
STF (mg/L)	13644	13.438	13348	13476,7 ± 123,896
STV (mg/L)	13214	12675	12695	12861,3 ± 249,507
STF/ST	0,51	0,51	0,51	0,51 ± 0,003
STV/ST	0,49	0,49	0,49	0,49±0,003
Cloreto (mgCl/L)	1162,5	1050,0	1212,5	1141,7±67,956

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; E.coli: Escherichia coli; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STF: Sólidos Totais Fixos; STV: Sólidos Totais Voláteis; SS: Sólidos Sedimentáveis; -: não avaliado.

Fonte: ANGELIM E LESSA (2019).

No lixiviado residual do processo de osmose reversa coletado na primeira campanha do período chuvoso, obteve-se pH neutro e as concentrações de DQO, ST, STF e SV foram superiores aos valores de obtidos para as alíquotas de lixiviado bruto coletadas na primeira campanha, com a concentração de sólidos totais no residual mais de 4 vezes superior.

As concentrações de STF e STV estiveram em valores próximos, no lixiviado residual, sendo então relações equivalentes entre STF/ST (0,51) e STV/ST (0,49).

A concentração de cloreto no lixiviado concentrado foi, entretanto, inferior ao valor detectado no lixiviado bruto, que pode ser devido maior concentração de matéria orgânica no lixiviado residual do que no lixiviado bruto.

5.2.2. Período menos chuvoso

A Tabela 9 mostra os resultados da caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado coletado nas duas campanhas de amostragem realizadas no período chuvoso.

Tabela 9: Caracterização do lixiviado bruto no período menos chuvoso.

Variável	Outubro/2018			Novembro/2018		
	1ª alíquota	2ª alíquota	3ª alíquota	1ª alíquota	2ª alíquota	3ª alíquota
pH	8,70	8,30	8,32	7,97	8,13	8,18
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	23167	12875	13192	14442	16567	17908
Coliformes totais (MPN)	>501200	>501200	>501200	>501200	>501200	>501200
E.coli	Presença	Presença	Presença	Presença	Ausência	Ausência
DBO _{5,20°C} (mgO ₂ /L)	544,9	-	-	628,7	-	-
DQO(mgO ₂ /L)	14300	15800	17100	14150	17150	21000
DBO ₅ /DQO	0,038	-	-	0,044	-	-
ST(mg/L)	16461	15547	14374	17516	25571	17111
STF (mg/L)	12206	14335	13687	14527	22586	11288
STV (mg/L)	4225	1212	687	2989	2985	5823
STF/ST	0,74	0,92	0,95	0,83	0,88	0,66
STV/ST	0,26	0,08	0,05	0,17	0,12	0,34
SS (mL/L)	<0,1	<0,1	<0,1	1,5	1,0	3,5
Nitrato (mgN-NO ₃ /L)	0,60	0	0,80	3,20	3	3,8
Cloreto (mgCl/L)	21600	22260	22060	9150	10450	10550

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; E.coli: Escherichia coli; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis; - : não avaliado.

Fonte: ANGELIM E LESSA (2019).

Na Tabela 10 tem-se a estatística descritiva referente aos dados caracterização físico-química do lixiviado bruto das duas campanhas de amostragem realizadas no período chuvoso.

Tabela 10: Estatística descritiva dos parâmetros físico-químicos do lixiviado bruto no período menos chuvoso.

Variable	Mean	StDev	Variance	CoefVar	Minimum	Median	Maximum
pH	8,267	0,247	0,730	2,99	7,97	8,24	8,700
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	16358	3864	10292	23,62	12875	15504	23167
DBO (mgO ₂ /L)	586,8	59,3	3511,2	10,10	544,9	586,8	628,7
DQO (mgO ₂ /L)	16583	2524	6850	15,22	14150	16450	21000
DBO ₅ /DQO	0,041	0,00424	0,0002	10,35	0,038	0,041	0,044
ST (mg/L)	17763	3989	11197	22,45	14374	16786	25571
STF (mg/L)	14772	4030	11298	27,28	11288	14011	22586
STV (mg/L)	2987	1898	5136	63,55	687	2987	5823
STF/ST	0,83	0,1114	0,29	13,42	0,66	0,855	0,95
STV/ST	0,17	0,1114	0,29	65,50	0,05	0,1450	0,34
SS (mL/L)	1,050	1,335	3,4	127,17	0,100	0,550	3,50
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ /L)	1,9	1,614	3,8	84,93	0	1,9	3,8
Cloreto (mgCl ⁻ /L)	16012	6553	13110	40,93	9150	16075	22260

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STV: Sólidos Totais Voláteis; STF: Sólidos Totais Fixos; SS: Sólidos Sedimentáveis.

Fonte: ANGELIM E LESSA (2019).

O valor médio de pH caracterizado para o lixiviado coletado nessa pesquisa no período menos chuvoso da região está entre os valores médios de pH obtidos por demais autores para lixiviados de outras regiões do Brasil. Nas duas amostragens no período menos chuvoso foram estimadas bactérias termotolerantes, entre elas detectada a presença de *Escherichia coli*, entretanto, os demais autores não realizaram tais análises. A alcalinidade média do lixiviado foi de 16.358 mgCaCO₃/L superior os valores obtidos pelos demais autores.

Quanto a determinação dos teores de matéria orgânica mediante análises de DBO e DQO, obteve-se o valor médio de 586,8 mgO₂/L para DBO, valor baixo considerando a carga orgânica presumível em lixiviados de aterro sanitário, além de considerar o valor médio de DQO que foi de 16.583 mgO₂/L para o período menos chuvoso, esse valor médio de DQO foi superior às concentrações médias de DQO obtidas para demais lixiviados de aterros sanitários ao longo do país. Entretanto, ainda foi uma concentração inferior ao obtido para o aterro sanitário de Rolândia – PR (PEREIRA et al, 2012).

Avaliando a relação média de DBO₅/DQO igual a 0,041, constata-se que o lixiviado apresenta baixa degradabilidade, uma vez que esse valor de relação é inferior a 0,5 apresentando alta carga de material recalcitrante em sua composição. Logo, para o lixiviado

no período menos chuvoso também não é recomendada apenas a aplicação de técnicas de tratamento biológico por ser lixiviado estabilizado.

As médias da concentração de sólidos totais de 16.461 mg/L e sólidos fixos de 12.206 mg/L estão superiores as obtidas por outros autores, entretanto, o valor médio de sólidos voláteis com concentração de 4.225 mg/L esteve entre os obtidos pelos mesmos autores, indicando a baixa concentração de matéria orgânica de fácil degradabilidade em relação a presença de sólidos inertes.

A relação entre os sólidos voláteis e sólidos totais (STV/ST) foi de que 0,17, logo 17% da concentração de sólidos totais são de origem orgânica. Logo, a proporção de sólidos fixos é de 0,83, ou seja, 83% dos sólidos totais encontrados no lixiviado bruto para o período menos chuvoso.

O valor médio da concentração de nitrato foi de 1,9 mgN-NO₃/L, sendo condizente com o obtido por demais autores. O valor médio da concentração obtida para cloreto foi de 16.012 mgCl/L, sendo também muito superior ao encontrado por demais autores, confirmando a presença de alta concentração de materiais inertes.

Em relação ao obtido por Sousa (2000) para o lixiviado oriundo da disposição de resíduos gerados na mesma região metropolitana (RMB) em período chuvoso e de “estiagem”, o pH obtido na presente pesquisa está condizente com o obtido por Sousa (2000), mesmo com diferença sazonal. Entretanto, o valor médio de alcalinidade foi superior ao obtido por Sousa (2000) de 6.302,8 mgCaCO₃/L. Os valores médios de DBO e DQO foram superiores aos obtidos por Sousa (2000) para o mesmo período sazonal.

Os valores médios de sólidos totais e sólidos sedimentáveis foram superiores aos valores médios obtidos por Sousa (2000) respectivamente de 8.744 mg/L e 0,75 mL para o período de estiagem. A concentração média de nitrato foi bem inferior ao valor de 40,61 mgN-NO₃/L obtido por Sousa (2000).

Comparando-se os resultados da caracterização físico-química desse presente estudo com a legislação vigente para condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011), o valor de pH médio situa-se entre a faixa determinada pela legislação para lançamento, entretanto, o valor médio para sólidos sedimentáveis está aproximadamente ao valor permitido para esse parâmetro pela legislação.

5.3. RESULTADOS DOS ENSAIOS PRELIMINARES DE ADSORÇÃO

Os resultados obtidos nos ensaios de adsorção preliminares visaram estabelecer o comportamento da alteração na qualidade do lixiviado a fim de estabelecer aspectos a serem considerados nos ensaios de adsorção em coluna. Os dados do processo de adsorção em carvão de açaí à massa de adsorvente 5% em relação à massa de lixiviado bruto coletado na segunda campanha do período chuvoso são mostrados Tabela 11.

Tabela 11: Caracterização físico-química lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 5% de carvão.

Carvão a 5%	I	II	III
Massa de lixiviado de entrada-MLE (g)	1.500	1.120	680
Massa de lixiviado de saída-MLS (g)	1.420	1.000	640
MLE - MLS	80	120	40
Rendimento (%)	94,67	89,29	94,12
Massa adsorvente (g)	75	56	34
Peso do papel de filtro cheio-PFC (g)	87,2745	74,2364	79,4716
Peso papel de filtro vazio-PFV (g)	7,25	7,26	7,65
Massa de lixiviado retido no processo (g)	5,02	10,98	37,82
Tempo médio de adsorção (h)	48	36	24
pH	9,41	9,29	9,53
ST (mg/L)	27.319	36.479	57.505
STF (mg/L)	18.829	32.362	48.376
STV (mg/L)	8.490	4.117	9.129
STF/ST	0,69	0,89	0,84
STV/ST	0,31	0,11	0,16

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; ST: Sólidos Totais; STF: Sólidos Totais Fixos; STV: Sólidos Totais Voláteis; I: primeira carreira de adsorção; II: segunda carreira de adsorção; III: terceira carreira de adsorção.

Fonte: LESSA (2019).

Com o total de 240 g de massa de lixiviado retida nas 3 adsorções na proporção de carvão a 5%, tem-se nesses processos 16% de retenção de lixiviado em relação ao volume inicial inserido. A duração em horas dos processos foi diminuindo com a redução da massa de lixiviado a ser tratada e a massa de adsorvente utilizada em cada adsorção. O rendimento do processo foi avaliado segundo uma relação entre a massa de lixiviado de saída e a massa de lixiviado de entrada, uma vez que é mais interessante obter maior quantidade de massa líquida após o efluente tratado, do que retenção de massa sólida à camada adsorvente, pois diminui-se a quantidade de material sólido a ser destinado a aterro ou queimado. Logo, a primeira adsorção (I) para essa proporção de adsorvente teve maior rendimento, com geração de 94,67% de lixiviado tratado.

A massa de lixiviado retida em cada processo de adsorção foi aumentando ao longo da diminuição da massa de lixiviado a ser tratada e redução da quantidade de adsorvente utilizado.

Constatou-se que o pH da caracterização do lixiviado bruto para a segunda campanha é básico, variando de 8,20 a 8,34, e nos processos de adsorção para o carvão a 5% tornou-se ainda mais básico, variando o pH de 9,29 a 9,53.

Os sólidos totais da caracterização do lixiviado bruto variaram de 7.992 mg/L a 8.275 mg/L. Entretanto, na adsorção os valores foram muito superiores, variando de 27.319 mg/L a 57.505 mg/L, indicando lixiviação do material adsorvente ao lixiviado líquido, ocasionando aumento na concentração de sólidos totais ao lixiviado no decorrer das adsorções. Como na caracterização do lixiviado bruto, os sólidos fixos foram superiores aos voláteis, indicando-se assim majoritariamente a presença de sólidos inertes no lixiviado bruto e no tratado.

Na Tabela 12 tem-se os resultados obtidos no processo de adsorção em carvão ativado de açaí a 7,5% do lixiviado bruto coletado na segunda campanha do período chuvoso.

Tabela 12: Caracterização físico-química do lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 7,5% de carvão.

Carvão a 7,5%	I	II	III
Massa de lixiviado de entrada-MLE (g)	1.500	1.060	660
Massa de lixiviado de saída-MLS (g)	1.360	980	620
MLE – MLS	140	80	40
Rendimento (%)	90,67	92,45	93,94
Massa adsorvente (g)	112,5	79,50	49,50
Peso do papel de filtro cheio-PFC (g)	121,9823	91,7263	63,2351
Peso papel de filtro vazio-PFV (g)	7,278	7,422	7,774
PFC - PFV - Massa de adsorvente	2,20	4,80	5,96
Tempo médio de adsorção (h)	48	32	24
pH	9,21	9,86	9,36
ST	69.193	48.040	70.661
STF	43.232	39.607	57.562
STV	25.961	8.433	13.099
STF/ST	0,62	0,82	0,81
STV/ST	0,38	0,18	0,19

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; ST: Sólidos Totais; STF: Sólidos Totais Fixos; STV: Sólidos Totais Voláteis; I: primeira carreira de adsorção; II: segunda carreira de adsorção; III: terceira carreira de adsorção.

Fonte: LESSA (2019).

Com o total de 260 g de massa de lixiviado retida nas 3 adsorções na proporção de carvão a 7,5%, tem-se nesses processos 17,33% de retenção de lixiviado em relação ao

volume inicial inserido. A duração em horas dos processos também foi diminuindo com a redução da massa de lixiviado a ser tratada e a massa de adsorvente utilizada. Para o rendimento, a segunda adsorção (II) para essa proporção de adsorvente teve o maior rendimento, com 92,45% de lixiviado tratado.

As massas de lixiviado retidas nos processos de adsorção foram aumentando ao longo da diminuição da massa de lixiviado a ser tratada e a redução da quantidade de adsorvente utilizado. Como ocorreu nas adsorções em carvão a 5%, o lixiviado nos processos de adsorção para o carvão a 7,5% tornou-se mais básico em relação à caracterização do lixiviado bruto, com valores de pH variando de 9,21 a 9,86.

Nos processos de adsorção os valores de sólidos totais foram também muito superiores aos da caracterização, variando de 48.040 mg/L a 70.661 mg/L, indicando a lixiviação do material adsorvente ao lixiviado líquido. Entretanto, apenas na primeira adsorção (I) os sólidos voláteis de 43.232 mg/L foram superiores aos sólidos fixos de 25.961 mg/L, indicando que nesse processo o lixiviado tratado teve maior concentração de matéria orgânica. No decorrer das adsorções, evidenciou-se diminuição na concentração de sólidos totais ao lixiviado da adsorção (I) à adsorção (II). Contudo, houve aumento na concentração de sólidos totais ao lixiviado da adsorção (II) à adsorção (III).

Na Tabela 13 tem-se os resultados obtidos no processo de adsorção em carvão ativado de açá a 10% do lixiviado bruto coletado na segunda campanha do período chuvoso.

Tabela 13: Caracterização físico-química do lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 10% de carvão.

Carvão a 10%	I	II	III
Massa de lixiviado de entrada-MLE (g)	1.500	1.100	560
Massa de lixiviado de saída-MLS (g)	1.433	1.000	460
MLE - MLS	67	100	100
Rendimento (%)	95,53	90,91	82,14
Massa adsorvente (g)	150	110	56
Peso do papel de filtro cheio-PFC (g)	177,3118	141,2323	68,5192
Peso papel de filtro vazio-PFV (g)	7,26	9,516	8,326
Massa de lixiviado retido no processo (g)	20,05	21,72	4,19
Tempo médio de adsorção (h)	48	32	24
pH	9,79	9,42	9,88
ST (mg/L)	60.286	74.443	100.454
STF (mg/L)	41.399	62.771	87.335
STV (mg/L)	18.887	11.672	13.119
STF/ST	0,69	0,84	0,87
STV/ST	0,31	0,16	0,13

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; ST: Sólidos Totais; STF: Sólidos Totais Fixos; STV: Sólidos Totais Voláteis. I: primeira carrega de adsorção; II: segunda carrega de adsorção; III: terceira carrega de adsorção.

Fonte: LESSA (2019).

A massa total de lixiviado retida nas 3 adsorções na proporção de carvão a 10% foi de 267 g, logo, obteve-se nesses processos 17,8% de retenção de lixiviado em relação ao volume inicial inserido. A duração em horas dos processos foi diminuindo com a redução da massa de lixiviado a ser tratada e a massa de adsorvente utilizada. A primeira adsorção (I) para essa proporção de adsorvente teve maior o rendimento, com 95,53% de lixiviado tratado.

A massa de lixiviado retida na segunda adsorção (II) foi superior à primeira (I), entretanto, a massa de lixiviado retida na terceira adsorção foi cerca de 5 vezes inferior às massas das outras adsorções dessa proporção de carvão.

Como para as adsorções em carvão a 5% e 7,5%, o lixiviado nos processos de adsorção para o carvão a 10% tornou-se básico em relação à caracterização do lixiviado bruto, com valores de pH variando de 9,42 a 9,88.

Nos processos de adsorção os valores de sólidos totais foram também muito superiores aos da caracterização, variando de 60.286 mg/L a 100.454 mg/L, indicando também lixiviação do material adsorvente ao lixiviado líquido. Como na caracterização do lixiviado bruto e nos processos de adsorção a carvão nas proporções de 5% (I, II e III) e 7,5% (I e III), os sólidos fixos nos três processos tiveram valores superiores aos voláteis, indicando-se assim

majoritariamente a presença de material inerte no lixiviado bruto e lixiviado tratado. Como ocorreu nas adsorções a 5% de carvão, com as adsorções houve aumento na concentração de sólidos totais ao lixiviado tratado.

A Tabela 14 tem-se os resultados obtidos no processo de adsorção em lama vermelha a 10% do lixiviado bruto coletado na segunda campanha do período chuvoso.

Tabela 14: Caracterização físico-química de lixiviado e rendimento do ensaio preliminar de adsorção a proporção de adsorvente de 10% de lama vermelha.

Lama Vermelha a 10%	I	II	III
Massa de lixiviado de entrada-MLE (g)	1.500	1.080	640
Massa de lixiviado de saída-MLS (g)	1.380	940	560
MLE - MLS	120	140	80
Rendimento (%)	92	87	87,5
Massa adsorvente (g)	150	108	64
Peso do papel de filtro cheio-PFC (g)	214,2289	148,5881	84,7869
Peso papel de filtro vazio-PFV (g)	8,696	7,705	7,04
Massa de lixiviado retido no processo (g)	55,53	32,88	13,75
Tempo médio de adsorção (h)	24	24	24
pH	9,20	9,07	9,11
ST (mg/L)	13.375	5.852	8.639
STF (mg/L)	11.194	2.654	7.599
STV (mg/L)	2.181	3.198	1.040
STF/ST	0,84	0,45	0,88
STV/ST	0,16	0,55	0,12

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; ST: Sólidos Totais; STF: Sólidos Totais Fixos; STV: Sólidos Totais Voláteis; I: primeira carreira de adsorção; II: segunda carreira de adsorção; III: terceira carreira de adsorção.

Fonte: LESSA (2019).

A massa total de lixiviado retida nas 3 adsorções na proporção de lama vermelha a 10% foi de 340 g, logo, obteve-se nesses processos 22,66% de retenção de lixiviado em relação ao volume inicial inserido. A duração em horas dos processos de adsorção foram quase os mesmos, ocorrendo em menos de 24 horas cada. A primeira adsorção (I) para essa proporção de adsorvente teve maior o rendimento, com 92% de lixiviado tratado.

As massas de lixiviado retidas nos processos de adsorção foram diminuindo ao longo da diminuição da massa de lixiviado a ser tratada e redução da quantidade de adsorvente utilizada.

Como para as adsorções em carvão a 5%, 7,5% e 10%, o lixiviado nos processos de adsorção para a lama vermelha a 10% tornou-se mais básico em relação à caracterização do lixiviado bruto, com valores de pH variando de 9,07 a 9,20. Este fato pode ocorrer devido a

lama vermelha possuir elementos (metais pesados, íons, minérios) que acarretam em basicidade.

Nos três processos de adsorção com lama vermelha a 10% as concentrações de sólidos totais variaram de 5.852 a 13.375 mg/L. O lixiviado tratado na primeira (I) e terceira adsorção (III) obtiveram valores de sólidos totais superiores aos da caracterização do lixiviado bruto. Indicando assim, lixiviação de lama vermelha ao lixiviado tratado nesses dois processos de adsorção em lama vermelha. Além de que, também na primeira (I) e terceira adsorção (III) os valores de concentração de sólidos fixos foram superiores aos de sólidos voláteis, indicando que nesses dois processos lixiviado com maior quantidade de material inerte. Ainda assim, com o decorrer das adsorções, evidenciou-se que ao longo do processo completo houve diminuição na concentração de sólidos totais ao lixiviado tratado.

Comparando-se os resultados obtidos para os lixiviados tratados pelas adsorções em carvão ativado de açaí a 10% e a lama vermelha a 10%, o carvão tornou o lixiviado ainda mais básico que a lama vermelha, além dos processos de adsorção com carvão terem sido mais demorados, durando o processo completo aproximadamente quatro dias e para a lama a duração foi de aproximadamente três dias. As concentrações de sólidos (totais, fixos e voláteis) no lixiviado tratado pelo carvão a 10% foram superiores às concentrações encontradas no lixiviado tratado pela lama vermelha a 10%.

O lixiviado tratado pelo carvão de açaí ocasionou maior basicidade ao lixiviado, provavelmente devido a impregnação de hidróxido de sódio ao carvão de açaí quando o caroço de açaí foi submetido ao craqueamento termo-catalítico.

O sistema experimental preliminar foi eficiente para avaliar a tratabilidade do lixiviado através dos adsorventes carvão ativado de açaí e lama vermelha, necessitando-se, contudo, de investigação mais ampla.

A utilização do carvão de açaí como material adsorvente após cominuição acarreta na lixiviação de grande quantidade de material adsorvente ao lixiviado tratado, influenciando no aumento de sólidos ao líquido tratado. Logo, uma coluna de adsorção composta por carvão de açaí à granulometria maior pode acarretar em resultados mais satisfatórios.

Com a finalidade de se atender à resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011), seria necessária a implementação de demais etapas de tratamento para o lixiviado após a adsorção em carvão de açaí, realizando correção do pH e redução de sólidos totais.

Considerando o lançamento do lixiviado tratado por adsorção em carvão de açaí sem etapas de tratamento posteriores, deve-se fazer estudo do corpo hídrico onde ocorreria o lançamento do efluente, a fim de investigar fatores de poluição ambiental local, uma vez que presume-se, que essa técnica sendo aplicada individualmente não será universalmente aplicável ou altamente eficiente para a remoção de compostos recalcitrantes de lixiviado oriundo de resíduos estabilizados.

5.4. DETERMINAÇÃO DA VAZÃO MÉDIA DE ADSORÇÃO

Os tempos de recalque obtidos para os três experimentos de medição de vazão e seus valores médios a partir de ensaio com a bomba dosadora nos processos de adsorção estão expressos na Tabela 15.

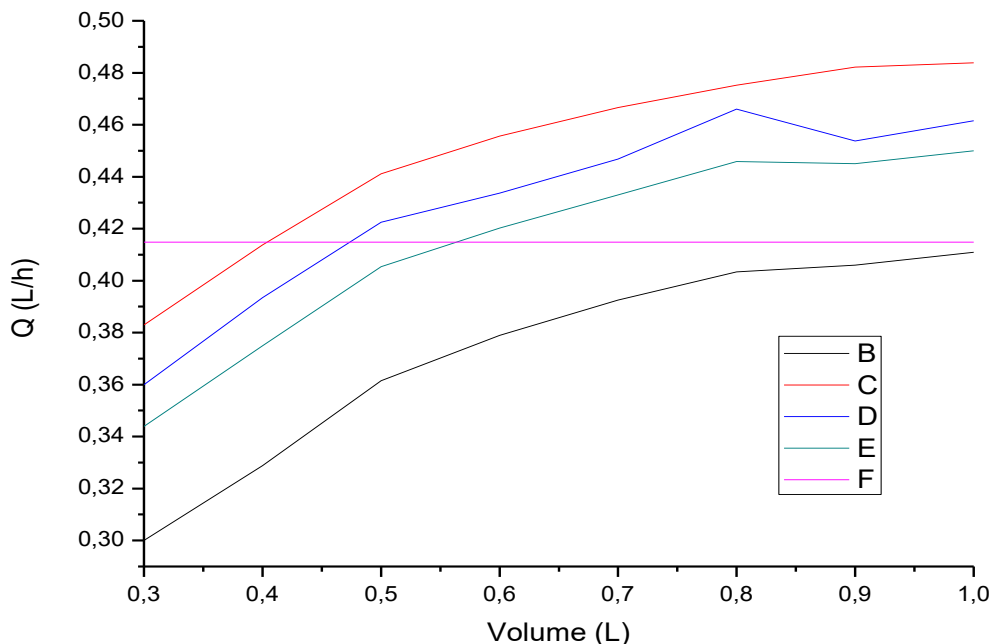
Tabela 15: Tempo de recalque dos experimentos de determinação média de vazão da bomba dosadora.

Volume (L)	Tempo – Curva de vazão 1 (min)	Tempo – Curva de vazão 2 (min)	Tempo – Curva de vazão 3 (min)	Tempo – Curva de vazões médias (min)
0,3	60	47	50	52
0,4	73	58	61	64
0,5	83	68	71	74
0,6	95	79	83	86
0,7	107	90	94	97
0,8	119	101	103	108
0,9	133	112	119	121
1	146	124	130	133

Fonte: LESSA (2019).

A determinação da vazão média dos processos de adsorção foi obtida conforme os resultados dos experimentos de medição de vazão realizados para o ajuste de rotação determinado. A determinação da reta de vazão média da bomba dosadora no processo de adsorção está representada conforme a Figura 28.

Figura 28: Hidrograma de vazão e vazão média do ensaio de determinação de vazão com a bomba dosadora.



***Legenda:** B: Curva de vazão para o experimento 1; C: Curva de vazão para o experimento 2; D: Curva de vazão para o experimento 3; E: Curva de vazões médias; F: Reta da vazão média.

Fonte: LESSA (2019).

Como resultado dos ensaios de medição de vazão volumétrica para o recalque de 1 L de lixiviado o tempo médio foi de 133 min. Sendo assim, a vazão média das vazões médias de recalque com a bomba dosadora utilizada nesses experimentos foi de aproximadamente 0,415 L/h.

5.5. ENSAIOS DE FILTRAÇÃO E ADSORÇÃO EM COLUNA

5.5.1. Caracterização do Lixiviado filtrado e adsorvido (600 g, 800 g e 1000g)

Na Tabela 16 são apresentados os valores das variáveis analisadas no lixiviado após filtração em papel de filtro.

Tabela 16: Caracterização físico-química do lixiviado filtrado.

Variável	1ª alíquota	2ª alíquota	3ª alíquota	Média ± DP
pH	8,43	8,47	8,48	8,46 ± 0,022
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	17058	18150	18700	17969±682,261
DQO(mgO ₂ /L)	12500	11400	13375	12425±808,033
ST(mg/L)	17516	25571	17111	20066±3896,133
STF (mg/L)	14527	22586	11288	16133,67±4750,245
STV (mg/L)	2989	2985	5823	3932,33±1336,904
STF/ST	0,83	0,88	0,66	0,79±0,095
STV/ST	0,17	0,12	0,34	0,21±0,095
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ /L)	210	250	250	236,67±18,856
Cloreto (mgCl ⁻ /L)	4605	3560	3620	3943,3±500,289

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STF: Sólidos Totais Fixos; STV: Sólidos Totais Voláteis; SS: Sólidos Sedimentáveis.

Fonte: LESSA (2019).

A Tabela 17 mostra os valores médios para o lixiviado filtrado e os valores obtidos na caracterização físico-química de diferentes massas de lixiviado filtrado (600 g, 800 g e 1000 g) após processo de adsorção em coluna.

Tabela 17: Caracterização físico-química do lixiviado filtrado e adsorvido (600 g, 800 g e 1000 g).

Variável	Filtração	Adsorção massa 600 g	Adsorção massa 800 g	Adsorção massa 1000 g
pH	8,46	8,76	8,74	8,72
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	17969	23133	18883	18333
DQO(mgO ₂ /L)	12425	4300	4500	5300
ST(mg/L)	20066	17516	25571	17111
STF (mg/L)	16133,67	14527	22586	14288
STV (mg/L)	3932,33	2989	2985	2823
STF/ST	0,79	0,83	0,88	0,83
STV/ST	0,21	0,17	0,12	0,17
Cloreto	3943,3	3320	3350	3535
Nitrato	237	240	210	260
Peso do adsorvente após ensaio (g)	-	24,7965	23,8660	24,3817

***Legenda:** pH: potencial hidrogeniônico; DQO: Demanda Química de Oxigênio; ST: Sólidos Totais; STF: Sólidos Totais Fixos; STV: Sólidos Totais Voláteis; SS: Sólidos Sedimentáveis; - : não avaliado.

Fonte: LESSA (2019).

Os valores de pH dos lixiviados adsorvidos foram mais alcalinos do que o valor desse parâmetro para o lixiviado apenas filtrado, o que se reflete e é comprovado quanto aos valores de alcalinidade. A partir do tratamento realizado nas adsorções houve redução das concentrações de DQO, indicando eficiência para a remoção desse parâmetro.

A relação entre sólidos totais e sólidos fixos (ST/STF) para o lixiviado filtrado apresentou valor inferior à mesma relação para o lixiviado bruto para as campanhas de amostragem de período menos chuvoso. Entretanto, essa relação aumentou após as adsorções, o que mostra que houve integração de material sólido fixo ao lixiviado, sendo indicativo de que quantidade de carvão foi integrada à massa final de lixiviado adsorvido.

A concentração de cloreto diminuiu nas adsorções considerando o valor desse parâmetro para o lixiviado apenas filtrado, indicando que houve eficiência de remoção de elementos que conferem concentração de cloreto ao lixiviado. As concentrações de nitrato foram variáveis, uma vez que o processo de tratamento não era fechado e ocorria bombeamento do lixiviado promovendo oxidação da matéria orgânica, pode ser um parâmetro a não ser considerado para eficiência de tratamento.

O peso do adsorvente ao fim das adsorções mostra que houve adsorção, com a integração de material contido no lixiviado ao adsorvente ao longo das adsorções, uma vez que o peso inicial de adsorvente para cada ensaio de adsorção foi de 20 g.

Uma vez que houve resultados satisfatórios para remoção de DQO mediante esses três ensaios de adsorção a diferentes massas de lixiviado filtrado (600g, 800g e 1000g), a variação da variável DQO foi avaliada em demais ensaios de adsorção em coluna com carvão de caroço de açaí impregnado com hidróxido de sódio a 2 mol.L^{-1} ao longo do tempo mediante elaboração de cartas de controle e isotermas de adsorção.

5.5.2. Avaliação temporal da concentração de DQO em lixiviado adsorvido

A avaliação do comportamento da variação de DQO nas adsorções em série nas diferentes massas de lixiviado filtrado (600 g, 800 g e 1000 g) foi realizada através da confecção de cartas de controle para a variável, eficiência de remoção e isoterma de adsorção.

- **Cartas de controle**

A Tabela 18 mostra as concentrações para DQO nas amostragens realizadas nos ensaios de adsorção em coluna com carvão a 20 g de adsorvente ao longo do tempo.

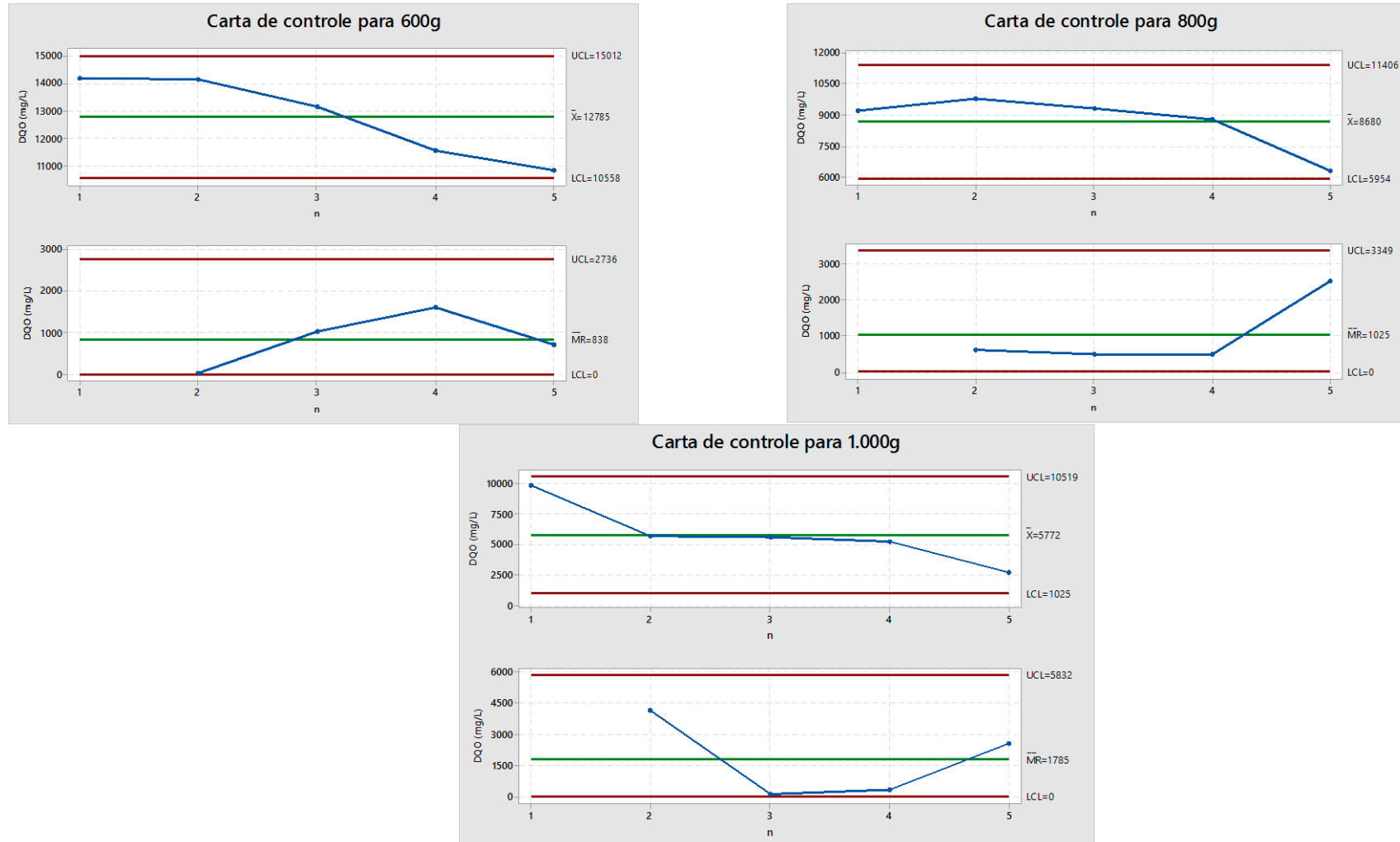
Tabela 18: Concentrações para DQO nas amostragens realizadas ao longo do tempo nos processos de adsorção (600 g, 800 g e 1000 g) em coluna a massa de adsorvente de 20 g.

Tempo (min)	Adsorção 600 g DQO (mgO ₂ /L)	Adsorção 800 g DQO (mgO ₂ /L)	Adsorção 1000 g DQO (mgO ₂ /L)
30	14200	9200	9800
60	14175	9800	5650
240	13150	9300	5550
360	11550	8800	5200
480	10850	6300	2660

Fonte: LESSA (2019).

A análise da tendência de comportamento quanto a variação da concentração de DQO ao longo do tempo relaciona os valores individuais da variável DQO no intervalo de coleta para amostragem durante adsorção de lixiviado filtrado, a Figura 29 mostra a variação temporal.

Figura 29: Variação temporal da concentração de DQO (mg O₂/L) nos processos de adsorção (600 g, 800 g e 1000 g) em coluna a massa de adsorvente de 20 g.



Fonte: LESSA (2019).

Nos três ensaios de adsorção não ocorreram falhas no processo de tratamento segundo as cartas de controle mostram, pois não houve valores de concentração de DQO (mgO_2/L) abaixo do limite inferior ou superiores ao limite superior, logo o comportamento da variação de DQO se manteve dentro do nível de controle estabelecido pelo teste nos três ensaios de adsorção. As médias móveis nos três ensaios de adsorção também tiveram os valores de DQO dentro dos limites estabelecidos pelo teste.

O comportamento das concentrações de DQO (mgO_2/L) ao longo do tempo foi variável, entretanto, as concentrações de DQO mantiveram-se dentro de margem aceitável estabelecida pelo teste para o controle do processo. Sendo assim, o processo esteve sob controle sem alterações de concentração mgO_2/L que indicasse possível interferência externa ao processo.

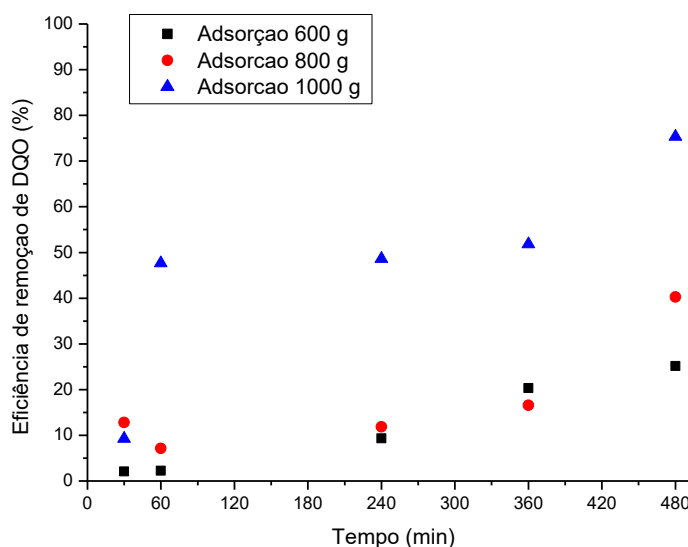
Nas adsorções à massa de 600 g e 1000 g de lixiviado as concentrações de DQO apenas diminuíram ao longo do tempo. Entretanto, na adsorção à massa de 800 g de lixiviado houve duas amostras com concentrações superiores à inicial.

Os resultados de concentração de DQO nos três ensaios de adsorção de lixiviado filtrado a massas de 600 g, 800 g e 1000 g, mostraram que houve redução da concentração de inicial de DQO, apresentando viabilidade técnica de remoção desse parâmetro pelo uso do carvão de caroço de açaí.

- **Eficiência de remoção**

Através do gráfico de eficiência de remoção de concentrações de DQO (mgO_2/L) pode-se investigar em níveis percentuais como o processo de remoção dessa variável química variou ao longo do tempo de adsorção. A Figura 30 mostra o comportamento da eficiência de remoção de DQO em percentual.

Figura 30: Eficiência de remoção de DQO nos processos de adsorção (600 g, 800 g e 1000 g) em coluna a massa de adsorvente de 20 g.



Fonte: LESSA (2019).

No ensaio de adsorção de 600 g de lixiviado filtrado a eficiência de remoção foi sempre crescente ao longo tempo, os percentuais variaram entre 2 a 25 %. Entretanto, esse ensaio teve o menor percentual de eficiência de remoção de DQO em relação aos demais ensaios, tendo o valor final a 480 min de 25% de eficiência de remoção.

No ensaio de adsorção de 800 g de lixiviado filtrado a eficiência de remoção de DQO não foi sempre crescente ao longo tempo, nas amostragens de 60 min e 240 min as eficiências de remoção foram inferiores à da primeira amostragem. Entretanto, nas amostragens de 360 min e 480 min os percentuais de eficiência de remoção aumentaram. Os percentuais de remoção de DQO nesse ensaio variaram de 7 a 40%. A amostragem final no tempo de 480 min apresentou a maior porcentagem de remoção para esse ensaio com 40%.

No ensaio de adsorção de 1000 g de lixiviado filtrado a eficiência de remoção de DQO foi sempre crescente ao longo tempo. Os percentuais de remoção de DQO nesse ensaio variaram de 9 a 75%, com a amostragem final no tempo de 480 min com a maior porcentagem de remoção para esse ensaio com 75%.

A partir dos valores percentuais de eficiência de remoção, pode-se concluir que o ensaio de adsorção à massa de 1000 g de lixiviado filtrado obteve-se os melhores resultados quanto a eficiência de remoção de DQO. Nota-se ainda que quanto maior a quantidade de

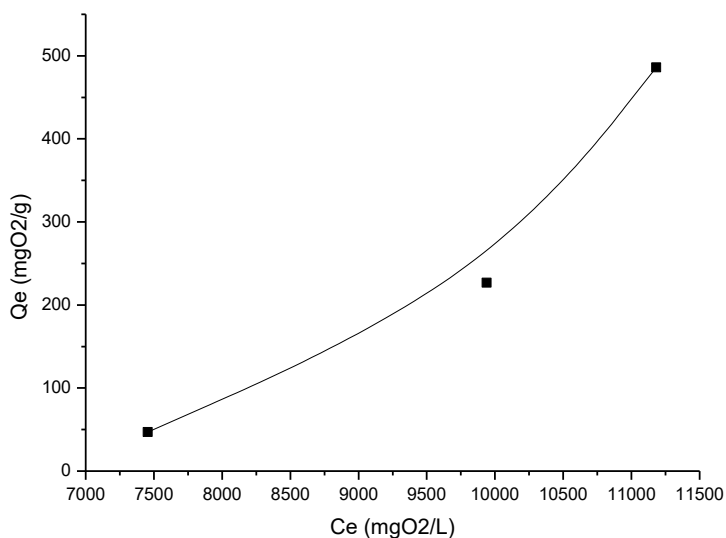
solução a ser adsorvida no processo de adsorção, maiores e satisfatórios são os valores percentuais de eficiência de remoção de DQO.

Logo, pode-se supor que o volume de lixiviado a ser adsorvido em coluna com carvão de açaí impregnado com hidróxido de sódio é um aspecto a ser considerado visando otimização do processo de adsorção em série de lixiviado.

- **Isotermas de adsorção**

A isoterma de adsorção elaborada a partir dos dados experimentais obtidos nas adsorções expressa a quantidade de DQO (mgO_2/g) adsorvida em relação a concentração de equilíbrio de DQO (mgO_2/L) no lixiviado diluído a 10%, 40% e 80%. A Figura 31 expressa o comportamento da quantidade de DQO adsorvida nos ensaios de adsorção de lixiviado filtrado e diluído a 10%, 40% e 80% a massa de adsorvente de 10 g.

Figura 31: Isoterma de adsorção de DQO em carvão de açaí a granulometria de 4 - 6,3 mm a massa de 10 g.



Fonte: LESSA (2019).

A partir do isoterma de adsorção dos dados experimentais, obteve-se a Equação 08 para a curva de adsorção:

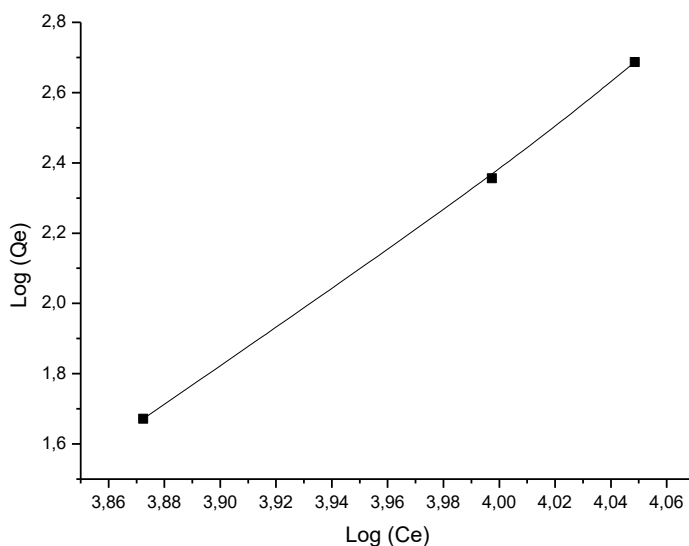
$$Y = 0,1113x - 807,12 \quad \text{Equação (08)}$$

A elaboração das isotermas de adsorção buscou a adequação dos dados experimentais do comportamento das concentrações de DQO (mgO₂/L) na adsorção de lixiviado filtrado em adsorvente oriundo de caroço de açaí aos modelos de Freundlich e Langmuir, que são os modelos mais representativos para esse processo.

- **Isoterma de Freundlich**

A Figura 32 mostra o isoterma de adsorção ajustado de Freundlich.

Figura 32: Isoterma de adsorção de DQO (mgO₂/L) ajustado ao modelo de Freundlich.



Fonte: LESSA (2019).

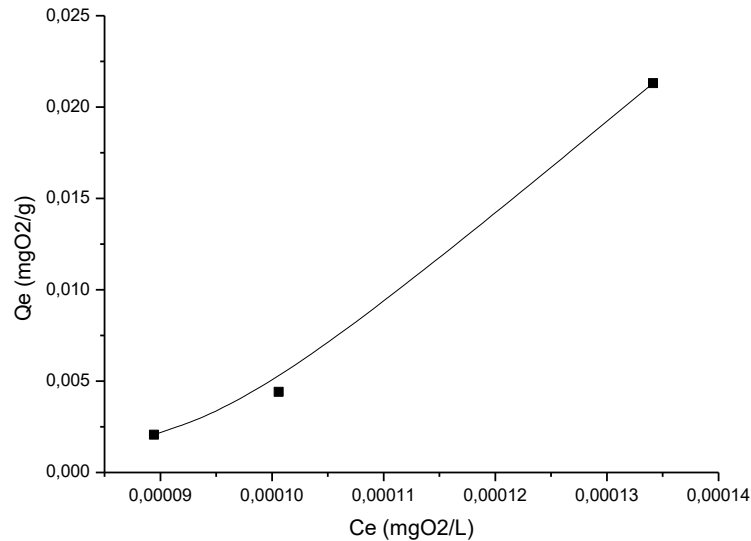
A equação para o modelo ajustado de Freundlich é expresso pela Equação 09:

$$Y = 5,7116x - 20,453 \quad \text{Equação (09)}$$

A fim de determinar o valor de n iguala-se 5,7116 a 1/n obtendo-se o valor de 0,175 para n. Logo, a partir do modelo de equilíbrio de Freundlich a adsorção de DQO por carvão de açaí nas condições realizadas é dita como desfavorável. Ou seja, o carvão apresenta baixa capacidade de adsorção a altas concentrações segundo o modelo de Freundlich.

A Figura 33 mostra o isoterma de adsorção ajustado de Langmuir.

Figura 33: Isoterma de adsorção de DQO (mgO₂/L) ajustado ao modelo de Langmuir.



Fonte: LESSA (2019).

A equação para o modelo ajustado de Langmuir é expresso pela Equação 10:

$$Y = 447,59x - 0,0391 \quad \text{Equação (10)}$$

A fim de estabelecer o tipo de isoterma de Langmuir mediante a determinação do fator de separação R_L substitui-se o valor de 447,59 obtido na Equação 10 na Equação 05. Logo, tem-se a equação 11:

$$R_L = \frac{1}{1+(1/447,59)} \quad \text{Equação (11)}$$

O resultado para R_L é de 0,9977, logo o tipo de isoterma de Langmuir para os dados experimentais ajustados a esse modelo é do tipo Favorável, pois apesar de ser bem próximo a 1 o valor de R_L ainda se encontra no intervalo entre 0 e 1. Ou seja, o carvão de açaí considerado capaz de adsorver quantidades altas de adsorvato mesmo em pouca massa de adsorvente.

A partir do ajuste dos dados experimentais aos modelos de isotermas de adsorção, pode-se identificar o modelo que melhor se ajusta aos dados obtidos com as adsorções de

DQO no lixiviado filtrado em carvão de caroço de açaí. A Tabela 19 mostra os parâmetros de ajustes de isotermas para os modelos de equilíbrio de Freundlich e Langmuir.

Tabela 19: Parâmetros de ajustes de isotermas.

Granulometria do adsorvente	Tipo de Efluente	Parâmetros de Modelos de Equilíbrio		
		Freundlich		
		K_F	n	R^2
4-6,3 mm/um	Lixiviado filtrado	$3,523 \cdot 10^{-21}$	0,1751	0,9985
		Langmuir		
		K_L	a	R^2
		-25,575	-0,0391	0,9831

Fonte: LESSA (2019).

Tanto o modelo de Langmuir e de Freundlich adequaram-se bem aos valores de DQO adsorvido descrevendo o comportamento de equilíbrio da adsorção de DQO, uma vez que o comportamento das isotermas com relação à adsorção de DQO apresenta uma correlação positiva entre a capacidade de adsorção e a concentração de DQO. A Tabela 20 mostra as equações de regressão e coeficientes de determinação das isotermas de Freundlich e Langmuir.

Tabela 20: Equações de regressão e coeficiente de determinação das isotermas de Freundlich e Langmuir para adsorção de DQO em carvão de açaí.

Modelo	Equação	R^2
Freundlich	$\text{Log } Q_e = -20,453 + 5,7116 \text{ Log } C_e$	0,9985
Langmuir	$\frac{1}{Q_e} = 447,59 - 0,0391 \frac{1}{C_e}$	0,9831

Fonte: LESSA (2019).

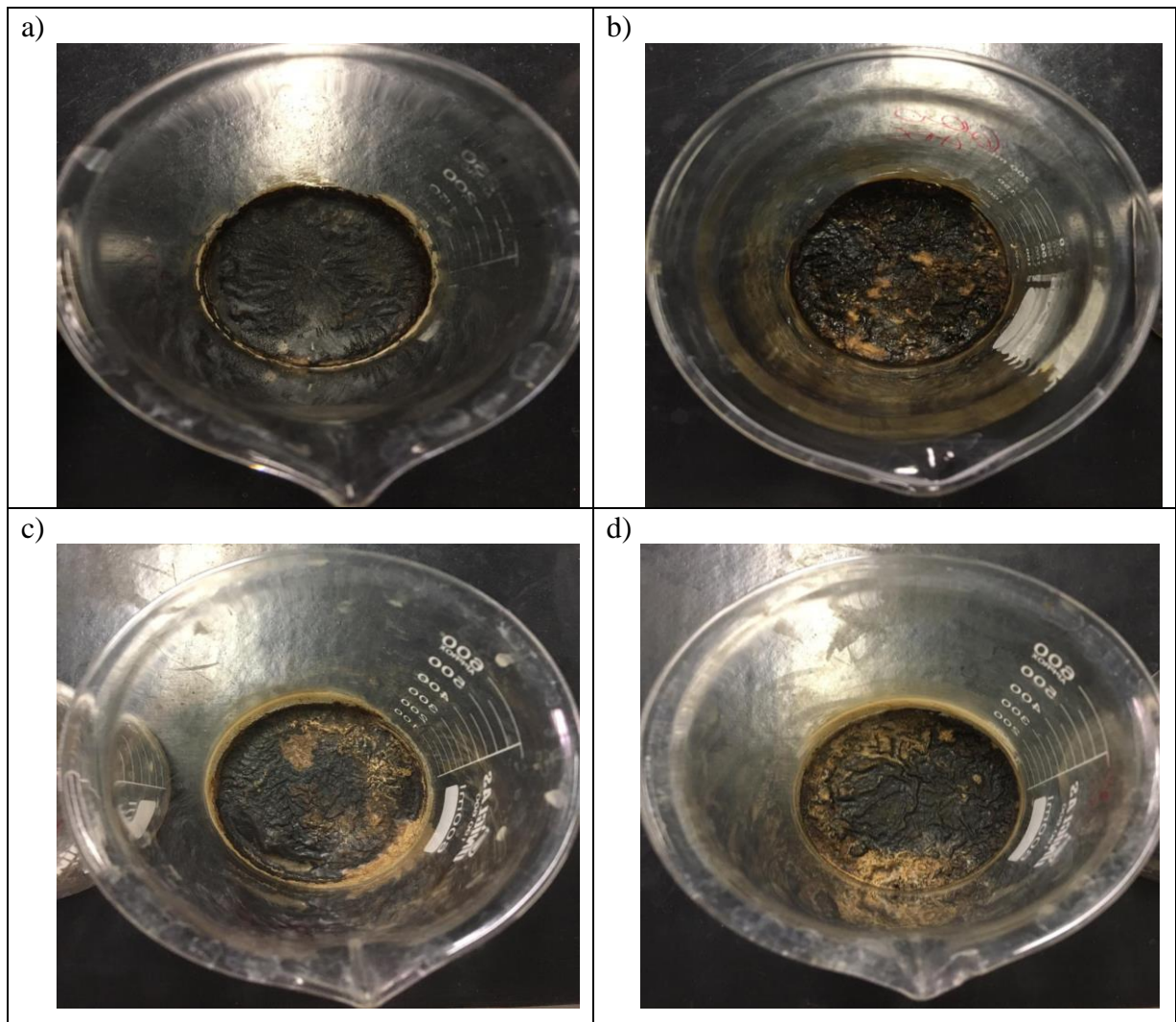
Apesar de pelo modelo de Freundlich a adsorção ser considerada desfavorável, a isoterma de Freundlich descreveu melhor o comportamento da adsorção de DQO, uma vez que o coeficiente de correlação foi superior à isoterma do modelo de Langmuir, logo o

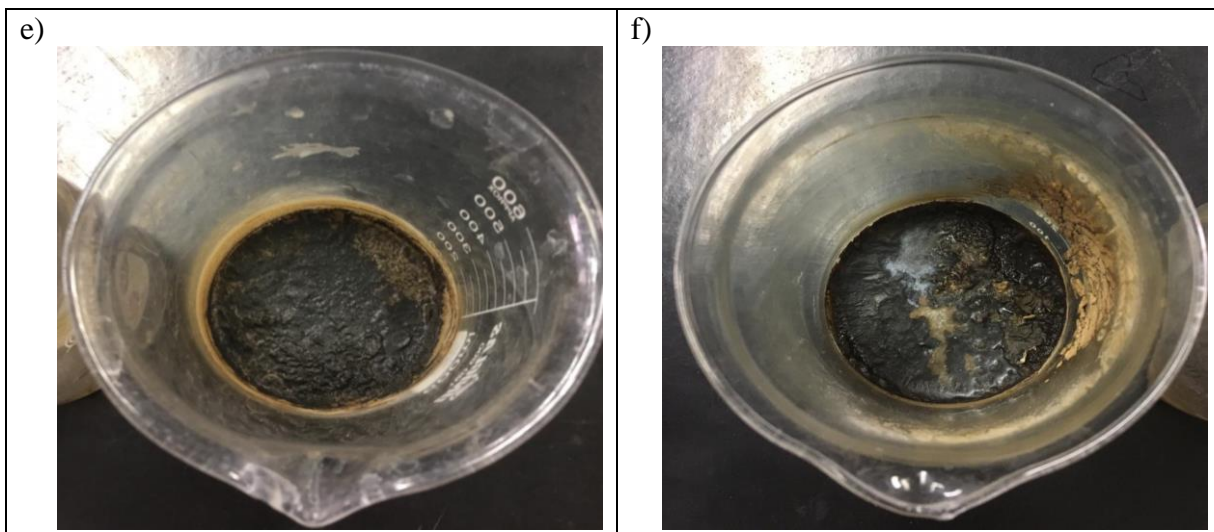
modelo de Freundlich foi o que apresentou ajuste linear que melhor representa o processo de adsorção de DQO no carvão de caroço de açaí.

5.5.3. Resultados da evaporação de lixiviado filtrado e adsorvido

Como resultado do processo de evaporação, a Figura 34 mostra os béqueres usados no processo no processo de evaporação do lixiviado filtrado e adsorvido das adsorções a 600 g, 800 g e 1000 g.

Figura 34: Béqueres após processo de evaporação de lixiviado filtrado e adsorvido.





***Legenda:** a) Lixiviado filtrado 1 evaporado; b) Lixiviado restante da adsorção com 600 g evaporado; c) Lixiviado filtrado 2 evaporado; d) Lixiviado restante da adsorção com 800 g evaporado; e) Lixiviado filtrado 3; f) Lixiviado restante da adsorção com 1000 g evaporado.

Fonte: LESSA (2019).

A Tabela 21 mostra a determinação da massa de carvão de açaí integrado ao lixiviado no processo de evaporação de lixiviado filtrado e lixiviado filtrado e adsorvido.

Tabela 21: Resultados da processo de evaporação de lixiviado filtrado e lixiviado filtrado e adsorvido.

Amostras	Massa do béquer vazio (g)	Massa final do lixiviado da adsorção (g)	Massa béquer cheio com lixiviado (g)	Massa do béquer cheio após evaporação (g)	Massa final do lixiviado evaporado (g)	Massa de carvão integrado ao lixiviado (g)
Lixiviado filtrado 1	103,02	239,13	342,15	106,4	3,38	2,520
Lixiviado restante da adsorção com 600 g	120,85	239,13	359,98	126,75	5,9	
Lixiviado filtrado 2	197,904	288,04	485,944	202,05	4,146	3,394
Lixiviado restante da adsorção com 800 g	197,78	288,04	485,82	205,32	7,54	
Lixiviado filtrado 3	197,134	676,58	873,714	212,224	15,09	3,77
Lixiviado restante da adsorção com 1000 g	189,09	676,58	865,67	207,95	18,86	

***Legenda:** Lixiviado filtrado 1: mesma massa final do lixiviado da adsorção de 600 g; Lixiviado filtrado 2: mesma massa final do lixiviado da adsorção de 800 g; Lixiviado filtrado 3: mesma massa do lixiviado restante da adsorção de 1000 g; % (m/m): relação entre massa de carvão integrado ao lixiviado (g) pela massa final do lixiviado evaporado da adsorção (g).

Fonte: LESSA (2019).

Mediante os dados obtidos para massas resultantes do processo de evaporação, tem-se que a massa de carvão integrado ao lixiviado tratado é resultante da subtração entre as massas finais de lixiviado evaporado de lixiviado restante da adsorção e lixiviado filtrado. Logo, nos três ensaios de adsorção a diferentes massas de lixiviado filtrado de 600 g, 800 g e 1000 g confirma-se que houve integração de carvão ao lixiviado.

6. CONCLUSÃO

Nesta pesquisa foi produzido carvão a partir de caroço de açaí como material adsorvente de lixiviado oriundo de aterro sanitário, sendo o carvão de açaí utilizado em pó em ensaios preliminares e granular em ensaios com alteração de volume e diluição do lixiviado após ser pré-tratado por filtração.

- Com resultados da caracterização físico química do lixiviado bruto, tem-se que a sazonalidade interfere nas concentrações do lixiviado, o que indica que deve-se considerar a sazonalidade para a escolha de tecnologias de tratamento do lixiviado;
- Os resultados dos ensaios preliminares mostraram que o carvão e a lama vermelha tornaram o lixiviado mais alcalino, além de o carvão conferir material sólido ao lixiviado, sendo então necessário trocar a granulometria do carvão de em pó para granular para os ensaios de adsorção em coluna de adsorção;
- Os valores médios da relação de DBO_5/DQO indicam que o lixiviado possui elementos recalcitrantes com característica de baixa biodegradabilidade, o que requer combinação de processos de tratamento desse efluente a fim de melhoramento da qualidade do mesmo;
- A vazão média de recalque do lixiviado determinada para os ensaios de adsorção em coluna composta por carvão de caroço de açaí foi de 0,415 L/h;
- A partir dos dados de caracterização do lixiviado filtrado e posteriormente adsorvido em carvão granular, obteve-se que apenas a filtração do lixiviado bruto em papel de filtro foi capaz de promover alterações na qualidade no lixiviado. Esse efluente previamente tratado, após ser adsorvido em carvão de caroço de açaí impregnado com $NaOH$ a 2 mol.L^{-1} , aumentou os valores de pH, alcalinidade e sólidos totais. Entretanto, promoveu a redução das concentrações de DQO e cloreto. Sendo assim, seria ideal a complementação dessa tecnologia com etapas que realizassem a correção de pH e contenção de sólidos;
- Nos ensaios de adsorção a diferentes massas de lixiviado filtrado (600g, 800g e 1000g) em carvão de caroço de açaí a massa de 20 g, obteve-se resultados satisfatórios para a remoção da variável DQO;

- Os gráficos de controle quanto a variação temporal das concentrações de DQO, mostraram que os processos de adsorção se mantiveram sob o controle, sem alterações além da margem superior e/ou superior. Além de o processo também estar sob controle quanto as médias móveis;
- Os resultados de eficiência de remoção de DQO mostraram que o ensaio de adsorção à massa de 1000 g de lixiviado filtrado obteve o melhor resultado de eficiência de remoção de DQO, com 75% de remoção ao fim do ensaio;
- A partir da elaboração de isotermas de adsorção confirmou-se que o modelo de Freundlich foi o melhor ajustado aos dados experimentais após a linearização dos dados, com R^2 de 0,9985. Entretanto, por esse modelo a adsorção foi considerada como desfavorável, o que significa baixa capacidade de adsorção a altas concentrações. Logo, pré-tratamento além da filtração seria uma alternativa para que a adsorção de DQO em adsorvente de carvão açai impregnado com hidróxido de sódio fosse favorável.
- Como nos resultados obtidos nos ensaios preliminares de adsorção realizados em batelada e com adsorção em série, nos ensaios de adsorção em coluna com carvão de caroço açai ocorreu a lixiviação de carvão no efluente a ser adsorvido, o que faz aumentar a quantidade de sólidos totais no efluente adsorvido. O que foi confirmado pelo processo de evaporação das massas adsorvidas no carvão e massa de lixiviado apenas filtrado.

Tendo em vista os resultados obtidos recomenda-se para trabalhos futuros:

- Ativação química e térmica do carvão de açai, a fim da otimização do processo;
- Complementar a estrutura da coluna de adsorção com material que impeça a integração de frações de carvão ao lixiviado, como o uso de camada de algodão ou fibra de vidro;
- Elaboração de cinética de adsorção e isoterma de adsorção para o carvão ativado de caroço de açai impregnado com hidróxido de sódio;
- Comparação dos resultados com a literatura e os autores Castro et al. (2017).

7. REFERÊNCIAS

ABBAS, A.A; JINGSONG, G; PING, L.Z; YA, P. Y; AL-REKABI, W.S. Review on Landfill Leachate Treatments. American Journal of Applied Sciences. 6 (4). 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários e resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

_____. **NBR 13896**: Implantação e operação de aterros sanitários. Rio de Janeiro, 1997.

_____. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

AFSHARNIA, M; TORABIAN, A; MOUSAVI, G.R; ABDULI, M.A. Landfill Leachate treatment by sono-evaporation. Desalination and water treatment. Vol 48. 2012.

AGRAFIOTI, E; BOURAS, G; KALDERIS, D; DIAMADOPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis. vol 101. 2013.

AHMED, M.J; HAMEED, B.H. Adsorption behavior of salicylic acid on biochar as derived from the thermal pyrolysis of barley straws. Journal of Cleaner Production. Vol 195. 2018.

AHMED, F.N; LAN, C.Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. Desalination. Vol 287. 2012.

AHMED, S.; JOSHI, R.; KUMAR, S. Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Municipal Engineers. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1680/jmuen.17.00039>> . Acessado em: 01.Mai 2019.

AHSAN, A; ALAMGIR, M; EL-SERGANY, M.M; SHAMS, S; ROWSHON, M.K; DAUD, N.N.N. Assessment of Municipal Solid Waste Management System in a Development Country. Chinese Journal of Engineering. 2014.

AI, J; WU, X; WANG, Y; ZHANG, D; ZHANG, H. Treatment of landfill leachate with combined biological and chemical processes: changes in the dissolved organic matter and functional groups. Environmental Technology. 2017.

AIT/UNEP. Regional Resource Center for Asia and the Pacific (RRC.AP). Municipal Waste Report: Status-quo and Issues in Southeast and East Asian Countries. 2010. Disponível em: <http://www.rrcap.ait.asia/Publications/MW_status_quo.pdf>. Acesso em: 07. Jul 2018.

AKINBILE, C.O; YUSOFF, M.S; ZUKI, A.Z.A. Landfill Leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. Waste Management. Vol 32. N 7. 2012.

AKGUL, D; YUZER, B; YAPSAKLI, K; MERTOGLU, B. Nitrogen Converters in Various Landfill Leachates. Polish Journal of Environmental Studies. Vol 27. N 5. 2018.

AMRITHA, P.K; ANILKUMAR, P.P. Development of Landscaped Landfills Using Organic Waste for Sustainable Urban Waste Management. *Procedia Environmental Sciences*. Vol 35. 2016.

ATKINS, P. W.; DE PAULA, J. Atkins, Físico-Química, trad. EC da Silva, MJE de M. Cardoso e OE Barcia, LTC, Rio de, v. 2, 2012.

KHATIB, I. A. A, Monou, M., Abu Zahra, A., Shaheen, H. & Kassinos, D. Solid waste characterization, quantification and management practices in developing countries. A case study: Nablus district – Palestine. *Journal of Environmental Management* 91, 1131–1138. 2010.

ALJBOUR, S.H. Catalytic Pyrolysis of oil cake and domestic waste for biofuel production. *Energy sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*. 2018.

ALMEIDA, Hélio da Silva. Produção de biocombustíveis via craqueamento térmico-catalítico de resíduos sólidos de caixas de gordura com carbonato de sódio e lama vermelha ativada termicamente. Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia (ITEC) da Universidade Federal do Pará. Belém, PA. 2015.

ALVES DE BRITO, Renata. Ozonização catalítica do chorume proveniente do aterro sanitário de Cachoeira Paulista – SP na presença de ferro em sistema contínuo. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, área de Processos Catalíticos e Biocatalíticos. Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo. Lorena, SP. 2014.

AMOR, C; DE TORRES-SOCÍAS, E. PERES, J.A; MALDONADO, M.I; OLLER, I; MALATO, S; LUCAS, M.S. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*. V 286. 2015. 261-268.

AMR, S.S.A; AZIZ, H.A. New treatment of stabilized leachate by ozone/Fenton in the advanced oxidatin process. *Waste Management*. v. 32. 2012.

ALGAYER DA SILVA, Andressa. Pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por coagulação, filtração ascendente em pedregulho e adsorção em carvão ativado e avaliação ecotoxicológica. Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina. Londrina, PR. 2015.

APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington, DC, 2005.

AZIZ, S.Q; AZIZ, H.A; YUSOFF, M.S; BASHIR, M.J.K; UMAR, M. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. *Journal of Environmental Management*. V 91, n 12. 2010.

Aziz HA, Ling TJ, Haque AAM, Umar M, Adlan MN (2011). Leachate treatment by swim-bed bio fringe technology. *Desalination* 276:278–286.

BACELAR, H.A.M; CANTANHEDE, A.L.G; FIGUEIREDO, I.C; GOPFERT, L.C; ALVES, L.V. Tratamentos de Lixiviados produzidos em aterros sanitários utilizando evaporador unitário. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*. Vol 5 n 1. 2012.

BHATNAGAR, A; VILAR, V.J.P; BOTELHO, C.M.S; BOAVENTURA, R.A.R. A review of the use of red mud as adsorbent for the removal of toxic pollutants from water and wastewater. *Environmental Technology*. Vol 32. n 3. 2011.

BAIJU, A; GANDHIMATHI, R; RAMESH, S.T; NIDHEESH, P.V. Combined heterogeneous Electro-Fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. *Journal of Environmental Management*. Vol 210. 2018.

BERRIEL, M.C.H; FRAGOSO, N. O. Á; VACA, R; BENAVIDES, L.M; LUGO, J. Determinación de metales pesados en residuos sólidos y lixiviados en biorreactores a diferentes tasas de recirculación. *Rev. Int. Contam. Ambien.* vol 28. 2012. Disponível em:<<https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/34935/31904>>. Acesso em: 3 de ago de 2018.

BILARDI, S; CALABRÒ, P.S; GRECO, R; MORACI, N. Selective removal of heavy metals from landfill leachate by reactive granular filters. *Science of Total Environment*. v 644. 2018.

BOU, A.S.F; NASCENTES, A.L; PEREIRA, B.C; DA SILVA, L.D.B; FERREIRA, J.A; CAMPOS, J.C. Mathematical modeling of COD removal via the combined treatment of domestic wastewater and landfill leachate based on the PCAT process. *Journal of Environmental Science and Health. Part A. Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. Vol 50. 2015.

BRASIL. Resolução. 430, de 13 de maio de 2011. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do 505 Meio Ambiente. Brasil**, 2011.

_____. Lei nº 12.305 de 2 de Agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos-PNRS. Brasil, 2010.

BAHÉ, Jackeline Maria Cardoso da França. Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes de bancada. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

BAOYU, L; YANQUN, R; QIANQIAN, D; FEI, C; HONGXIA, X; YU, Q. Facile synthesis of mesoporous aluminosilicates constructed with crystalline microporous frameworks. *Applied Surface Science* **2013**, 279, 55.

BRENNAN, R.B; CLIFFORD, E; DEVROEDT, C; MORISSON, L; HEALY, M.G. Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. *Journal of Environmental Management*. Vol 188. 2017.

BOVE, D; MERELLO, S; FRUMENTO, D; ARNI, S.A; ALIAKBARIAN, B; CONVERTI, A. A critical review of Biological processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. *Chemical Engineering and Technology*. 2015.

BRENNAN, R.B; HEALY, M.G; MORRISON, L; HYNES, S; NORTON, D; CLIFFORD, E. Management of landfill leachate: The legacy of European Union. Waste Management. Vol 55. 2016.

CABEZA, A; URTIAGA, A; RIVERO, M-J; ORTIZ, I. Ammonium removal from landfill leachate by anodic oxidation. Journal of Hazardous Materials 144 (2007) 715-719.

CAMPOS, F. PIVELI, R.P. Avaliação da redução de matéria orgânica recalcitrante em lixiviado de aterro sanitário através da combinação dos processos de coagulação/floculação e de adsorção em carvão ativado em pó. Revista DAE. 2017. Vol 18 n 2.

CAMPOS, J. C; MOURA, D. COSTA, A.P; YOKOYAMA, L; ARAUJO, F.V.F; CAMMAROTA, M.C; CARDILLO, L. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. Journal of Environmental Science and Health. Part A. Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. V 48 n9. 2013.

CATALDO, F; ANGELINI, G. Municipal Leachate Treatment using the combined action of activated carbon and ozone. Ozone Science and Engineering: The Journal of the International Ozone Association. Vol 35. 2013.

CASTRO, D. A.R; Investigação do processo de ativação química de bioadsorventes produzidos via craqueamento térmico do caroço de açaí. In: IX Congresso Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento em Petróleo e Gás. Macéio, AL. 2017. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/320402533_INVESTIGACAO_DO_POTENCIAL_ADSORVENTE_DO_BIOCARVAO_IMPREGNADO_PRODUZIDO_A_PARTIR_DA_PIROLISE_LENTA_DO_CAROCO_DE_ACAI>. Acesso em 01. Mai 2017.

CASTRO, D. A.R; GUERREITO, L.H.H; PESSOA, M.R.M; RIBEIRO, H.J.S; FERREIRA, C.C; SANTOS, M.C; MACHADO, N.T. Investigação do processo de impregnação química do caroço de açaí (Euterpe Oleracea) para a produção de biocombustíveis via pirólise em escala piloto. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Química. p. 128-131. v 1, n 5. São Paulo: Blucher, 2018. ISSN 2359-1757, DOI 10.5151/cobeq2018-PT.0040. Disponível em: < <http://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/28439>>. Acesso em: 01. Mai 2019.

CAVALCANTI, A.S; IZÁRIO FILHO, H.J; GUIMARÃES, O, L, C; SIQUEIRA, A. F. Modelagem neural e análise estatística do processo de degradação de chumbo por foto-Fenton solar. Rev. Ambiente. Água. Vol 10 n 1. Jan/Mar. 2015.

CHENG, Y.C. Effects of urbanization on municipal solid waste composition. Waste Management. 2018.

CONTRERAS, F; ISHII, S; ARAMAKI, T; HANAKI, K; CONNORS, S. Drivers in current and future municipal solid waste management systems: cases in Yokohama and Boston. Waste Management and Research, vol. 28, no. 1, pp. 76–93, 2010.

CORDONE, L; CARLSON, C; PLAHEHN, W; SHANGRAWN; WILMOTH, D. Case Study and Retrospective: Aerobic Fixed Film Biological Treatment Process for 1,4-Dioxane at the Lowry Landfill Superfund Site. Remediation: The Journal of Environmental Cleanup costs, technologies and techniques. 2016.

CORREDOR, M.C.C; MORA, N.P.B; NURY, L.C; CEPEDA, L.P.P. Estudio comparativo de la acción coagulante-floculante dem mucilago de *Opuntia ficus indica* por los métodos: coagulación y eletrocoagulación en los lixiviados del relleno sanitario pircgua de tunja.

CORTEZ, S; TEIXEIRA, P; OLIVEIRA, R; MOTA, M. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* v.182. 2010.

CORTEZ, S; TEIXEIRA, P; OLIVEIRA, R; MOTA, M. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *Journal of Environmental Management*. v 92. 2011.

COSTA DE SOUZA, Elias. Caracterização e Utilização de carvão de *Eucalyptus urograndis* oxidado com H_2O_2 . Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Macaíba, RN. 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/bitstream/123456789/26714/1/Caracterizaçãoutilizaçãocarvão_Souza_2019.pdf>. Acessado em: 05 mai. 2019.

COUTO, R.S.P; OLIVEIRA, A.F; GUARINO, A.W.S; PEREZ, D.V; MARQUES, M.R.C. Removial of ammonial nitrogen from distilled old landfill leachate by adsorption on raw and modified aluminosilicate. *Environmental Technology*. V 38. 2016.

CORMA, A; SAUVANAUD, L; MATHIEU, Y; BOGAMI, S.A; BOURANE, A; GHRAMI, M.A. Direct crude oil cracking modeling for producing chemicals: Thermal cracking modeling. Vol 211. 2018.

CUNHA, M.V.P.O; CÔRREA, J.A.M. Síntese e caracterização de hidróxidos duplos a partir da lama vermelha. *Cerâmica* 57. 2011.

DA SILVA ALMEIDA, H; CÔRREA, O.A; EID, J.G; RIBEIRO, H.J; DE CASTRO, D.A.R; PEREIRA, M.S; PEREIRA, L.M; DE ANDRADE MÂNCIO, A; SANTOS, M.C; DA SILVA SOUZA, J.A; BORGES, L.E.P; MENDONÇA, N.M; MACHADO, N.T. Production of biofuels by thermal catalytic cracking of scum from grease traps in pilot scale. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. vol 118. 2016.

DACANAL, M; BEAL. Filtro anaeróbio associado à membrana de mcirofiltração tratando lixiviado de aterro sanitário. *Eng Sanit Amb*. Vol 15. N 1. 2010.

DAHAL, R.K; ACHARYA, B; FAROOQUE, A. Biochar: sustainable solution for solid waste management in agro processing industries. *Biofuels*. 2018.

DAN, A; OKA, M; FUJI, Y; SODA, S; ISHIGAKI, T; MACHIMURA, T; IKE, M. Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Science of the Total Environmental*. Vol 584-585. 2017.

DE BRITO, N.N; BROTA, G.A; PELEGRINI, R.T; PATERNIANI, J.E.S. Otimização do processo fotocatalítico heterogêneo para o tratamento de percolado de aterro sanitário. *Eclética Química*. Vol 36. N 3. 2011.

DE OLIVEIRA, D.M; HADDAD, H.S; DE CASTILHOS JUNIOR, A.B. Análise de aspectos ambientais da tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Vol 4 . n 2. 2011.

DE SÁ, L.F; JUCÁ, J.F.T; SOBRINHO, M.A.M. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science. V 7. N.1. 2012.

DE SOUZA DOS SANTOS, Grazielle Emanuella. Síntese dos compostos MgAl/HDL-biocarvão de ouricuri para aplicação na remoção de poluentes emergentes, 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2019.

DE VILLA DA ROCHA, Jerval. Remoção de metais pesados de efluentes da indústria de galvanoplastia: modelagem dos dados de equilíbrio da adsorção isotérmica de zinco por zeólita 4^a. Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado para obtenção do grau de Engenheiro Químico, no Curso de Engenharia Química da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC. 2017. Disponível em: < <http://repositorio.unesc.net/handle/1/6768>>. Acessado em: 03 mai. 2019.

DEIHIMI, N; IRANNAJAD, M; REZAI, B. Characterization studies of red mud modification processes as absorbent for enhancing ferricyanide removal. Journal of Environmental Management. Vol 206. 2018.

DI MARIA, F; SISANI, F; CONTINI, S; GHOSH, S.K. Impact of different schemes for treating landfill leachate. Waste management. Vol 71. 2018.

DINIZ, Débora Tolentino Luzzi. Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília – UnB, Distrito Federal, 2010.

DHAR, H; KUMAR, S; KUMAR, R. A review an organic waste to energy in India. Biossource Technology. Vol 245. Part A. 1229-1237. 2017.

DO CANTO, T; PICH, C.T; GEREMIAS, R. Bioensaio de toxicidade em percolados de aterro sanitário do Município de Araranguá (Santa Catarina, Brasil). Revista Biociência, Taubaté. V 19, 2. 2013.

DOLAR, D; KOŠUTIĆ, K; STRMECKY, T. Hybrid processes for treatment of landfill leachate: Coagulation/UF/NF-NO and adsorption/UF/NF-RO. Separation and Purification Technology. Vol 168. 2016.

DO NASCIMENTO, Ronaldo Ferreira; DE LIMA, A.C.A; VIDAL, C.B; DE QUADROS, D.M; RAULINO, G.S.C. Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais. Biblioteca de ciências e tecnologia. 2014.

EDMUNDSON, S.J; WILKIE, A.C. Landfill Leachate – a water and nutriente resource for algae-based biofuels. Environmental Technology. Sustainable Technologies: Bioenergy and Biofuels from Biowaste and Biomass. v 34. 2013.

ELJAIK-URSOLA, M; GUARDIOLA-MEZA, L; GHAFOORI, S; MEHRVAR, M. Treatment of mature landfill leachate using hybrid processes of hydrogen peroxide and adsorption in an activated carbon fixed bed column. *Journal of Environmental Science and Health, Part A. Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. Vol 53. 2018.

SALAM, M.M.A.E; ABU-ZUID, G.I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research*. Vol 6. 2015.

ERABEE, I.K; AHSAN, A; JOSE, B; AZIZ, M.M.A; NG, A.W.M; IDRUS, S; DAUD, N.N.N. Adsorptive treatment of Landfill leachate using activated carbon modified with three different methods. 2017.

FANG, Q.R; MAKAL, T.A; YOUNG, M.D; ZHOU, H. Recent advances in the study of mesoporous metal-organic frameworks. *Comments on Inorganic Chemistry*. Vol 31. 2010.

FAUZIAH, S.H; NOR IZZATI, M.; AGAMUTHU, P. Toxicity on *Anabas Testudineus*: A Case Study of Sanitary Landfill Leachate. *Procedia Environmental Sciences*. V 18. 2013.

FERREIRA, J.P; NIETO, A; MÉNDEZ, A; ASKELAND, M.P.J; GASCÓ, G. Biochar from Biosolids Pyrolysis: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2018.

FERREIRA DE SOUZA, R.H; RODRIGUES, A.C.C; ROSSETO, R. Levantamento Bibliográfico de Dissertações e Teses sobre Hidróxidos Duplos Lamelares no Brasil. In: IV Congresso de Ensino, Pesquisa e Extensão da UEG. Anápolis, GO. 2017.

FOO, K.Y; HAMEED, B.H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*. Vol 141. 2009.

FOUL, A.A; AZIZ, H.A; ISA, M.H; HUNG, Y.T. Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies. *International Journal of Environmental and Waste Management*. Vol 4. N3/4. 2009.

Freire de Sá, Lidiane. Evaporação natural do lixiviado do aterro da Muribeca através de um destilador solar. 2008. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

FU, K; YUE, Q; ZHOU, W; SUN, Y; ZHU, L. Preparation, Characterization and application of lignin-based activated carbon from black liquor lignin by steam activation. *Chemical Engineering Journal*. V.228, p. 1074-1082, jul. 2013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/257567414_Preparation_characterization_and_application_of_lignin-based_activated_carbon_from_black_liquor_lignin_by_steam_activation>. Acesso em: 10 mai. 2019.

FUNASA, Brasília, 2015. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento. 4ª ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, FUNASA. 2015. 642p. il.

GÁLVEZ, A; ZAMORANO, M; RAMOS-RIDAO, A.F. Efficiency of a biological aerated filter for the treatment of leachate produced at a landfill receiving non-recyclable waste. *Journal of Environmental Science and Health, Part A. Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 2012.

GEAR, M; SADHUKHAN, J; THORPE, R; CLIFT, R; SEVILLE, J; KEAST, M. A life cycle assessment data analysis toolkit for the design of novel processes- A case study for a thermal cracking process for mixed plastic waste. *Journal of Cleaner Production*. Vol 180. 2018.

GENG, J; ZHOU, M; LI, Y; CHEN, Y; HAN, Y; WAN, S; ZHOU, X; HOU, H. Comparison of red mud and coal gangue blended geopolymers synthesized through thermal activation and chemical grinding preactivation. *Construction and Building Materials*. Vol 153. 2017.

GHANI, Z.A; YUSOFF, M.S; ZAMAN, N.Q; ZAMRI, M.F.M.A; ANDAS, J. Optimization of preparation conditions for activated carbon from banana pseudo-stem using response surface methodology on removal of color and COD from landfill leachate. *Waste Management*. Vol 62. 2017.

GHOSH, P; THAKUR, I.S; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. V 141. 2017.

GIL, R.R; RUIZ, B; LOZANO, M.S; MARTÍN, M.J; FUENTE, E. VOCs removal by adsorption onto activated carbons from biocollagenic wastes of vegetable tanning. *Chemical Engineering Journal*. Vol 245. 2014.

GIORDANO, G; BARBOSA FILHO, O; CARVALHO, R.J. **Coletânea em Saneamento Ambiental**. Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos. Série Temática Tecnologias Ambientais. Vol 4. 1 ed. Rio de Janeiro, RJ. 2011.

Glaydson Marcio Pires de Sousa. Avaliação do sistema de tratamento do chorume utilizado no aterro sanitário do Aurá. Proposta do uso da lama vermelha como adsorvente da matéria orgânica presente no chorume. 2000. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química (PPGEQ), Universidade Federal do Pará, Belém.

GOMES, L.P; SCHOENELL, E.K. Aplicação do ozônio e de ozônio + peróxido de hidrogênio para a remoção de compostos recalcitrantes em lixiviados de aterros sanitários. *Eng Sanit Ambient* | v.23 n.1 | jan/fev 2018 | 113-124.

GONZÁLEZ, J.M.F; GRINDLAY, A.L; BERNARDO, F.S; ROJAS, M.I.R; ZAMORANO, M. Economic and Environmental review of waste-to-energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. *Waste Management*. Vol 67. 2017.

GUO, T; YANG, H; LIU, Q; GU, H; WANG, N; YU, W; DAI, Y. Adsorptive removal of phosphate from aqueous solutions using different types of red mud. *Water Science & Technology*. Vol 2017. N 2. 2018.

GUPTA, B.S; SINGH, G. Assessment of the efficiency and economic viability of various methods of treatment of sanitary landfill leachate. *Environ. Monit. Assess*. 2007.

GUEDES, A. M. F. M, *Oxidação Química com Reagente de Fenton: Aplicação às águas de cozimento da cortiça*, Tese de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Novembro de 1998.

GWENZI, W; CHAUKURA, N. Organic contaminants in African aquatic systems: Current knowledge, health risks, and future research directions. *Science of the Total Environment*. Volume 619-620. 2018.

HAMADA, J; CASTILHO FILHO, G.S; FARIA, S; CINTRA, F.H. Aplicabilidade de processos físico e físico-químicos no tratamento do chorume de aterro sanitário. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória, ES. 2002. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/cxxiii.pdf>>. Acessado em: 08 mai. 2019.

HEGEDUS, M; BODROGI, E.T; JÓNÁS, J; SOMLAI, J; KOVÁCS, T. Mobility of ²³²Th and ²¹⁰Po in red mud. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol 184-185. 2018.

HETKA, I.C.C; SOUZA, J.B; VIDAL, C. M.S; SOUSA, K.V. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por coagulação, ultrafiltração e processo oxidativo avançado. *Revista AIDIS* vol 9. n 2. 2016. Disponível em: <<http://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/53180/50390>>. Acesso: 03 de ago de 2018.

HIRA, D; AIKO, N; YABUKI, Y; FUJII, T. Impact of aerobic acclimation on the nitrification performance and microbial community of landfill leachate sludge. *Journal of Environmental Management*. V 209. 2018.

Hoornweg, Daniel; Bhada-Tata, Perinaz. 2012. *What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management*. Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC.

HU, Z.P; GAO, Z.M; LIU, X; YUAN, Z.Y. High-surface-area activated red mud for efficient removal of methylene blue from wastewater. *Adsorption Science & Technology*. 2017.

HUA, Y; HEAL, K. V; HANL, W.F. The use of red mud as an immobiliser for metal/metalloid contaminated solid. A review. *Journal of Hazardous Materials*. Vol 325. 2017.

HUNG, M.C; YUAN, S.Y; CHANG, S.I; LIAO, J.W; KO, T.H; CHENG, C.L. Evaluation of active carbon fibers used in cell biocompatibility and rat cystitis treatment. *Carbon*. Vol 68. 2014.

HYDRO. A Hydro no Brasil. **Hydro Alunorte**. 2016. Disponível em: <<https://www.hydro.com/pt-BR/a-hydro-no-brasil/operacoes-no-brasil/barcarena/hydro-alunorte/>>. Acesso: 03 de ago. 2018.

IMAI, A; IWAMI, N; INAMORI, Y; SUDO, R. Treatment of landfill leachate with the microorganism – attached activated carbon fluidized bed process. 2007.

IKHLAYEL, M. Development of management systems for sustainable municipal solid waste in developing countries: a systematic life cycle thinking approach. *Journal of Cleaner Production*. Vol 180. 2018.

KAHLID, A; ARSHAD, M; ANJUM, M; MAHMOOD, T; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*. Vol 31. 2011.

KAMARUDDIN, M.A; YUSOFF, M.S; RUI, L.M; ISA, A.M; ZAWAWI, M.H; ALROZI, R. An overview of municipal waste management and landfill leachate treatment: Malaysia and Asia perspectives. *Applied water Science*. Vol 5. N 2. 2017.

KARNCHANAWONG, S; VEERAKAJAHNSAK, C. Arsenic, Chromium, and copper leaching from CAA-treated wood and their potential impacts on leachate landfill in a tropical country. *Environmental Technology* vol 31. 2010.

KATTEL, E; KIVI, A; KLEIN, K; TENNO, T; DULOVA, N; TRAPIDO, M. Hazardous waste landfill leachate treatment by combined chemical and biological techniques. *Desalination and water Treatment*. Vol 57. 2016.

KAWAHIGASHI, F. Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica. Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Saneamento. Universidade Estadual de Londrina. 2012.

KAWAHIGASHI, F; MENDES, M.B; DA ASSUNÇÃO JÚNIOR, V.G; GOMES, V.H; FERNANDES, F; HIROOKA, E.Y; KURODA; E.K. Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado. *Eng Sanit Ambient*. Vol 19 n3 .jul/set 2014.

KAYODE, A. M; OMOLE, F. K. Some socio-economic factors affecting solid waste generation and disposal in Ibadan metropolis, Nigeria. *Journal of Environmental Issues and Agriculture in Developing Countries*, vol. 3, no. 1, 2011.

KLAUSON, D; KIVI, A; KATTEL, E; KLEIN, K; VIISIMAA, M; BOLOBAJEV, J; VELLING, S; GOI, A; TENNO, T; TRAPIDO, M. Combined processes for wastewater purification: treatment of a typical landfill leachate with a combination of chemical and biological oxidation processes. *Chemical Technology and Biotechnology*. 2014.

KJELDSEN, P; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P; BAUN, A; LEDIN, A; CHRISTENSEN, T.H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. 2002.

KOC-JURCZYK, J; JURCZYK, [L](#). Biological Treatment of Landfill Leachate at Elevated Temperature in the Presence of Polyurethane Foam of Various Porosity. *Clean Soil Air Water*. 2016.

KULIKOWSKA, D. Usability of powdered activated carbon of landfill leachate treatment – continued research. *Desalination and of Water Treatment*. Vol 57. 2016.

KULIKOWSKA, D; BERNAT, K; PARSZUTO, K; SULEK, P. Efficiency and kinetics of organics removal from landfill leachate by adsorption onto powdered and granular activated carbon. *Desalination and of Water Treatment*. Vol 57. 2016.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, n. 28, p. 80-100, 2006.

KLAUCK, C.R; GIACOBBO, A; ALTENHOFEN, C.G; SILVA, L.B; MENEGUZZI, A; BERNARDES, A.M; RODRIGUES, M.A.S. Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption. *Environmental Technology & Innovation*. V 8. 2017.

KURNIAWAN, T.A; LO, W; Removal of refractory compounds from stabilized landfill leachate using a integrated H₂O₂ oxidation and granular activated carbon (GAC) treatment. *Water Research*. Vol 43 . n 16. 2009.

JIANG, H; LIAO, L.B; ZHENG, H; WANG, J.I; LONG, M. Adsorption of COD and Ammonia-nitrogen from Landfill Leachate by Red Mud. *Safety and Environmental Engineering*. 2007.

LANGMUIR, J. The adsorption of gases on planes of glassmica and platinum. *J.Amer.Chan.*, v.40, p. 1361, 1918.

LEE, H.S; HUY, C.N; PHAM, T.T; SHIN, E.W. ZrO₂-impregnated red mud as a novel catalyst for steam catalytic cracking of vacuum residue. *Fuel* 165. 2016.

LEE, S; HUR, J. Heterogeneous adsorption behavior of landfill leachate on granular activated carbon revealed by fluorescence excitation emission matrix (EEM)-parallel factor analysis (PARAFAC). *Chemosphere*. Vol 16. 2016.

LI, Y.L; WANG, J; YUE, Z.B; TAO, W; YANG, H.B; ZHOU, Y.F; CHEN, T.H. Simultaneous chemical oxygen demand removal, methane production and heavy metal precipitation in the biological treatment of landfill leachate using acid mine drainage as sulfate resource. *Journal of Bioscience und Bioengineering*. Vol 124, issue 1, 71-75.

LIKANEN, M; HAVUKAINEN, J; VIANA, E; HORTTANAINEN, M. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management – A life cycle assessment study os São Paulo, Brazil. Vol 196. 2018.

LIMA, L.S.M; ALMEIDA, R; QUINTAES, B.R; BILA, D.M; CAMPOS, J.C. Análise de metodologias de quantificação de substâncias húmicas em lixiviados de aterros de resíduos sólidos. *Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. V. 12 n1. 2016.

LIU, Z; LI, H. Metallurgical process for evaluable elements recovery from red med – A review. *Hydrometallurgy*. Vol 155. 2015.

LIU, Z; SINGER, S; TONG, Y; KIMBELL, L; ANDERSON, E; HUGHES, M; ZITOMER, D; MCNAMANA, P. Characteristics and applications of biochars derived from wastewater solids. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Vol 90. 2018.

LIU, L; GUO, X. ZHANG, C; XIAO, C; LI, R. Adsorption behaviours and mechanisms of heavy metal ions' impact on municipal waste composts with different degree of maturity. *Environmental Technology*. 2018.

LIU, Y; NAIDU, R. Hidden values in bauxite residue (red mud): Recovery of metals. *Waste Management*. Vol 34. N 12. 2014.

LIU, W; CHENG, X; LI, W; YU, Y; YAN, K. Environmental Assessment, Management and Utilization of Red Mud in China. *Journal of Cleaner Production*. 2014.

LOURENÇO, Rafael Martins. Estudo do processo de craqueamento termocatalítico do óleo de palma (*Elaeis guineensis*) com lama vermelha calcinada e alumina ativada em reatores de bancada e batelada. Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia (ITEC) da Universidade Federal do Pará. Belém, PA. 2015.

LUCENA, L.G; ROCHA, E.M.R; DA SILVA, F.L.H; CAHINO, A.M. Otimização multivariada do processo foto-Fenton solar na remoção da demanda química de oxigênio em lixiviados de aterros sanitários. *Eng. Sanit. Ambient.* V 23 n 3. Maio/jun 2018.

MAIA, I.S; RESTREPO, J.J.B; DE CASTILHOS JUNIOR, A.B; FRANCO. B. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na região sul do Brasil. *Eng. Sanit Ambient.* Vol 20 n 4 . 2015.

MAHDAVI, A.R; GHORESAYHI, A.A; RAHIMPOUR, A; YOUNESI, H; PIRZADEH, K. CAD removal from landfill leachate using a high-performance and low-cost activated carbon synthesized from walnut shell. *Chemical Engineering Communications*. Vol 205. 2018.

MANAP, N. R. A. et al. Adsorption isotherm and kinetic study of gas-solid system of formaldehyde on oil palm mesocarp bio-char: Pyrolysis effect, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, V. 6, Issue 1, P. 970-983, 2018.

MANDAL, P; DUBEY, B.K; GUPTA, A.K. Review of landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges, and future scope. *Waste Management*. V 69. 2017.

MARIN, Sandra Liliana Alborno. Remoção dos corantes têxteis CI Reactive Blue 203 e CI Reactive Red 195 mediante o uso de bagaço de maca como adsorvente. 2015. Dissertação de Mestrado. Universidade tecnológica Federal do Paraná, PR.

MASSAI, L.R; RIBEIRO, C.A; MASSAI, L.R.D. Tratamento de chorume de aterros sanitários por precipitação química, com hidróxido de sódio e álcool etílico. In: 8º Congresso Ibero Americano de Engenharia Mecânica. Custo, 23 a 25 de Outubro de 2017.

Leonard Metcalf, Harrison P.Eddy. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. 5.ed. – Porto Alegre:AMGH, 2016. Bookman.

MASEL, R.I. Principles of adsorption and reaction on solid surfaces. New York – USA: 1 ed. Editora John Wiley & Sons Inc. 1996.

MATEJCZYK, M; PLAZA, G.A; [NAŁĘCZ-JAWECKI, G](#); ULFIG, K; [MARKOWSKA-SZCZUPAK, A](#). Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. *Chemosphere*. Vol 8, n 7. 2011.

MAVAKALA, B.K; LE FAUCHEUR, S; MULAJI, C.K; LAFFITE, A; DEVARAJAN, N; BIEY, E.M; GIULIANE, G; OTAMONGA, J.P; KABATUSUILA, P; MPIANA, P.T; POTÉ, J. Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill:

Detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste Management*. V 55. 2016.

MELLO, V.F.B; GAMA, J; FERREIRA, J.M; BARAUNA, O.S; JUCÁ. J.F.T; MOTTA SOBRINHO, M.A. Estudo e caracterização de propriedades da argila esmectiva na remoção de corantes têxteis. *Matéria (Rio j.)* vol 18. 2013.

MOODY, C.M; TOWNSEND, T.G. A Comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management*. v 67. 2017.

MORAIS, J.L.; SIRTORI, C.; ZAMORA, P.G.P. (2006). Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. *Química Nova*, v.29, n.1,p.20-23.

MORENO-CASTILLA, C. **Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials.** *Carbon*. v. 42, n. 1, p. 83-94. 2004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S000862230300469X?via%3Dihub>>. Acesso em: 03 mai. 2019.

MUKHERJEE, S; MUKHOPADYAY, S; HASHIM, M.A; GRUPTA, B.S. Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Vol 45. N 5 . 2014.

MUNIR, M.T; MANSOURI, S.S; UDUGAMA, I.A; BAROUTIAN, S; GERNAEY, K.V; YOUNG, B.R. Resource recovery from organic solid waste using hydrothermal processing: opportunities and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Vol 96. 2018. 64-75.

NOMURA, A; JONES, C.W. Enhanced Formaldehyde-Vapor adsorption Capacity of Polymeric Amine-Incorporated Aminosilicas. *Chemistry A European Journal*. Vol 20. 2014.

NUNES JUNIOR, F.H; GONDIM, F.A; FREITAS, V.S; BRAGA, B.B; DE BRITO, P.O.B; MARTINS, K. Crescimento foliar e atividades das enzimas antioxidativas em plântulas de girassol suplementadas com percolado de aterro sanitário e submetidas a estresse hídrico. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. VOL 12 N 1. 2016.

OLMSTEAD, K.P; WEBER JR, W.J. Interactions between microorganisms and activated carbon in water and waste treatment operations. *Chemical Engineering Communications*. 2007.

[ØYGARD](#), J; MAAGE, A; GJENGEDAL, E. The effects of reduction of the deposited waste on short-term landfill leachate composition of a landfill: a case study in Norway. *Water and Environmental Journal*. 2011.

PATRICIO, J.S; HOTZA, D; DE NONI JÚNIOR, A. Argilas adsorventes aplicadas à clarificação de óleos vegetais. 2014. *Cerâmica* 60. 171-178.

PBA – Plano Básico Ambiental. Central de Processamento e Tratamento de Resíduos classe II Marituba/PA. 2012.

PENG, Y. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*. Vol 10 supplement 2, 2017. 2567-2574.

PEREIRA, P.M; RANZI, B.D; OLIVEIRA, D.M; DE CASTILHOS JÚNIOR, A.B. Estudo das emissões geradas no processo de evaporação de lixiviados de aterros sanitários. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*. 2012. Vol 5 n 1. Disponível em: <<http://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/09/29297>>. Acess: 04 de ago de 2018.

PETER, A.E; NAGENDRA, S.M.S; NAMBI, I.M. Comprehensive analysis of inhalable toxic particulate emissions from an old municipal solid waste dumpsite ns neighborhood health risks. *Atmospheric Pollution Research*. 2018.

PINTO, T.C; SANTOS, T. S.M. Remoção de corantes utilizando adsorventes produzidos a partir da sinterização do lodo de esgoto e resíduos de concha de molusco. In: *Anais Seminário de iniciação científica*. n. 22. 2018. Disponível em: <<http://periodicos.uefs.br/index.php/semic/article/view/4043/3264>>. Acessado em: 10 mai. 2019.

PLÓSZ, B.G; RIED, A; LOPEZ, A; LILTVED, H; VOGELSANG, C. Ozonation as a Mean to Optimize Biological Nitrogen Removal from Landfill Leachate. *Ozone Science and Engineering: The Journal of the International Ozone Association*. Vol 32. 2010.

POBLETE, R; OLLER, I; MALDONADO, M.I; LUNA, Y; CORTES, E. Cost estimation of COD and color removal from landfill leachate using combined coffee-waste based activated carbon with advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. VOL 5. 2017.

POSTACCHINI, L; CIARAPICA, F.E; BEVILACQUA, M. Environmental assessment of a landfill leachate treatment plant: Impacts and research for more sustainable chemical alternatives. *Journal of Cleaner Production*. Vol 183. 2018.

POZZETTI, J.D.C; FERREIRA, J.V.A; MENDES, M.B; DA ASSUNÇÃO JUNIOR, V.G. Adsorção por carvão ativado pulverizado como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Periódico Eletrônico. Fórum Ambiental da Alta Paulista*. Vol 9. N 11, 2013.

PRAJAPATI, S.S; NAJAR, P.A.M; TANGDE, V.M. Removal of Phosphate Using Red Mud: An Environmentally Hazardous Waste By-Product of Alumina Industry. *Advances in Physical Chemistry*. 2016.

PROSAB. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Capítulo 2: Geração e características do Lixiviado. 54p. 360p.: il. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

PULFORD, I.D; HARGREAVES, J.S.J; DURISOVÁ, J; KRAMULOVA, B; GIRARD, C; BALAKRISHNAN, M; BATRA, V.S; RICO, J.L. Carbonised red mud – A new water treatment product made from a waste material. *Journal of Environmental Management*. Vol 100. 2012.

QIU, A; CAI, Q; ZHAO, Y; GUO, Y; ZHAO, L. Evaluation of the Treatment of Landfill Leachate Using the toxicity Assessment Method. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 13 (12). 2016.

QUEIROZ, L.M; AMARAL, M.S; MORITA, D.M; YABROUDI, S.C; SOBRINHO, P.A. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Eng Sanit Amb. V. 16 n4. 2011.

RAI, S; WASEWAR, K.L; MUKHOPADYAY, J; YOO, C.K; USLU, H. Neutralization and utilization of red mud for its better waste management. Arch. Environ. Sci. 2012.

RAMYA, G; SIVAKUMAR, T. Catalytic cracking using nonporous AIMCM-41 for the production of Green Fuel. Transactions of the Indian Ceramic Society. 2013.

RANDOLPH, P; BANSODE, R.R; HASSAN, O.A; REHRAH, D; RAVELLA, R; REDDY, M.R; WATTS, D.W; NOVAK, J.M; AHMEDNA, M. Effect of biochars produced from solid organic municipal waste on soil quality parameters. Journal of Environmental Management. Vol 192. 2017. 271-280.

RIGUETTI, P.F; CARDOSO, C.A.L; CAVALHEIRO, A.A; LENZI, E; FIORUCCI, A.R; SOARES DA SILVA, M. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science. VOL 10 N 1. 2015.

RENOU, S; GIVAUDAN, J.G; POULAIN, S; DIRASSOUYAN, F; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. Journal Hazard Materials. 150. 2008.

ROCHA, R.P; SILVA, A.M.T; ROMERO, S.M.M; PEREIRA, M.F.R; FIGUEIREDO, J.L. The Role of O- and S-containing surface groups on carbon nanotubes for the examination of organic pollutants by catalytic wet air oxidation. Applied Catalysis B: Environmental. Vol 147. 2014.

RODRIGUES, E.C; ALMEIDA, H.S; REIS JR, J.C.F; SANTOS,A.C.P.A; BRITO, P.R.O; SOUZA, J.A.S. Produção de zeólitas a partir do caulim para adsorção de cobre. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química. vol 1 n. 2. 2015.

ROUQUEROL, Jean; ROUQUEROL, Françoise; LLEWELLYN, Philip; MAURIN, Guillaume; SING, Kenneth. Adsorption by Powders and Porous Solid. 2 ed. 2013.

SALIM, N.AM; AJIT, A; NAILA, A; SULAIMAN, A.Z. Potential of red mud as a Adsorbent for Nitrogen and Phosphorous removal in the Petrochemical Industry Wastewater. International Journal of Water and Wastewater Treatment. Vol 4. n 1. 2018.

SAMADDER, S.R; PRABHAKAR, R; KHAN, D; KISHAN, D; CHAUHAN, M.S. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study. Science of Total Environment. Vol 580. 2017.

SANTOS, Juliana Maria. Evaporação forçada de lixiviados de aterro sanitário: uma análise das pesquisas desenvolvidas no âmbito nacional e internacional. Trabalho de conclusão de curso – TCC. Universidade Federal de Santa Catarina, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, SC, 2011.

SANTOS, A.V; DE ANDRADE, L.H; AMARAL, M.C.S; LANGE, L.C. Integration of membrane separation and Fenton processes for sanitary landfill leachate treatment. Environmental Technology. 2018.

SANTOS, M.C; LOURENÇO, R.M; DE ABREU, D.H; PEREIRA, A.M; DE CASTRO, D.A.R; PEREIRA, M.S; ALMEIDA, H.S; MÂNCIO, A.A; LHAMAS, D.E.L; DA MOTA, S.A.P; DA SILVA SOUZA, J.A; JÚNIOR, S.D; ARAÚJO, M.E; BORGES, L.E.P; MACHADO, N.T. Gasoline-like hydrocarbons by catalytic cracking of soap phase residue of neutralization process of palm oil (*Elaeis guineensis Jacq*). Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers. Vol 71. 2017.

SCHETTINO JUNIOR, M. A., "Ativação Química do Carvão de Casca de Arroz Utilizando NaOH", Dissertação de M.Sc., Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil, 2004.

SEEMA, H; KEMP, K.C; LE, N.H; PARK, S.W; CHANDRA, V; LEE, J.W; KIM, K.S. Highly selective CO₂ capture by S-doped microporous carbon materials. Carbon. Vol 66. 2014.

SHAH, T.M; RAMASWAMI, S; BEHRENDT, J; OTTERPOHL, R. Simultaneous removal of organics and ammonium-nitrogen from reverse osmosis concentrate of mature landfill leachate. Journal of Water Process Engineering. Vol 19. 2017.

SHAHEEN, S.M; NIAZI, N.K; HASSAN, N.E.E; BIBI, I; WANG, H; TSANG, D. C.W; OK, Y.S; BOLAN, N; RINKLEBE, J. Wood-based biochar for the removal of potentially toxic elements in water and wastewater: a critical review. International Materials Reviews. 2018.

SMAOUI, Y; MLAIK, N; BOUZID, J; SAYADI, S. Improvement of anaerobic digestion of landfill leachate by using coagulation/flocculation, Fenton's oxidation and air stripping pretreatments. Environmental progress & sustainable energy. 2017.

SMICIKLAS, I; SMILJANIC, S; GRUJIC, A.P; IVANOVIC, M.S; MITRIC, M; ANTONOVIC, D. Effect of acid treatment on red mud properties with implications on Ni(II) sorption and stability.

SONG, G; WANG, D.H; ZHANG, Z; LIU, M; XU, Q; ZHAO, D.Z. A novel ultrasonic-assisted method for enhanced yield of light oil in the thermal cracking of residual oil. Ultrasonics Sonochemistry. Vol 48. 2018.

SOUZA, R.S; CHAVES, L.H.G; FERNANDES, J.D. Isotermas de Langmuir e de Freundlich na descrição da adsorção de Zinco em solos no Estado da Paraíba. Revista Brasileira de Ciências Agrárias. v. 2, n. 2, p. 123-p.127. Recife, PE. 2007. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/html/1190/119017355003/>>. Acessado em: 10 mai. 2019.

STEPHENSON, T; POLLARD, S.J.T; CARTMELL, E. Feasibility of biological aerated filters (bafs) for treating landfill leachate. Environmental Technology. 2008.

Teixeira, C. P. A., Jardim, W.F. (2014). Processos Oxidativos Avançados. Caderno Temático. v 3. Unicamp. 1- 84. Disponível em: <<http://lqa.iqm.unicamp.br/cadernos/caderno3.pdf>>. Acesso: 05 de ago 2018.

THOMMES, M; KANEKO, K; NEIMARK, A.V; OLIVIER, J.P; RODRIGUEZ-REINOSO, F; ROUQUEROL, J; SING, K.S.W. Physisorption of gases, with special reference to the

evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). 2015. Pure Appl Chem. DOI 10.1515/pac-2014-1117.

TRIPATHY, B.K; KUMAR, M. Suitability of microwave and microwave-coupled systems for landfill leachate treatment: An overview. *Journal of Chemical Engineering*. Vol 5. 2017.

TSARPALI, V; KAMILARI, M; DAILINAIS, S. Seasonal alterations of landfill leachate composition and toxic potency in semi-arid regions. *Journal of Hazardous Materials*. V 233-234. 2012.

UJACZKI, É; FEIGL, V; MOLNÁR, M; VASZITA, E; UZINGER, N; ERDÉLYI, A; GRUIZ, K. The potential application of red mud and soil mixture as additive to the surface layer of a landfill cover system. *Journal Environmental Sciences*. Vol 44. 2016.

UJACZKI, É; FEIGL, V; MOLNÁR, M; CUSACK, P; CURTIN, T; COURTNEY, R; O'DONOGHUE; DRAVIS, P; HUGI, C; EVANGELOU, M.W.H; BALOMENOS, E; LENZ, M. Re-using bauxite residues: benefits beyond (critical raw) material recovery. *Chemical Technology and Biotechnology*. Vol 93. N 8. 2018.

Valeska Cavalcante da Costa. Associação de Tratamentos Físico Químicos para remoção de matéria orgânica e cor de chorume estabilizado produzido no lixão da cidade de Maceió/AL. 2010. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento), Universidade Federal de Alagoas.

VEDRENNE, M; VASQUEZ-MEDRANO, R; PRATO-GARCIA, D; FRONTANA-URIBE, B.A; ILBANEZ, J.G. Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation/flocculation/photo Fenton treatment. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 205-206, 2012, pag 208-215.

VERKATARAMANI, E.S; AHLERT, R.C; CORBO, P; IRVINE, R.L. Biological Treatment of landfill leachates. 2009.

ZHANG, D; VAHALA, R; WANG, Y; SMETS, B.F. Microbes in biological processes for municipal landfill leachate treatment: community, function and interaction. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2016.

ZHANG, J; LÜ, F; ZHANG, H; SHAO, L; CHEN, D; HE, P. Multiscale visualization of the structural and characteristic changes of sewage sludge biochar oriented towards potential agronomic and environmental implication. *Scientific Reports* 5. 2015.

ZHANG, R; ZHENG, S; MA, S; ZHANG, Y. Recovery of alumina and alkali in Bayer red mud by the formation of andradite-grossular hydrogarnet in hydrothermal process. *Journal of Hazardous Materials*. Vol 189. 2011.

ZHANG, Y; ZHANG, X; ZHOU, S; HE, Y. Removal of mercury in the waste water using activated red mud. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. Vol 121. 2018.

ZHAO, J; WANG, A; LI, X; WANG, X. Study on Advanced Treatment of Landfill Leachate by Sludge-Based Activated Carbon. *Advanced Materials Research* (volume 955-959). 2014.

ZHAO, R; XI, B; LIU, Y; SU, J; LIU, S. Economic potential of leachate evaporation by using landfill gas: a systemic dynamic approach. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol 124. 2017.

ZHU, D.Q; CHUN, T.J; PAN, J; HE, Z. Recovery of Iron from High-Iron Red Mud by Reduction Roasting with Adding Sodium Salt. *Journal of Iron and Steel Research, International*. Vol 19, n 8. 2012.

ZOLFAGHARI, M; DIA, O; KLAI, N; DROGUI, P; BRAR, S.K; BUELNA, G; DUBÉ, R. Removal Pollutants in Different Landfill Leachate Treatment Processes on the Basis of Organic Matter Fractionation. *Journal of Environmental Quality*. 47 (2). 2018.

YU, H; WILSON, F; TAY, J; GU, G. Effects of addition of ferric hydroxide or powdered activated carbon on sequencing batch reactors treating coke-plant wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A. Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 2008.

WANG, Y. Leachate Management in the aftercare period of municipal waste landfills. Doctoral Dissertation. Department of Civil and Environmental Engineering. Aalto University. Finland. 2013.

WANG, J; QIAN, W; HE, Y; XIONG, Y; SONG, P; WANG, M. Reutilization of discarded biomass for preparing functional polymer materials. *Waste Management*. Vol 65. 2017.

WEI, L; TAO, H; ZHOU, Q; ZHANG, S; LI, F. Treatment of stabilized landfill leachate combined processes of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*. 2010.

WOJCIECHOWSKA, E. Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland – Evaluation of organics and nitrogen removal. *Bioresource Technology*. Vol 236. 2017.

WU, L; SITAMRAJU, S; XIAO, J; LIU, B; LI, Z; JANIK, M.J; SONG, C. Effect of liquid-phase O₃ oxidation of activated carbon on the adsorption of thiophene. *Engineering Chemical Journal*. Vol 242. 2014.

YANG, B; YANG, J; YANG, H; LIU, Y; LI, X; WANG, Q; PAN, X;. Co-bioevaporation treatment of concentrated landfill leachate with addition of food waste. *Biochemical Engineering Journal*. Vol 130. 2018.

YANG, R; XU, Z; CHAI, J. A review of Characteristics of Landfilled Municipal Solid Waste in Several Countries: Physical Composition, Unit Weight, and Permeability Coefficient. *Polish Journal of Environmental Studies*. Vol 27. 2018.

YOUKAI, Z. Pollution Control Technology for Leachate Municipal Solid Waste. Chapter 1 – Leachate Generation and Characteristics. 2018.

YOUNES, M.K; NOPIAH, Z.M; AHMAD BASRI, N.E; BASRI, H; ABUSHAMMALA, M.F.M; YOUNES, M.Y. Landfill area estimation based on integrated waste disposal options and solid waste forecasting using modified ANFIS model. *Waste Management*. Vol 55. 2016.