

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

SABRINA WESLER

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GEOPOLÍMERO BASEADO NA
CINZA DE CASCA DE ARROZ PARA ADSORÇÃO DE FERRO DE
ÁGUA DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA**

Araranguá, SC
2019

SABRINA WESLER

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GEOPOLÍMERO BASEADO NA
CINZA DE CASCA DE ARROZ PARA ADSORÇÃO DE FERRO DE
ÁGUA DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA**

Trabalho de Conclusão de Curso,
apresentado à Universidade Federal de
Santa Catarina, como parte das
exigências para a obtenção do título de
Engenheiro(a) de Energia.

Araranguá, 25 de junho de 2019.

BANCA EXAMINADORA

Tatiana Pineda U.

Profa. Dra. Tatiana Gisset Pineda Vásquez
Universidade Federal de Santa Catarina

Carlyle Torres Bezerra de Menezes

Prof. Dr. Carlyle Torres Bezerra de Menezes
Universidade do Extremo Sul Catarinense

Regina Vasconcellos Antônio

Profa. Dra. Regina Vasconcellos Antônio
Universidade Federal de Santa Catarina

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE GEOPOLÍMERO BASEADO NA CINZA DA CASCA DE ARROZ PARA ADSORÇÃO DE FERRO DE ÁGUA DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINA

Sabrina Wesler *

2019

Resumo

A presença da Drenagem Ácida de Mina (DAM) nos rios da região sul de Santa Catarina, Brasil, é um dos piores problemas ambientais existentes. Em busca de uma metodologia que melhorasse os níveis de acidez e ferro, de forma eficiente e com baixo custo, foi desenvolvido um adsorvente geopolimérico de resíduo cerâmico e cinza da casca de arroz (CCA). O objetivo desta pesquisa é avaliar a eficiência do geopolímero na remoção íons Fe de água impactada com DAM e melhoria no pH, que possibilite sua reutilização não potável. Foram avaliados aspectos de dosagem do adsorvente, diferentes temperatura e concentrações iniciais, e como o processo ocorre, cinética e termodinamicamente. O percentual remoção de de Fe foi de 92,76%, à temperatura de 25°C, pelo período de 20 min, o principal mecanismo de adsorção é devido à quimiossorção, que segue o modelo cinético de pseudosse-gunda ordem. É possível concluir que o geopolímero é uma alternativa eficiente de baixo custo para tratamento de águas contaminadas com DAM.

Palavras-chaves: Drenagem Ácida, Cinza da Casca de Arroz, Adsorção, Geopolí-
mero.

*Graduanda do Curso de Engenharia de Energia da Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Araranguá, Rodovia Governador Jorge Lacerda, 3201, Jardim das Avenidas Araranguá, Santa Catarina, Brasil, CEP 88905-355. E-mail: sabrinawesler@hotmail.com

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, as principais jazidas de carvão mineral estão localizadas nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, região sul do país. A Bacia Carbonífera Catarinense está compreendida em uma faixa aproximada de 100 km de comprimento e 20 km de largura média, entre a Serra Geral a Oeste e o maciço granítico da Serra do Mar a Leste, seguindo a orientação Norte-Sul (KREBS et al., 2004; ROCHA-NICOLEITE et al., 2013).

A região carbonífera de Santa Catarina teve historicamente sua economia baseada na mineração de carvão. Até a década de 1970, a população em geral tinha boa aceitação da atividade, devido aos benefícios econômicos que ela trazia. Em meados de 1980, quando iniciaram as discussões sobre "consciência ambiental", a população começou a "enxergar" os impactos ambientais causados por essa atividade (CAROLA, 2011).

A mineração atua de duas formas: inicialmente provoca o desmatamento e a escavação de terras em grande extensão, muitas vezes com expressiva profundidade, e, em seguida, provoca o lançamento de resíduos, de pó e produtos químicos no solo, ar e nas águas. Também há a disposição inadequada de rochas da cobertura das camadas e rejeitos do beneficiamento do carvão, que contêm minerais sulfetados, que provocam acidificação e contaminação do solo e dos recursos hídricos, conhecida como Drenagem Ácida de Mina (DAM). Dessa forma, a mineração degrada e polui (CAROLA, 2011; SOARES; SANTOS; POSSA, 2008).

A DAM existente em volume expressivo na região carbonífera de Santa Catarina é potencialmente poluidora dos recursos hídricos, sejam superficiais ou subterrâneos (AMARAL; KREBS, 2010). Devido a importância de se evitar a contínua poluição pela DAM, faz-se necessário o uso de recursos que auxiliem neste processo. Os métodos mais comuns para o tratamento da DAM envolvem a neutralização da acidez com agentes alcalinos, precipitação dos íons metálicos na solução aquosa e retenção das espécies dissolvidas (JOHNSON; HALLBERG, 2005). Esses métodos podem ser ativos ou passivos e envolver processos químicos e/ou biológicos (GENTY et al., 2016), como flotação (SILVEIRA; SILVA; RUBIO, 2009), biorremediação (YOUNGER et al., 2003) e adsorção. O método de adsorção, entre todos os processos acima mencionados, é o mais favorável, porque é economicamente vantajoso, altamente eficiente e aplicável (JAVADIAN et al., 2015). Adsorventes comuns como carvão ativado, alumina e sílica apresentam elevada eficiência. No entanto, seu alto custo de produção dificulta uma aplicação mais ampla. Portanto, é necessário o desenvolvimento de adsorventes alternativos e de baixo custo, como é o caso dos geopolímeros (NOVAIS et al., 2016).

Geopolímeros são polímeros inorgânicos obtidos a partir da polimerização de aluminossilicatos, que podem ser de origem geológica ou de resíduos industriais, como es-

cória, cinza de biomassa, lama vermelha, cinza da casca de arroz, vidro reciclado, entre outros (BARBOSA et al., 2018). Eles permitem a remoção de metais pesados presentes em soluções aquosas, tais como, Cd(II), Ni(II), Pb(II), Cu(II) e Fe e de corantes (RASAKI et al., 2018).

Desta forma, o presente estudo teve como finalidade avaliar a o potencial uso de geopolímero, de baixo custo, proveniente da cinza de casca de arroz como adsorvente na remoção de íons de ferro presentes em águas contaminadas com drenagem ácida de mina (DAM), objetivando, após ensaios de tratamento, uma água adequada ao reuso não potável atendendo os padrões exigidos pela legislação. Para que se atinja o objetivo estabelecido, outros objetivos específicos foram traçados: avaliar o comportamento do adsorvente quanto a dosagem necessária, quanto ao tempo de contato e em relação a diferentes temperaturas, traçando isotermas das mesmas e avaliando os parâmetros termodinâmicos (entalpia, entropia e energia livre de Gibbs).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção serão descritos alguns conceitos pertinentes a este trabalho, abordando aspectos referentes à mineração na região sul de Santa Catarina, e seus efeitos, além da Drenagem Ácida de Mina, tratamentos existentes, os geopolímeros e sua utilização.

2.1 Drenagem Ácida de Mina (DAM)

O processo de disposição de rejeitos da mineração de carvão no solo de forma indiscriminada, principalmente em áreas abandonadas, ocasiona diversos problemas ambientais, como geração de DAM, erosão, emissão de gases para a atmosfera e impacto visual (ROISENBERG et al., 2016; SOARES; CASTILHOS, 2015). Entre tais problemas, o mais grave é a geração da DAM, poluição decorrente da percolação da água de chuva através dos rejeitos gerados nas atividades de lavra e beneficiamento, alcançando os corpos hídricos superficiais e/ou subterrâneos (GALHARDI; SOLDERA, 2018).

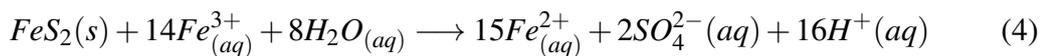
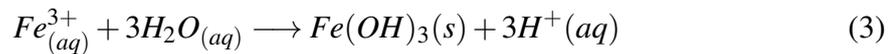
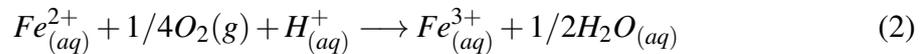
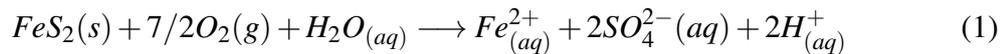
O termo DAM geralmente é utilizado para designar os impactos da oxidação do de sulfetos metálicos, tais como sulfetos de zinco, chumbo e os sulfetos de ferro marcassita e pirita (FeS_2). Na maioria dos ambientes, a DAM se configura em valores baixos de pH, altas concentrações de sulfato e cátions metálicos. Algumas características químicas da DAM são específicas da região em que o depósito mineral se encontra, podendo, assim, variar (SOARES; CASTILHOS, 2015; SKOUSEN, 2017).

A DAM pode ser encontrada, inclusive, em minas desativadas que recebem água da chuva ou de afloramentos naturais. Algumas áreas onde haviam antigos passivos ambientais de empresas mineradoras, hoje fechadas, receberam projetos de recuperação am-

biental (PRAD's). Alguns projetos incluem a remoção e isolamento de rejeitos em célula geotecnicamente impermeabilizada e compactada, em conjunto são realizadas obras de construção de rede de canais de drenagem, que tem por objetivo a coleta das águas da chuva, evitando ao máximo sua infiltração, minimizando assim a possibilidade de geração de DAM (FRANCO; MARIMON, 2008).

Porém, a necessidade de desaguamento leva muitas vezes à descarga de efluentes acidificados. Esses efluentes devem seguir a resolução 430/2011 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), que trata sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores (CONAMA, 2011).

As reações envolvidas na formação da DAM se dão por processos químicos e biológicos. Através de reações químicas ocorre a oxidação da pirita, que se inicia com a oxidação de dissulfeto de ferro (Equação 1). Após, Fe^{2+} é oxidado a Fe^{3+} , descrito na Equação 2, que, por hidrólise, produz hidróxido de ferro (III). Este está associado à cor vermelha-alaranjada, característica da DAM, sendo que os prótons liberados tornam o meio ácido (Equação 3) (FUNGARO; CIZIDORO, 2006; PARK et al., 2018):



Estas reações ocorrem na presença de ar, água e a ação de bactérias que aumentam a velocidade de reação. Como é o caso das bactérias acidófilas *Thiobacillus thiooxidans* e *ferrooxidans*, que desencadeiam o processo de acidificação de drenagens e a dissolução dos metais, como essas bactérias podem crescer numa faixa de pH de 1,5 a 4,0, faz-se necessário aumentar o pH para interromper o processo catalisador (MELLO; DUARTE; LADEIRA, 2014).

Existem vários métodos de tratamento de DAM utilizados para alcançar os níveis de descarga de efluentes permitidos pela legislação, tais como: sistemas que envolvem troca iônica citados por Ali et al. (2019); através do processo de osmose, como o aplicado por Vital et al. (2018); separação por membrana utilizada por Ricci et al. (2015) em efluentes de minas de ouro; através de precipitação em reatores anaeróbicos em batelada elaborado por Costa, Rodriguez e Sancinetti (2019); e adsorção através de geopolímeros

empregados por Rasaki et al. (2018), entre outros. Esses métodos são limitados, pois envolvem altos custos de implantação e operacionais. A adsorção, alternativa promissora e amplamente utilizada, é um dos métodos que pode ser aplicado tanto para a recuperação como para a remoção dos íons metálicos do efluente de mineração. Vale ressaltar que o carbono ativado tem sido usado como um adsorvente padrão, mas, devido ao seu alto custo, são desenvolvidas pesquisas com foco em materiais alternativos (FENG; DEVENTER; ALDRICH, 2004)

2.2 Ferro

Nas águas subterrâneas, o ferro aparece por conta da dissolução do minério pelo gás carbônico e O_2 dissolvidos na água, conforme a Equação 5:



O carbonato ferroso é frequentemente encontrado em águas de poços, contendo elevadas concentrações de ferro.

Nas águas superficiais, há um aumento no nível de ferro nas estações chuvosas, decorrente do carregamento de solos e da ocorrência de erosão das margens. Também pode haver o aumento da concentração de ferro a partir dos efluentes industriais, como, por exemplo, de indústrias metalúrgicas (LAY-EKUAKILLE et al., 2019).

Nas águas provenientes da mineração do carvão, o ferro pode ser encontrado sob a forma ferrosa (Fe^{+2}) que, ao se oxidar, transforma-se na forma férrica (Fe^{+3}). Em valores de pH abaixo de 4,5, a forma ferrosa precipita lentamente como hidróxido ferroso, enquanto a forma férrica desenvolve o mesmo processo mais rapidamente, formando hidróxido férrico. Concentrações elevadas destes íons podem causar o extermínio da vida aquática, estímulo do crescimento de bactérias oxidantes, modificação da cor, presença de sabor e gosto nas águas de abastecimento (CARDOSO, 2016).

Por ser um metal pesado e estar continuamente entrando em contato com o substrato, ele acaba causando degradação das áreas e difícil revegetação no local.

Segundo a resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (AMBIENTE, 2005), as águas doces classe III deverão possuir valores de pH de 6,0 a 9,0 e a quantidade máxima de ferro dissolvido permitida é de 5,0 mg/L Fe. Já a resolução CONAMA 430/2011, que dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, o valor máximo de ferro dissolvido permitido é de 15,0 mg/L, pH entre 5 a 9 (CONAMA, 2011). Convém respeitar as duas resoluções.

Em alguns estudos realizados na região de Cricúma, mais especificamente ao longo do Rio Sangão, obtiveram-se medições de Fe de até 500% maiores que a permitida pela legislação (JEREMIAS, 2019).

2.4 Cinza da Casca de Arroz(CCA)

O arroz é considerado um dos principais componentes da dieta básica da população global. Entre os países produtores, o Brasil se destaca como o oitavo maior produtor mundial de arroz (FOOD, 2017). Santa Catarina, apesar de possuir área bem inferior a de vários outros estados, é o segundo maior produtor nacional de arroz. Destaca-se na mesorregião sul catarinense, a microrregião de Araranguá, responsável por 35% da área e 33% da produção estadual (AGROPECUÁRIA, 2015).

Em relação ao seu processo produtivo, após a colheita, o arroz precisa passar por um conjunto de etapas até chegar à mesa do consumidor. Nas indústrias, o arroz em casca vai para um conjunto de máquinas e recebe uma pré-limpeza, passando por várias peneiras para separar as impurezas. Após, é realizada a secagem, pois é necessário atingir o teor de umidade adequado: em torno de 13%. As etapas seguintes fazem parte do beneficiamento, que compreende os processos de: limpeza; descascamento; separação pela câmara de palha; separação de marinheiro; brunição; homogeneização; e classificação (EIFERT, 2009).

A etapa de descascamento gera o resíduo casca do arroz, biomassa que, devido ao seu elevado poder calorífico, 16 MJ/kg (FERNANDES et al., 2015), pode ser queimada e utilizada como fonte energética para os fornos de secagem na própria indústria(Figura 2). Através da queima há a geração da cinza, que pode ser incorporada no processo produtivo de outras indústrias, como é o caso da indústria cimenteira, que utiliza a CCA como fonte de sílica no cimento. Pode ser utilizada, também, como corretivo de solos. Porém, devido a grande quantidade gerada, parte das cinzas acaba sendo descartada em aterros (ISAIA et al., 2017).



Figura 2 – Processo de beneficiamento do arroz. Fonte: (FERRO, 2017)

Por conta da presença elevada de sílica (SiO_2) (90 - 95%) na sua constituição, a

CCA pode ter várias aplicações (POUEY, 2006), tais como: betão de elevada resistência, refratário, cerâmico vidrado, absorvente de derrames de petróleo, bio fertilizantes, etc (PEREIRA et al., 2008). As condições da queima afetam as propriedades da forma cristalina da CCA, As concentrações de sílica, no entanto, pouco se alteram.

Em termos de valores produzidos, para cada tonelada de arroz em casca, 23% correspondem à casca, e 4% correspondem a cinzas (DELLA; KUHN; HOTZA, 2001). Ao relacionarmos esses valores com a estimativa de produção brasileira de arroz em casca para a safra 2016/2017, que é de 11.506,6 mil toneladas (KATSURAYAMA; TANIWAKI, 2017), fica evidente a abundância do rejeito, o que é um fator positivo para sua utilização.

2.5 Resíduo Cerâmico

Durante o processo de produção de cerâmicas, parte da matéria-prima, cerca de 30%, se torna resíduo que permanece sem utilização (AWOYERA et al., 2016). Seu principal destino são os aterros (ROSSI et al., 2017). O Brasil participa de forma significativa do mercado mundial de revestimentos, sendo um dos maiores produtores, exportadores e consumidores de revestimentos cerâmicos do mundo. A maior parte das indústrias nacionais de cerâmica está na região de Santa Gertrudes, em São Paulo, e nas regiões de Criciúma e Tijucas, Santa Catarina (OLIVEIRA; HOTZA, 2015). Diante disso, faz-se necessária a valorização desses resíduos para gerar produtos e tecnologias inovadoras.

Podem ser utilizados diversos processos na fabricação de revestimentos cerâmicos. A Figura 3 apresenta uma das alternativas mais utilizadas: consiste na seleção da matéria-prima, seguida da dosagem e moagem. Após, ocorre a atomização, onde a água contida em uma barbotina é parcialmente removida. Cerca de 4 a 8% de água residual deve permanecer nos grânulos formados para lhes conferir uma plasticidade adequada para a etapa seguinte, que é a compactação por prensagem. Por fim, ocorrem os processos de secagem e esmaltação (OLIVEIRA; HOTZA, 2015).

Após o processo de formação das peças e antes de passar pelos fornos de secagem, a matéria prima proveniente de peças defeituosas e do material que não pode mais ser reincorporado no processo de produção, se torna um resíduo, composto basicamente de alumina (58%) e sílica (11%), substâncias necessárias na constituição de materiais geopoliméricos (FERRO, 2017).

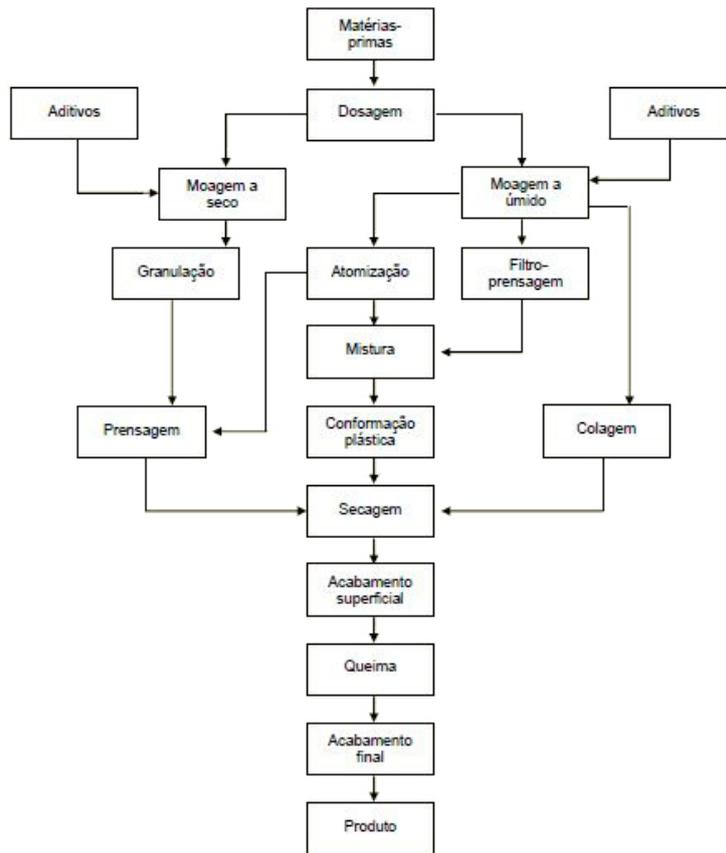


Figura 3 – Fluxograma genérico do processo de fabricação de revestimentos. Fonte: (OLIVEIRA; HOTZA, 2015)

2.6 Tratamento de água residual através de adsorção

A DAM representa um grave problema de poluição atribuído às atividades de mineração atuais e passadas. O baixo pH, altas concentrações de sulfatos e vários metais pesados fazem do tratamento da DAM uma grande preocupação devido aos possíveis efeitos prejudiciais do efluente nos arredores. Assim, são necessários métodos de tratamento com foco na neutralização, estabilização e remoção de poluentes problemáticos (MACINGOVA; LUPTAKOVA, 2012).

A poluição por metais pesados é um dos problemas ambientais mais sérios da atualidade, por conta da sua bioacumulação e persistência no meio ambiente (ARAÚJO et al., 2017). Muitos métodos estão sendo usados para remover metais pesados. Físicos, químicos, biológicos ou uma combinação entre eles, incluem a precipitação química (BALINTOVA; PETRILAKOVA, 2011), troca iônica (ABO-FARHA et al., 2009), adsorção (ANASTOPOULOS; KYZAS, 2015), filtração por membranas (MUTAMIM et al., 2012), etc. Dentre estes, o método por adsorção com o uso de geopolímeros vem mostrando resultados promissores (MALEKI et al., 2018; SIYAL et al., 2016), principalmente quando pode-se incorporar materiais de baixo ou nenhum custo como casca de ovo (ZHENG et

al., 2007), moringa olifeira (SANTANA et al., 2017), resíduos do processamento de leite de coco (JOHARI et al., 2013), casca de arroz (AZADI; SAADAT; KARIMI-JASHNI, 2018), entre outros.

A adsorção é um processo de transferência onde há a ligação entre partículas de um fluido e uma superfície sólida. A substância adsorvida é o adsorvato, e o material sobre o qual ocorre a adsorção é o adsorvente ou substrato. E a remoção dessa substância da superfície é chamada dessorção. O processo da adsorção é representado na Figura 4 abaixo.

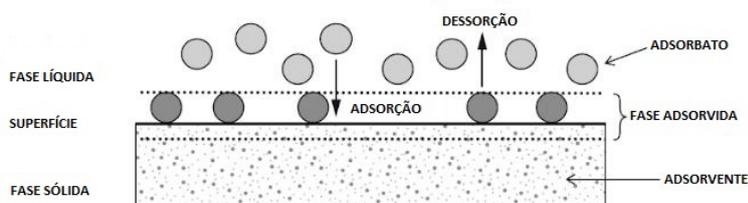


Figura 4 – Processo de adsorção. Fonte: Adaptado de: (WORCH, 2012)

De acordo com as forças responsáveis pelo processo de adsorção, este pode ser classificado em adsorção química ou adsorção física. Na adsorção química ou quimissorção, ocorre troca de elétrons entre o sólido e a molécula adsorvida. Há uma combinação entre as espécies a serem adsorvidas e a superfície do adsorvente. Assim, o adsorbato se fixa mais fortemente através de interações fortes (ligações iônicas ou covalentes polares). As moléculas não são atraídas para todos os pontos da superfície e dirigem-se para os centros ativos. Geralmente envolvem apenas uma única camada (CIOLA, 1981).

Empregada na maioria dos processos de separação, a adsorção física ou fisissorção ocorre com a interação entre a superfície sólida e as moléculas do adsorvato, devido às forças de Van der Waals entre moléculas, que são relativamente fracas; e o processo pode ser revertido mais facilmente. Diferente da adsorção química, na adsorção física as moléculas não se limitam a apenas uma camada. Elas são atraídas para todos os pontos da superfície, alcançando equilíbrio em menor tempo que na adsorção química (CIOLA, 1981; JEREMIAS, 2019).

Na Tabela 1 são apresentadas as principais diferenças entre os dois tipos de adsorção.

Vários parâmetros influenciam na eficiência do processo de adsorção: pH, temperatura, natureza das substâncias presentes no meio, tempo e área de contato. Vale ressaltar que quanto mais finamente estiver fragmentado o sólido, maior será a sua eficiência em adsorver as moléculas (MALEKI et al., 2018).

Tabela 1 – Comparação entre as adsorções físicas e químicas.

Adsorção física	Adsorção química
- Força de Van der Waals	- Ligações químicas
- Calor de adsorção inferior a 20kJ/mol	- Calor de adsorção superior a 20kJ/mol
- A espécie adsorvida conserva sua natureza	- A espécie adsorvida sofre uma transformação dando origem a uma espécie diferente
- A quantidade adsorvida depende mais do adsorvato do que do adsorvente	- A quantidade adsorvida depende tanto do adsorvato como do adsorvente
- Especificidade baixa	- Especificidade elevada
- Adsorção apreciável somente abaixo do ponto de ebulição do adsorvato	- A adsorção pode ocorrer também a temperaturas elevadas
- Energia de ativação baixa	- Energia de ativação pode ser elevada
- Adsorção possível em multicamadas	- Adsorção possível no máximo em monocamadas
- Fácil dessorção	- A dessorção pode ser difícil ou pode ser acompanhada de transformações químicas

Fonte: (SOARES, 1996)

2.6.1 Cinética de adsorção

O estudo da velocidade de adsorção de metais em soluções aquosas por meio de sólidos porosos é muito relevante quando se deseja avaliar a eficiência de adsorventes para serem utilizados em tratamento de água e efluentes (MELO, 2009).

É importante determinar a taxa com a qual os contaminantes são removidos da solução aquosa, a cinética do processo, para projetar uma possível planta de tratamento de adsorção.

A cinética de adsorção é usualmente descrita pelos modelos de pseudoprimeira ordem (KARA; YILMAZER; AKAR, 2017), de pseudossegunda ordem (HO; MCKAY, 1999), e de difusão intra-partícula (WEBER; MORRIS, 1963) para a maioria dos sistemas adsorvente-adsorvato (JAVADIAN et al., 2015).

O modelo de pseudoprimeira ordem assume que a taxa de adsorção é diretamente proporcional ao número de locais de adsorção ativos no adsorvente (SIYAL et al., 2018). Descrito por Lagergren em 1898, o sistema sólido/líquido, pode ser apresentado da seguinte forma:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t \quad (6)$$

Onde:

q_e e q_t : capacidade de adsorção em equilíbrio e no tempo t (mg/g);

K_1 : constante de taxa de pseudoprimeira ordem (min^{-1});

t: tempo (min).

Assim, ao graficar $\ln(q_e - q_t)$ versus t, os valores de k_1 podem ser calculados (KARA; YILMAZER; AKAR, 2017).

A expressão de taxa de pseudossegunda ordem é utilizada para descrever a quimiossorção, envolvendo forças de valência, através do compartilhamento ou troca de elétrons entre o adsorvente e o adsorvato como forças covalentes, e troca iônica. Esta expressão, descrita na Equação (7), tem sido amplamente aplicada à adsorção de poluentes a partir de soluções aquosas (AHMARUZZAMAN, 2011).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (7)$$

k_2 (g/mg min) é a constante da taxa de equilíbrio de pseudossegunda ordem. Os valores de k_2 e q_e podem ser determinados pela plotagem de t / q_t versus t.

Da Equação 7 é definida a velocidade inicial de adsorção h , expressa pela equação a seguir:

$$h = k_2 q_e^2 \quad (8)$$

2.7 Isotermas de adsorção

As isotermas de adsorção são um importante fator para a projeção do sistema. Elas têm a finalidade de expressar a quantidade de material adsorvido por quantidade de massa do material adsorvente, considerando um ponto de concentração de equilíbrio do adsorvato. Existem vários modelos de isotermas, porém os modelos de Langmuir e Freundlich são os mais amplamente utilizados na literatura para sistemas sólido-líquido (SARKAR; BASU; SAMANTA, 2017; JAVADIAN et al., 2015; KARA; YILMAZER; AKAR, 2017). Na Figura 5, pode ser visualizado o comportamento típico de algumas isotermas.

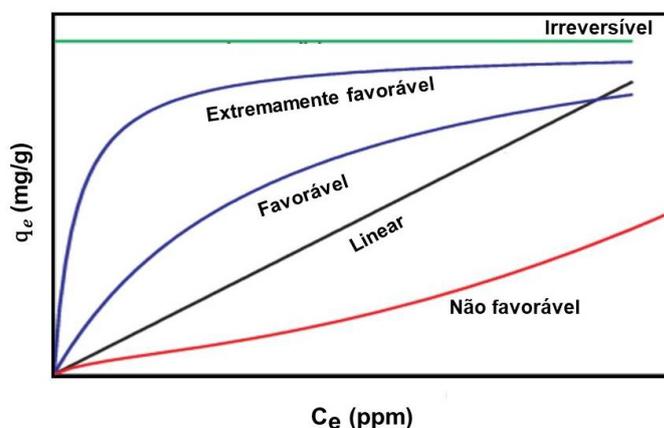


Figura 5 – Comportamento de algumas isotermas de adsorção. Fonte: (JEREMIAS, 2019)

2.7.1 Isoterma de Langmuir

O modelo de isoterma de Langmuir descreve a interação entre as moléculas do adsorvato e os poros do adsorvente, assumindo que há a formação de uma monocamada de adsorvato sobre a superfície do adsorvente (KARA; YILMAZER; AKAR, 2017). A forma linear da equação de Langmuir é representada por:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max}K_L} \frac{1}{C_e} \quad (9)$$

Onde:

C_e : concentração de equilíbrio do adsorvato (mg/L);

q_e : capacidade de adsorção em equilíbrio (mg/g);

q_{max} : capacidade máxima de adsorção de monocamada (mg/g);

K_L : constante da isoterma de Langmuir (L/mg).

As características essenciais, da isoterma de Langmuir, podem ser analisadas usando um parâmetro de equilíbrio, R_L , dado pela equação:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_o} \quad (10)$$

Onde:

C_o : concentração inicial (mg/g).

O valor de R_L indica a natureza da adsorção é desfavorável se $R_L > 1$, linear $R_L = 1$, favorável se $0 < R_L < 1$ ou irreversível se $R_L = 0$ (KARA; YILMAZER; AKAR, 2017).

2.7.2 Isoterma de Freundlich

O modelo multicamadas de Freundlich é normalmente utilizado para descrever as características de adsorção de uma superfície heterogênea (JAVADIAN et al., 2015). É representado pela equação:

$$q_e = K_f C_e^{1/n} \quad (11)$$

Onde:

K_f : constante da isoterma de Freundlich (mg/g);

n : intensidade de adsorção.

A linearização da Equação (11) resulta em:

$$\ln q_e = \ln K_f + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (12)$$

De acordo com as suposições do modelo de Freundlich, se $n < 1$, o processo de adsorção é desfavorável. Se $1 < n < 10$, o processo de adsorção é favorável. As constantes de Freundlich K_f e n podem ser calculadas a partir do intercepto e gradiente do gráfico entre $\ln q_e$ e $\ln C_e$ (SARKAR; BASU; SAMANTA, 2017).

2.8 Parâmetros Termodinâmicos

Os parâmetros termodinâmicos são um dos critérios mais fortes para definir a viabilidade do uso de determinado material como adsorvente. Em nível microscópico, a alteração da temperatura afeta a agitação das moléculas do sistema e as forças de tração e repulsão entre as moléculas no soluto e entre o adsorvato e o adsorvente. Eles permitem determinar se o processo é espontâneo, exotérmico ou endotérmico, além da afinidade pelo adsorvato. Pode-se, também, definir a natureza do processo de adsorção como fisissorção ou quimissorção. Para tal, é necessária a análise dos principais parâmetros termodinâmicos, como variação de entalpia (ΔH°), variação de entropia (ΔS°) e variação de energia livre de Gibbs (ΔG°) (COELHO et al., 2014; SIYAL et al., 2018).

A variação da entalpia (ΔH°) indica se um processo é exotérmico (libera calor) ou endotérmico (absorve calor). Valores positivos de ΔH° mostram que o processo de adsorção é endotérmico. A variação de entropia (ΔS°) indica a desordem das partículas de um sistema. Valores positivos de ΔS° indicam afinidade entre o material adsorvente e o adsorvato. A variação da energia livre de Gibbs (ΔG°) indica se o processo ocorre de forma espontânea ou não. Quando o valor de ΔG° é negativo, a reação ocorre de forma espontânea. Quando o valor for positivo, a reação não é espontânea nas condições dadas do sistema (LIU et al., 2016; SIYAL et al., 2018).

A variação da energia livre de Gibbs (ΔG°) em J/mol é calculada por meio da Equação 13 (LIU et al., 2016).

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_d \quad (13)$$

Onde:

R: constante universal dos gases perfeitos, igual a 8,314 J/(mol.K);

T: temperatura (K);

K_d : coeficiente de distribuição.

K_d é um parâmetro padrão utilizado para avaliar a sorção e retenção do íon metálico em uma fase sólida. Pode ser calculado pela Equação 14 (LIU et al., 2016).

$$K_d = \frac{q_e}{C_e} \quad (14)$$

Os valores das variações de entalpia (ΔH°) e entropia (ΔS°) de adsorção, em J/mol e J/(mol.K), respectivamente, podem ser encontrados pela equação de van't Hoff (Equação 15) (LIU et al., 2016).

$$\ln K_d = \frac{-\Delta H^\circ}{RT} + \frac{\Delta S^\circ}{R} \quad (15)$$

No gráfico $\ln K_d$ versus $1/T$, $\Delta S^\circ/R$ será o intercepto da reta no eixo y e $-\Delta H^\circ/RT$ será sua inclinação. Desta forma pode ser determinada a variação da entropia e entalpia (ΔS° e ΔH°).

3 Materiais e Métodos

3.1 Preparo do adsorvente

Para a produção do adsorvente geopolimérico foram utilizados CCA e resíduo cerâmico(RC) de indústrias da região. A CCA foi obtida do processo de queima da casca de arroz para produzir energia elétrica no beneficiamento do arroz da Indústria e Comércio de Arroz Fumacense Ltda, localizada no município de Morro da Fumaça, SC, Brasil. O resíduo cerâmico foi disponibilizado pela empresa Angelgres, instalada em Criciúma, SC, Brasil. Esse resíduo é gerado após o processo de conformação das peças e antes de passar pelos fornos de secagem, a partir de peças defeituosas, cujo material não pode ser mais reincorporado ao processo produtivo.

Os dois resíduos, CCA e resíduo cerâmico, foram moídos a seco, utilizando um moinho de bolas de alumina e peneirados antes de serem misturados, até atingir para a CCA o tamanho médio D_{50} igual a $0,227\mu\text{m}$ e o resíduo cerâmico D_{50} correspondente a $0,591\mu\text{m}$.

Para a reação de geopolimerização foi utilizado o ativador alcalino hidróxido de sódio 98,81% de pureza da marca Neon. A solução de NaOH 9M foi preparada utilizando lentilhas dissolvidas em água destilada, à temperatura ambiente de 25°C .

As formulações das pastas geopoliméricas foram preparadas pela mistura de RC + CCA com uma razão mássica de 1:1 (RC:CCA). Para a geopolimerização utilizou-se a razão sólido-líquido (solução alcalina) em 1,2 (g/g). As pastas foram moldadas em cilindros de PVC com 20 mm de diâmetro e 40 mm de altura, curados por 15 dias em

estufa a temperatura de 50°C. A Figura 6, apresenta fluxograma do processo de fabricação do geopolímero.

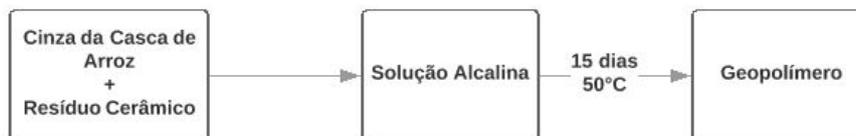


Figura 6 – Fluxograma da fabricação do geopolímero. Fonte: Autora, 2019.

Após o processo de cura, as amostras foram caracterizadas física e quimicamente, pela técnica MEV - Microscopia Eletrônica de Varredura, por espectrômetro de espectrofotometria de fluorescência de raios X (Panalytical Axios), além da análise de sua área superficial realizada pelo Método BET (Braunauer, Emmet e Teller), realizado no equipamento Quantachrome Instruments Autosorb-1.

O geopolímero passou pela etapa de cominuição através do processo de moagem em cilindro de bolas, realizado pelo Laboratório de Análises e Ensaio de Carvão (LAEC), da Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina (SATC), até obter uma granulometria com D_{50} 0,50mm.

3.2 Coleta da água impactada pela DAM

Para a realização das análises pretendidas no presente trabalho, as amostras da DAM foram coletadas em um ponto do Rio Sangão, no município de Criciúma/SC. O local possui coordenadas geográficas de latitude 28°44'13.6"S e longitude 49°24'25.5"W. Na Figura 7 pode-se visualizar a localização do ponto de coleta.

A coleta foi realizada em um ponto próximo a uma área de rejeitos piritosos, confinados em uma célula de contenção de rejeitos. As amostras foram armazenadas em bombonas plásticas de 5 litros de capacidade (não estéreis) e posteriormente mantidas sob refrigeração.

Uma parcela da amostragem foi enviada para análise no Laboratório de Águas e Efluentes Industriais, do Instituto de Pesquisas Ambientais Tecnológicas (IPAT). Sua avaliação foi realizada por meio de metodologia padronizada por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW).

3.3 Ensaio de adsorção de Fe

Para avaliação da adsorção de ferro da DAM, foram realizados ensaios no Laboratório de Bioquímica e Microbiologia Aplicados a Processos Biotecnológicos (PROBBI-OTEC), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Foram adicionados a 50mL

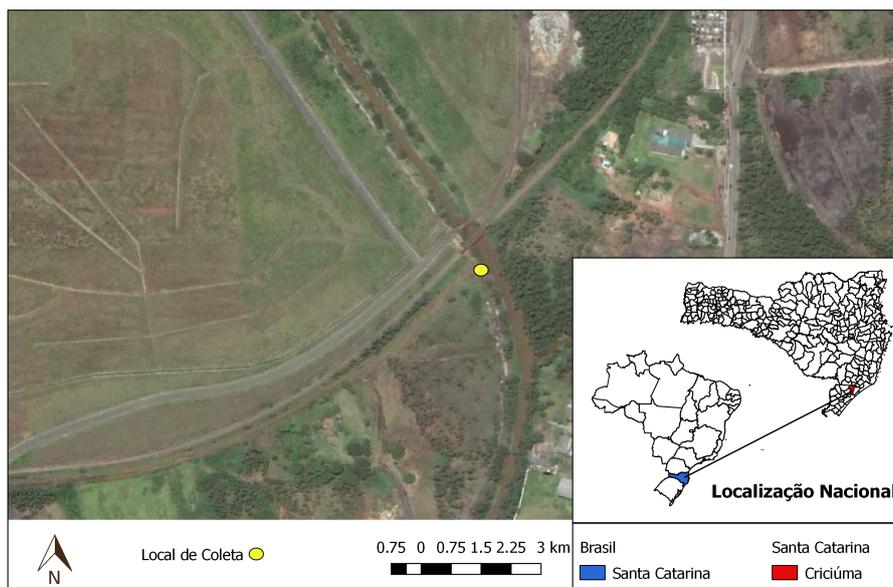


Figura 7 – Ponto de coleta. Fonte: Autora, 2019.

de DAM. contidos em erlenmeyers de 125mL, determinada massa do adsorvente. A suspensão foi incubada sob agitação constante de 100rpm (agitador Nova Ética). A duração e temperaturas de incubação serão discutidas nos ensaios específicos discutidos a seguir. Todos os ensaios foram realizados em duplicata. Após o período de adsorção, as amostras foram filtradas a vácuo com membranas de acetado de celulose com tamanho de poro de $0,45 \mu\text{m}$ da marca Analítica, com o auxílio do suporte para filtros em policarbonato de 47mm de diâmetro, da marca Sartorius Stedim Biotech.

Antes e após os ensaios foram determinadas as concentrações do íon Fe, por meio da análise fotocolorimétrica, utilizando o espectrofotômetro da marca HACH® DR/2010. O reagente utilizado na quantificação de ferro contempla o kit para espectroscopia no visível, também da marca HACH®. Os critérios de análise foram baseados na metodologia adaptada de “Standard methods for the examination of water and wastewater”, Método 8008 FerroVer Method, com faixa de detecção de Fe total de 0 - $3,00\text{mg.L}^{-1}$. Essa análise é baseada no fato de que a concentração de uma substância, em uma determinada amostra, pode ser determinada através da comparação da intensidade da cor obtida nesta amostra com a intensidade da cor produzida em uma solução padrão. De acordo com a substância a ser analisada, o comprimento de onda do feixe de luz é alterado.

A intensidade da cor produzida é proporcional à concentração da substância que está sendo dosada.

O pH das amostras foi avaliado, antes e após os ensaios de adsorção, através de pHmetro de bancada da modelo RS 232, marca MS Tecnopon.

3.4 Efeito da dosagem de adsorvente sobre a adsorção de Fe da DAM

A dosagem do adsorvente é um parâmetro importante, pois determina a capacidade de um adsorvente para uma dada concentração inicial do adsorvato.

Para definir a dosagem do adsorvente, foram realizados três ensaios com massas distintas de 4, 12 e 20 g/L, realizados em duplicata, em temperatura ambiente de aproximadamente 25°C. Após pesadas, cada uma das dosagens do adsorvente foi colocada em contato com 50mL de amostras de DAM, em erlenmeyers de 100mL, de forma sincronizada, permanecendo sob agitação de 100 rpm a 25°C, durante o período de 120 minutos, para atingir o equilíbrio. Após o adsorvente entrar em contato com a DAM, foi realizada a medição do pH de cada amostra. Finalizado o período de adsorção do metal, realizou-se a filtragem e fez-se a análise da concentração de Fe da solução em equilíbrio. Para obter valores da capacidade (q) de adsorção realizou-se um balanço de massa, com base na Equação (16). Após a determinação de q e Ce construiu-se uma isoterma de adsorção (q vs Ce).

$$q = (C_o - C_e) \frac{V}{m} \quad (16)$$

Onde:

q: capacidade de adsorção (mg/g)

C_o: concentração inicial do adsorvato (mg/L);

C_e: concentração do adsorvato no equilíbrio (mg/L);

V: volume da solução (L);

m: massa do adsorvente (g)

3.5 Efeito do tempo de contato

Após definida a dosagem de adsorvente empregada, foram realizados testes para diferentes tempos de contato, com o objetivo de avaliar o comportamento cinético da adsorção. Os testes foram realizados em batelada e duplicata, em temperatura ambiente de 25°C. Foram realizados quatro ensaios para os tempos de 10, 20, 30 e 60 minutos. Novamente foram preparados erlenmeyers de 100mL contendo 50mL de água de DAM e concentração de 4g/L de adsorvente, que ficaram sob agitação de 100 rpm.

Ao fim de cada período de adsorção, as amostras foram filtradas, determinando-se a concentração residual de Fe da solução sobrenadante. A partir dos dados, pôde-se analisar a cinética de adsorção.

3.6 Efeito da temperatura na adsorção

Conforme alguns estudos, a temperatura pode afetar diretamente a capacidade de adsorção Kara, Yilmazer e Akar (2017), Maleki et al. (2018), Javadian et al. (2015). Para determinar o efeito da temperatura no processo de adsorção, foram elaboradas três isotermas, em duplicata, de 25°C, 30°C e 35°C, variando as concentrações iniciais de água de DAM e por consequência a concentração inicial de ferro nas amostras. Para que se obtivesse diferentes concentrações, a amostra de DAM original foi diluída com água destilada. Foram preparadas quatro soluções com as proporções de 25, 50, 75 e 100% de água DAM. Cada ensaio foi conduzido por 60 minutos, sob agitação de 100 rpm. Após esse período, as amostras foram filtradas e a concentração de Fe, no equilíbrio, determinada.

Com base nos resultados foi possível construir os gráficos das isotermas, empregando os modelos de Langmuir e Freundlich expressos pelas Equações 9, 10 e 11, 12, respectivamente. Além de avaliar os parâmetros termodinâmicos envolvidos no processo: entalpia ΔH° , entropia ΔS° e energia livre de Gibbs ΔG° , por meio das Equações 13, 14 e 15.

4 Resultados e Discussão

4.1 Caracterização da água

A caracterização da água de DAM resultou em uma concentração de Ferro Total de 31,06mg/L, valor superior ao estipulado pelas Resoluções do CONAMA 357/2005, para água doces de Classe 3, e 430/2011, para efluentes, que é de no máximo 5,0g/L e 15g/L, respectivamente. O valor de pH encontrado foi de 3,1, característico de águas afetadas pela DAM. Quando comparado a legislação, que requer valores entre 5,0 e 9,0 esse valor é considerado muito baixo. Este resultado foi corroborado pela análise de acidez total da DAM que resultou em 227,5mg/L, fator que favorece a dissolução de metais presentes nas rochas do leito do rio e a precipitação de elementos químicos tóxicos, por toda sua extensão.

A condutividade elétrica, parâmetro indicativo de modificações na composição dos corpos d'água, não tem valores limitantes na legislação. Porém, considera-se que as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 μ S/cm (PIRATTOBA et al., 2017). O resultado da análise foi de 1.156,0 μ S/cm de condutividade, valor extremamente alto. Este parâmetro está relacionada com a quantidade íons metálicos e não metálicos existentes na coluna d'água, provenientes de sólidos dissolvidos, e, representa uma medida indireta da concentração de poluentes.

A análise do oxigênio dissolvido (OD) teve como resultado 5,5mg/L, valor infe-

rior ao mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 em 5,0 mg/L. Valores tão baixos como o encontrado impedem a manutenção da vida aquática. A ausência de oxigênio dissolvido na água dá espaço para o desenvolvimento de bactérias anaeróbicas, que decompõe matéria orgânica em compostos gasosos mal cheirosos. Em particular, o gás H₂S (sulfeto de hidrogênio) que apresenta odor desagradável, semelhante ao cheiro de “ovo podre”(JÚNIOR et al., 2019). Tal característica foi identificada durante o processo de amostragem.

4.2 Caracterização do geopolímero

Por meio do espectrômetro de fluorescência de raios X, determinou-se a composição química (principais elementos) do adsorvente, apresentada na Tabela 2. Foi possível verificar a predominância da presença de sílica na composição do adsorvente, proveniente da cinza da casca de arroz. Outros adsorventes também tem a sílica como componente majoritário, assim como potássio (K) e magnésio (Mg) como elementos traço. No estudo apresentado por Barros et al. (2001) o adsorvente de argila ativada possui alumínio (Al) como um dos componentes majoritários, coincidindo com o adsorvente em estudo, devido a presença de cerâmico em sua constituição. A concentração de sódio (Na) também apresentou-se num valor intermediário que sugere que o sódio livre observado no geopolímero antes da adsorção pode ser lixiviado para a solução, enquanto o sódio remanescente pode agir como um cátion de balanceamento de carga para a rede de aluminossilicatos carregados negativamente.

Tabela 2 – Composição química do geopolímero.

Composição química(%w)										
Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	MgO	MnO	Na ₂ O	P ₂ O ₅	SiO ₂	TiO ₂	LOI*
4,23	3,71	0,37	1,10	1,59	0,05	24,22	0,38	49,48	0,18	14,68

Fonte: Autora, 2019.(*LOI: loss on ignition)

A figura 8 mostra as características morfológicas do geopolímero. As imagens de MEV revelam que o geopolímero é um material poroso, o que favorece o processo de adsorção. O método BET encontrou área superficial de 42,99 m²/g e através do software Image J encontrou-se que o adsorvente geopolimérico apresenta 11,66% de porosidade. Os valores são inferiores aos apresentados por Araújo et al. (2016), onde vários carvões de diferentes biomassas foram avaliados, como o carvão de dendê bruto, com uma área de 677,6 m²/g e o carvão de coco da Bahia bruto com 405,1 m²/g. O carvão ativado comercial possui área superficial de 1.228,1 m²/g (BARROS et al., 2001).

O geopolímero utilizado possui área superficial semelhante ao empregado por Kara, Yilmazer e Akar (2017), com valor de 39,42 m²/g, o qual demonstrou ser eficiente

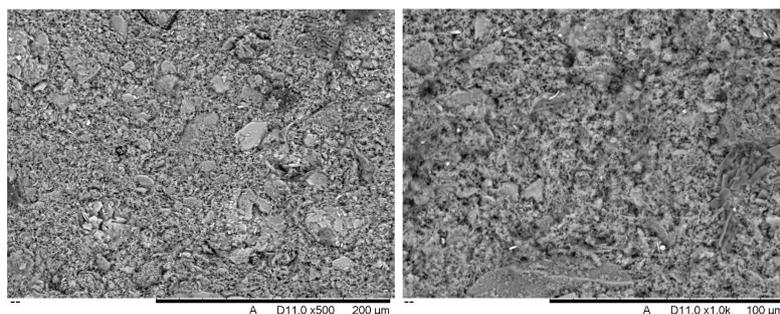


Figura 8 – Micrografia do geopolímero, zoom 500 vezes a esquerda e zoom de 100 vezes a direita. Fonte: Autora, (2019)

para a remoção de $Zi(II)$ e $Ni(II)$. Ao comparar com materiais brutos, como a casca de ovo empregado na adsorção de ferro no estudo de Jeremias (2019) com área superficial de $5,69 \text{ m}^2/\text{g}$, o adsorvente aqui utilizado foi superior.

4.3 Efeito da dosagem de adsorvente

A dosagem de adsorvente determina a capacidade de adsorção para uma dada concentração inicial do adsorvato. Portanto, o efeito da quantidade de geopolímero na adsorção de íons Fe foi avaliado quanto a eficiência e capacidade de remoção, os resultados estão representados na Figura 9.

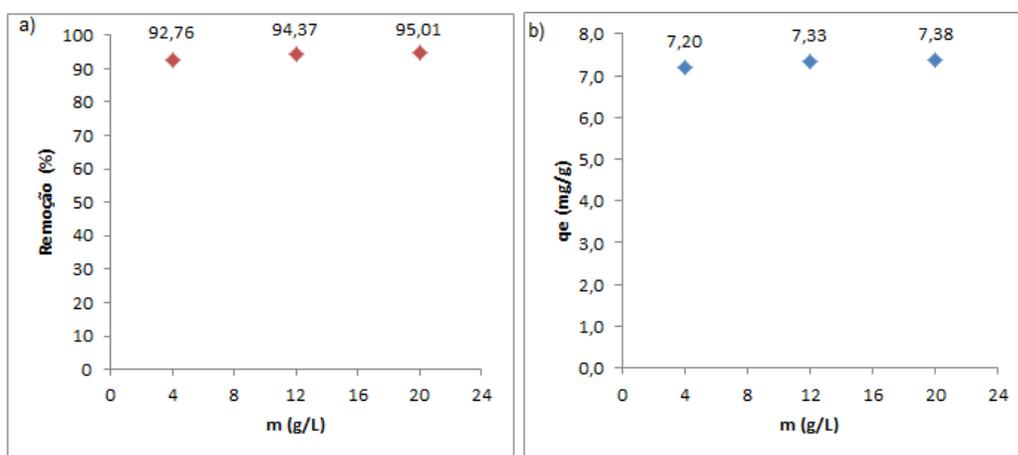


Figura 9 – Efeito da quantidade de adsorvente. a) Remoção(%) versus $m(\text{g/L})$; b) $q_e(\text{mg/g})$ versus dosagem $m(\text{g/L})$. Fonte: Elaborado pela autora (2019)

Observou-se que a eficiência de remoção de metal aumentou com o aumento na dose de adsorvente. A eficiência de remoção de Fe aumenta rapidamente e logo estabiliza, de 93% em 4g/L, passa a 94% em 12 g/L, a dose foi triplicada e o aumento foi de apenas 1%. Para a dose de 20g/L o resultado foi de 95%, aumento de cinco vezes em relação a menor dosagem e alteração de 2% na remoção.

O efeito da dose de adsorvente indica alta eficiência na adsorção do metal, inclusive no limite inferior da concentração do geopolímero. Apresentando uma eficiência de remoção de 93% o que influencia favoravelmente no custo operacional do processo. Outros autores, em seus ensaios para a remoção de ferro de soluções aquosas utilizaram valores diferentes, como Furlan et al. (2017) que utilizou 2g/L e atingiu 96% de remoção de Fe, e Jeremias (2019) que aplicou a dosagem de 10g/L de casca de ovo e cinza da casca de arroz como adsorventes, que removeram mais de 99% do Fe, no período de contato de 2880 minutos.

Durante os testes o pH foi monitorado, apresentando uma aumento para de 10,2 em dosagens de 4g/L e alcançando 11,2 no teste de 20g/L. Este valor está fortemente relacionado com a presença de hidróxido de sódio(NaOH) na composição do adsorvente, que é uma base forte de pH 13. O valor ultrapassa o estabelecido pela legislação.

Porém, há a possibilidade de correção ao alterar a proporção sólido/líquido do geopolímero, em possível estudo subsequente, outra alternativa é utilizar o geopolímero diretamente na DAM, onde se encontra uma maior concentração de íons de Fe dissolvido e valor de pH inferior ao detectado na amostragem. Segundo Weiler, Filho e Schneider (2016) o pH ideal para a precipitação dos hidróxidos metálicos varia de acordo com o tipo de metal, o Fe^{3+} precipita em pH acima de 3,5 e o Fe^{2+} , em pH superior a 8,0, outros íons presentes na DAM, como o Al^{3+} precipitam entre pH 4,5 e 9,0, e o Mn^{2+} , em pH acima de 8,5. Assim, na maioria das estações de tratamento, considera-se que o valor ideal de ajuste do pH fica entre 8,5 e 8,7. Nessa condição, todos os metais precipitam e o efluente se enquadra na faixa de pH entre 5,0 e 9,0 prevista na legislação (Resolução CONAMA 430/2011) para lançamento de efluente em corpos d'água (BRASIL, 2011).

Em todos os testes a seguir a dosagem utilizada foi de 4g/L, onde os valores de pH não sofreram alteração significativa, permanecendo na faixa de 10,2 - 10,85 e a concentração inicial de ferro empregada nas equações foi a encontrada no teste de laboratório, 31,06mg/L.

4.4 Efeito do tempo de contato e cinética de adsorção

O efeito do tempo de contato na adsorção de Fe foi determinado entre 10 e 60min e os resultados são apresentados na Figura 10. Os resultados mostram que, a adsorção foi rápida na fase inicial do período de contato e próximo ao equilíbrio, indicando uma capacidade de sorção não muito elevada, e tornou-se mais lenta com o decorrer do tempo. Portanto, o tempo de equilíbrio está entre 10 e 20 minutos, com valores de capacidade de adsorção do equilíbrio(q_e) de 7,18(mg/g) e 7,15(mg/g), respectivamente.

O comportamento da adsorção, em relação ao tempo, é semelhante ao encontrado por Kara, Yilmazer e Akar (2017), em que a adsorção de metais (Zn, Ni) foi rápida nos primeiros 20 minutos, e o tempo de equilíbrio entre 40 e 50 minutos, porém, apresentou

q_e de 60,06 (mg/g) valor superior ao encontrado no presente estudo. O baixo q_e pode ser relacionado a presença de outros elementos além do ferro na solução, pois se trata de uma amostra com multicomponentes, o que implica em disputa pelos sítios ativos do adsorvente. Apesar de baixo, o valor de q_e é superior ao encontrado por Ferro (2018), na adsorção de índigo-carmin em adsorvente geopolimérico de CCA, onde o valor de q_e é de 1,866mg/g, no melhor resultado.

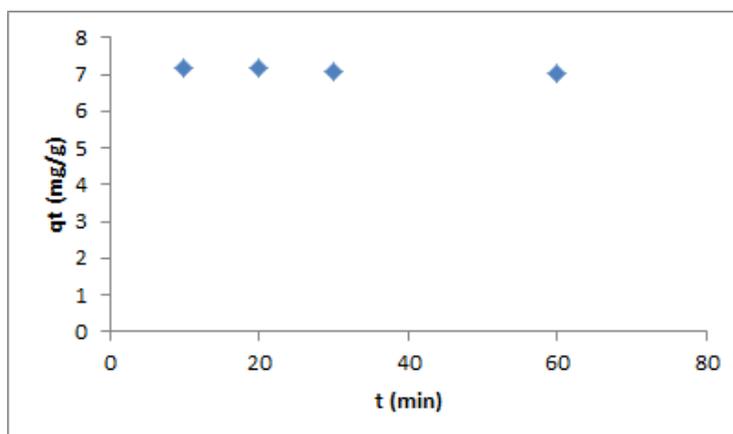


Figura 10 – Efeito do tempo de contato em relação à capacidade de adsorção. Fonte: Elaborado pela autora (2019)

A aplicabilidade dos modelos cinéticos é feita através da análise gráfica e a avaliação dos dados, por análise do coeficiente de correlação linear da reta (R^2), que pode ter valor próximo a 1 para que o ajuste dos dados para determinado modelo cinético seja satisfatório. Como pode ser visualizado na Figura 11, de acordo com o coeficiente de correlação, o modelo cinético de pseudossegunda é ordem o que melhor expressa o comportamento cinético da adsorção, em contraste com o modelo de pseudo-primeira ordem que exibe valor de 0,9286 para R^2 . Este modelo matemático permite calcular a velocidade inicial de adsorção (h), que resultou em 21,41mg/g min. Com base no trabalho de outros autores e nos resultados aqui apresentados, o processo de adsorção possui contribuição significativa da quimissorção. O adsorvente tem afinidade com o íon Fe, apresentando boa velocidade inicial de adsorção. A partir dos modelos cinéticos apresentados, e dos dados experimentais, é possível prever a taxa na qual a contaminação é removida das soluções aquosas, o que viabiliza partir da escala bancada para a escala piloto.

4.5 Isotermas de adsorção

A fim de investigar o efeito da temperatura na adsorção de Fe, experimentos de adsorção foram realizados em diferentes temperaturas e concentrações iniciais. Uma vez que, afeta a agitação das moléculas do sistema, interferindo também nas forças de atração e repulsão entre o adsorvato e o adsorvente. A relação entre a temperatura, os valores de q_e e a concentração inicial é ilustrada na Figura 12.

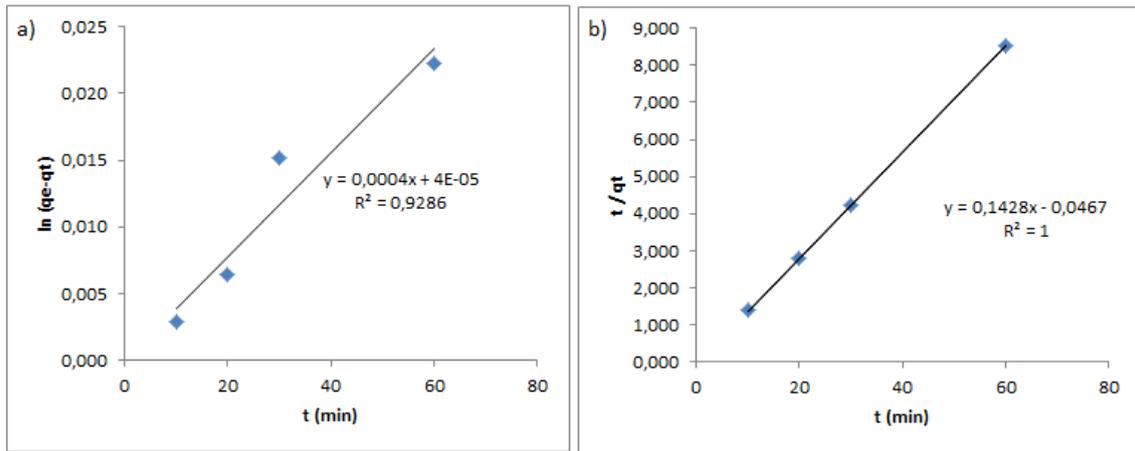


Figura 11 – Cinética de adsorção. a)Pseudoprimeira ordem. b)Pseudossegunda ordem. Fonte: Autora (2019)

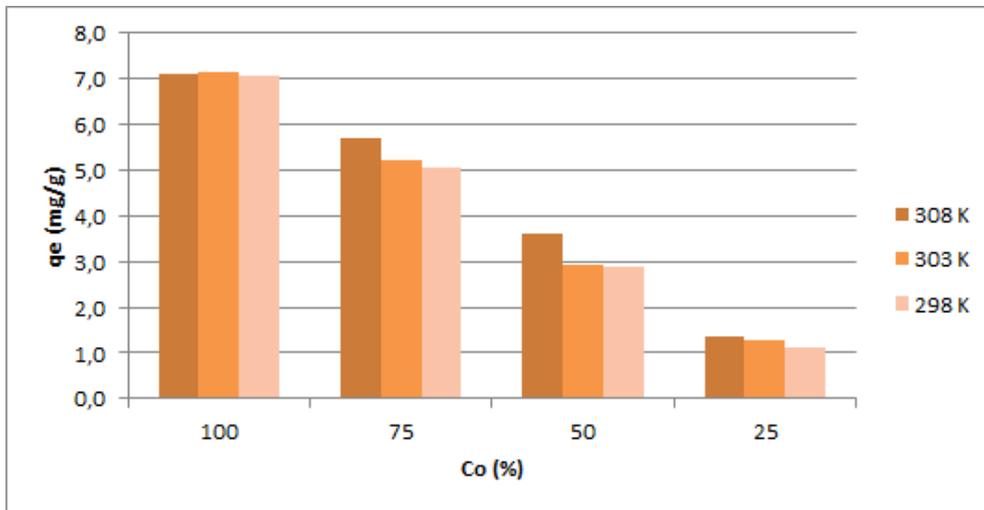


Figura 12 – Efeito da temperatura na capacidade de adsorção(q_e). Fonte: Elaborado pela autora (2019)

A quantidade de íons adsorvidos na superfície decresce com o aumento da temperatura, esse comportamento está relacionado em geral, aos processos de exotérmicos. Com a redução da concentração inicial (C_0) a capacidade de adsorção do geopolímero também foi reduzida, este fato pode estar relacionado a polaridade do adsorvente e a adição de água destilada para a diluição. Como predomina a presença de sílica e alumina no adsorvente, dois elementos polares, ele é considerado hidrofílico e tende a interagir com as moléculas de água em vez dos íons Fe.

A análise das isotermas foi realizada com base nos estudos de Langmuir e Freundlich e suas Equações 9, 10 e 11, 12. A partir delas foi possível construir os gráficos da Figura 13.

O comportamento das Isotermas de Langmuir e Freundlich, bem como seus coeficientes de correlação (R^2) são apresentados na Figura 13. É possível determinar que

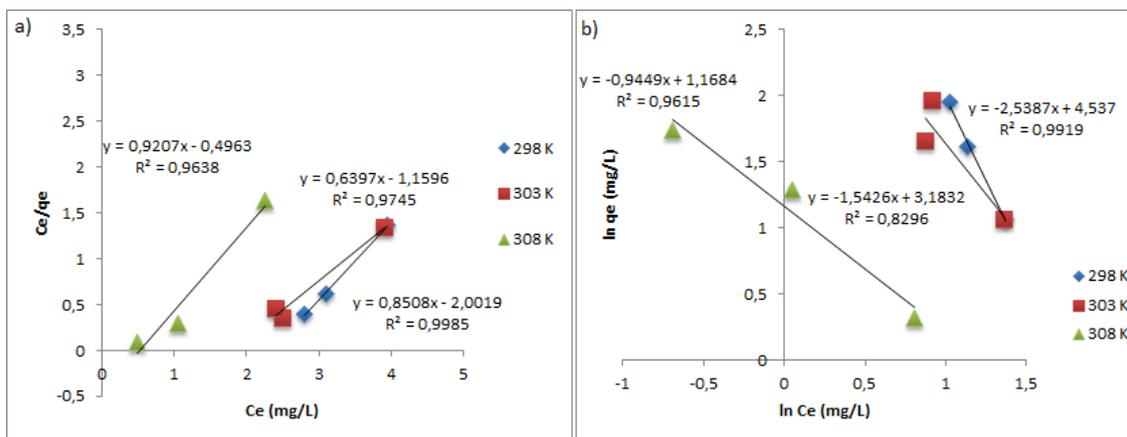


Figura 13 – Isotermas de adsorção. a)Langmuir. b)Freundlich. Fonte: Elaborado pela autora (2019)

a isoterma que mostra melhor ajuste para descrever a adsorção de Fe, no geopolímero de CCA, é a de Langmuir, os valores de R^2 estão mais próximos da unidade dos que os encontrados na Isoterma de Freundlich. O modelo de Langmuir sugere que a adsorção ocorre em uma superfície homogênea, formando monocamada, sem interação entre espécies adsorvidas (KARA; YILMAZER; AKAR, 2017).

A partir da isoterma de Langmuir, das equações 13, 14 e 15 e posterior análise do gráfico $\ln K_d$ versus $1/T$ representado na Figura 14, os parâmetros termodinâmicos, ΔG , ΔH e ΔS puderam ser calculados. Eles estão representados na Tabela 3.

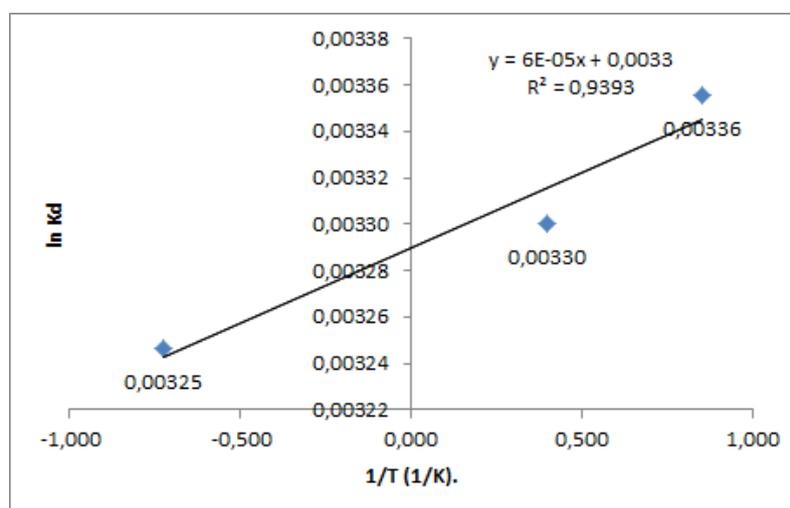


Figura 14 – Gráfico $\ln K_d$ versus $1/T$. Fonte: Elaborado pela autora (2019)

Valores negativos para ΔG acompanhados de valores positivos para ΔS indicam que o processo de adsorção é espontâneo. O valor de ΔG é negativo para 298K e 303K, deixando de ser para a temperatura de 308K, possivelmente o processo passa a ser não-espontâneo. O valor negativo de ΔH indica que o fenômeno de adsorção é exotérmico,

Tabela 3 – Parâmetros termodinâmicos da adsorção de Fe.

T(K)	ΔG (J/mol)	ΔH (J/mol)	ΔS (J/mol.K)
298	-2117,64		
303	-1002,53	-0,0005	0,0004
308	1864,99		

Fonte: Autora, 2019.

isso vem de encontro com os outros parâmetros identificados anteriormente (SAHA; CHOWDHURY, 2011).

5 Conclusão

A remoção de Fe de água impactada com a drenagem ácida de mina, através do processo de adsorção, utilizando um geopolímero constituído de resíduo cerâmico e CCA, foi investigada sob diversas condições. A condição mais favorável, considerando o aspecto econômico, para uma escala piloto, foi de 92,76% de remoção percentual com dose de adsorvente de 4,0g/L e tempo de contato de 20 minutos à temperatura de 25°C. O valor de pH foi elevado de 3,1 para 10,2. Os estudos cinéticos mostraram coeficiente de correlação mais próximo da unidade para o modelo cinético de pseudosegunda ordem, indicando que o processo ocorre por quimiossorção. O efeito da temperatura na capacidade de adsorção foi estudado e os resultados mostraram que houve um leve aumento, quando se aumentava a temperatura para uma mesma concentração inicial. E com o decréscimo da concentração inicial a capacidade de adsorção também foi reduzida. Os dados de adsorção de equilíbrio foram adequadamente representados pela isoterma de adsorção de Langmuir, indicando uma adsorção em monocamada. Os resultados obtidos no presente estudo, indicam que o adsorvente, com base em resíduos cerâmicos e CCA, tem boas perspectivas para a remoção de Fe de água de DAM.

6 Agradecimentos

Primeiramente, agradeço à Deus por ser minha base, meu refúgio e a quem pedia força quando me via perdida.

Aos meus pais, Eduardo Wesler e Dilma Luiz Felisberto Wesler, pela força e paciência, e por me proporcionarem essa experiência de vida.

Ao meu irmão, Gustavo Wesler, que se mostrou muito tolerante e paciente em meus momentos difíceis. Ao meu primo e irmão do coração, Arthur de Lima Wesler, que com sua ingenuidade e afeto, me manteve lúcida.

Ao meu namorado, Flavio S. Corrêa, que soube compreender minha ausência e me apoiou nesta jornada.

Agradeço à minha orientadora, Professora Dr^a. Tatiana Gisset Pineda Vásquez, por ser uma mulher inspiradora e determinada, que me apoiou desde o primeiro momento em que lhe procurei para pedir que me orientasse. Me sinto honrada de termos compartilhado esta etapa de minha graduação .

À todos os amigos dentro e fora do campus da Universidade Federal de Santa Catarina que de alguma forma contribuíram em minha jornada acadêmica. Em especial à Jaymara Chagas Tereza, Laís de Oliveira Dalle Mulle e Welinton Barcelos Garcia, que me apoiaram e incentivaram. Obrigado por serem quem são e como são.

Referências

ABO-FARHA, S. et al. Removal of some heavy metal cations by synthetic resin purolite c100. *Journal of hazardous materials*, Elsevier, v. 169, n. 1-3, p. 190–194, 2009. Citado na página 9.

AGROPECUÁRIA, E.-E. de P. Síntese anual da agricultura de santa catarina 2013–2014. *EPAGRI/CEPA, Florianópolis, SC*, 2015. Citado na página 7.

AHMARUZZAMAN, M. Industrial wastes as low-cost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals. *Advances in colloid and interface science*, Elsevier, v. 166, n. 1-2, p. 36–59, 2011. Citado na página 12.

ALI, H. E. B. et al. Performance of passive systems for mine drainage treatment at low temperature and high salinity: A review. *Minerals Engineering*, Elsevier, v. 134, p. 325–344, 2019. Citado na página 4.

AMARAL, J. E. do; KREBS, A. S. J. Drenagem ácida da mineração de carvão e sua interrelação com metais pesados e recarga de aquíferos na bacia carbonífera do estado de santa catarina. *Águas Subterrâneas*, 2010. Citado na página 2.

AMBIENTE, B. M. do Meio Ambiente. Conselho Nacional do M. Resolução n. 357. de 17 de março de 2005. dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>, 2005. Citado na página 5.

ANASTOPOULOS, I.; KYZAS, G. Z. Progress in batch biosorption of heavy metals onto algae. *Journal of Molecular Liquids*, Elsevier, v. 209, p. 77–86, 2015. Citado na página 9.

ARAÚJO, A. B. C. et al. Remoção de compostos ácidos do petróleo em diferentes tipos de carvão ativado. Universidade Federal de Goiás, 2016. Citado na página 20.

- ARAÚJO, A. D. et al. Avaliação geoquímica ambiental do garimpo areinha: Estudo da concentração e distribuição de metais pesados nos sedimentos e os danos à saúde humana. *Hygeia*, v. 13, n. 26, p. 98–113, 2017. Citado na página 9.
- AWOYERA, P. O. et al. Characterization of ceramic waste aggregate concrete. *HBRC Journal*, Elsevier, 2016. Citado na página 8.
- AZADI, F.; SAADAT, S.; KARIMI-JASHNI, A. Experimental investigation and modeling of nickel removal from wastewater using modified rice husk in continuous reactor by response surface methodology. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions of Civil Engineering*, Springer, p. 1–9, 2018. Citado na página 10.
- BALINTOVA, M.; PETRILAKOVA, A. Study of ph influence on selective precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Chem Eng Trans*, v. 25, p. 345–350, 2011. Citado na página 9.
- BARBOSA, T. R. et al. Preparation of mesoporous geopolymer using metakaolin and rice husk ash as synthesis precursors and its use as potential adsorbent to remove organic dye from aqueous solutions. *Ceramics International*, Elsevier, v. 44, n. 1, p. 416–423, 2018. Citado na página 3.
- BARROS, A. d. R. B. d. et al. Remoção de íons metálicos em água utilizando diversos adsorventes. Florianópolis, SC, 2001. Citado na página 20.
- BRASIL. Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011. dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do conselho nacional do meio ambiente-conama. *Diário Oficial da União*, 2011. Citado na página 22.
- CARDOSO, R. S. Modelagem matemática da qualidade da água de recursos hídricos impactados pela atividade carbonífera de santa catarina: aplicação na sub-bacia do rio mãe luzia (sc). 2016. Citado na página 5.
- CAROLA, C. R. *Memória e cultura do carvão em Santa Catarina: impactos sociais e ambientais*. [S.l.]: EDUNISC, 2011. Citado na página 2.
- CHITHAMBARAM, S. J.; KUMAR, S.; PRASAD, M. Thermo-mechanical characteristics of geopolymer mortar. *Construction and Building Materials*, Elsevier, v. 213, p. 100–108, 2019. Citado na página 6.
- CIOLA, R. Fundamentos da catálise. In: *Fundamentos da catálise*. [S.l.]: EDUSP/Moderna, 1981. Citado na página 10.
- COELHO, G. F. et al. Uso de técnicas de adsorção utilizando resíduos agroindustriais na remoção de contaminantes em águas. *Journal of Agronomic Sciences, Umuarama*, v. 3, p. 291–317, 2014. Citado na página 14.
- COMRIE, D. C.; KRIVEN, W. M. Composite cold ceramic geopolymer in a refractory application. In: *Advances in Ceramic Matrix Composites IX, Proceedings*. [S.l.: s.n.], 2004. p. 211–225. Citado na página 6.
- CONAMA, R. 430/2011. *Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes*, 2011. Citado 2 vezes nas páginas 4 e 5.

- COSTA, J. M.; RODRIGUEZ, R. P.; SANCINETTI, G. P. Anaerobic batch reactor treating acid mine drainage: Kinetic stability on sulfate and cod removal. *Journal of Water Process Engineering*, Elsevier, v. 31, p. 100825, 2019. Citado na página 4.
- DAVIDOVITS, J. Geopolymers: inorganic polymeric new materials. *Journal of Thermal Analysis and calorimetry*, Akadémiai Kiadó, co-published with Springer Science+ Business Media BV, Formerly Kluwer Academic Publishers BV, v. 37, n. 8, p. 1633–1656, 1991. Citado na página 6.
- DELLA, V. P.; KUHN, I.; HOTZA, D. Caracterização de cinza de casca de arroz para uso como matéria-prima na fabricação de refratários de sílica. *Química nova*, SciELO Brasil, v. 24, n. 6, p. 778–782, 2001. Citado na página 8.
- EIFERT, E. d. C. Secagem, armazenamento e beneficiamento. In: IN: BARRIGOSI, JAF (ED.). RECOMENDAÇÕES TÉCNICAS PARA A CULTURA DE ARROZ *Embrapa Arroz e Feijão-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. [S.l.], 2009. Citado na página 7.
- FENG, D.; DEVENTER, J. V.; ALDRICH, C. Removal of pollutants from acid mine wastewater using metallurgical by-product slags. *Separation and purification technology*, Elsevier, v. 40, n. 1, p. 61–67, 2004. Citado na página 5.
- FERNANDES, I. J. et al. Caracterização do resíduo industrial casca de arroz com vistas a sua utilização como biomassa. In: *Forum Internacional de Resíduos Sólidos-Anais*. [S.l.: s.n.], 2015. Citado na página 7.
- FERRO, J. K. C. Production of geopolymer from industrial wastes. *61 Congresso Brasileiro de Cerâmica (61 CBC)*, 2017. Citado 2 vezes nas páginas 7 e 8.
- FERRO, J. K. C. Indigo carmine removed using geopolymers from rice husk ash as adsorbent. *TCC (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina. Campus Araranguá. Engenharia de Energia.*, 2018. Citado na página 23.
- FOOD, F. *Agricultural Organization of the United Nation. 2014. FAO Statistical Database*. 2017. Citado na página 7.
- FRANCO, A. C. V.; MARIMON, M. P. C. Tecnologias de recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão e usos futuros do solo. *Trabalho de Conclusão de Curso, CCE/FAED, Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil*, 2008. Citado na página 4.
- FUNGARO, D. A.; CIZIDORO, J. de. Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão. *Química Nova*, SciELO Brasil, v. 29, n. 4, p. 735, 2006. Citado na página 4.
- FURLAN, F. L. et al. *Uso de subprodutos de milho, soja e trigo como adsorvente de ferro e manganês em sistema aquoso*. Dissertação (Mestrado) — Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017. Citado na página 22.
- GALHARDI, J. A.; SOLDERA, B. C. Efeitos da drenagem ácida de mina sobre a qualidade das águas subterrâneas: preceitos legais e técnicos. *Holos Environment*, v. 18, n. 1, p. 87–109, 2018. Citado na página 3.

GENTY, T. et al. Passive biochemical treatment of ferriferous mine drainage: Lorraine mine site, northern quebec, canada. In: *Proc. of the International Mine Water Association (IMWA) Annual Conference: Mining meets Water-Conflicts and Solutions, Leipzig, Germany, July*. [S.l.: s.n.], 2016. p. 11–15. Citado na página 2.

HO, Y.-S.; MCKAY, G. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process biochemistry*, Elsevier, v. 34, n. 5, p. 451–465, 1999. Citado na página 11.

ISAIA, G. C. et al. Viabilidade do emprego de cinza de casca de arroz natural em concreto estrutural (parte ii): durabilidade. *Ambiente Construído*, v. 17, n. 2, p. 233–252, 2017. Citado na página 7.

JAVADIAN, H. et al. Study of the adsorption of cd (ii) from aqueous solution using zeolite-based geopolymer, synthesized from coal fly ash; kinetic, isotherm and thermodynamic studies. *Arabian Journal of Chemistry*, Elsevier, v. 8, n. 6, p. 837–849, 2015. Citado 6 vezes nas páginas 2, 6, 11, 12, 13 e 19.

JEREMIAS, T. C. Estudo do potencial de biossorventes de baixo custo para remediação de águas fluviais contaminadas com drenagem ácida de mina (dam) visando seu reuso secundario nao potavel. *Dissertação de mestrado, PPGES - UFSC.*, 2019. Citado 5 vezes nas páginas 5, 10, 12, 21 e 22.

JOHARI, K. et al. Utilization of coconut milk processing waste as a low-cost mercury sorbent. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, ACS Publications, v. 52, n. 44, p. 15648–15657, 2013. Citado na página 10.

JOHNSON, D. B.; HALLBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*, Elsevier, v. 338, n. 1-2, p. 3–14, 2005. Citado na página 2.

JÚNIOR, A. S. M. et al. Monitoramento da concentração de oxigênio dissolvido (od) em lagoas de estabilização. *INOVAE-Journal of Engineering, Architecture and Technology Innovation (ISSN 2357-7797)*, v. 7, n. 1, p. 128–146, 2019. Citado na página 20.

KARA, Í.; YILMAZER, D.; AKAR, S. T. Metakaolin based geopolymer as an effective adsorbent for adsorption of zinc (ii) and nickel (ii) ions from aqueous solutions. *Applied Clay Science*, Elsevier, v. 139, p. 54–63, 2017. Citado 7 vezes nas páginas 11, 12, 13, 19, 20, 22 e 25.

KATSURAYAMA, A. M.; TANIWAKI, M. H. Fungos e aflatoxinas no arroz: ocorrência e significado na saúde do consumidor. *Braz. J. Food Technol.*, v. 20, n. e2017006, p. 1–12, 2017. Citado na página 8.

KREBS, A. S. J. et al. Contribuição ao conhecimento dos recursos hídricos subterrâneos da bacia hidrográfica do rio araranguá, sc. Florianópolis, SC, 2004. Citado na página 2.

LAY-EKUAKILLE, A. et al. Effluents, surface and subterranean waters monitoring: Review and advances. *Measurement*, Elsevier, 2019. Citado na página 5.

LIU, Y. et al. A comparative study on fly ash, geopolymer and faujasite block for pb removal from aqueous solution. *Fuel*, Elsevier, v. 185, p. 181–189, 2016. Citado 2 vezes nas páginas 14 e 15.

- MACINGOVA, E.; LUPTAKOVA, A. Recovery of metals from acid mine drainage. *Chemical Engineering*, 2012. Citado na página 9.
- MALEKI, A. et al. Adsorbent materials based on a geopolymer paste for dye removal from aqueous solutions. *Arabian Journal of Chemistry*, Elsevier, 2018. Citado 3 vezes nas páginas 9, 10 e 19.
- MELLO, J. W. de; DUARTE, H. A.; LADEIRA, A. C. Q. Origem e controle do fenômeno drenagem ácida de mina. *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola*, v. 8, p. 24–29, 2014. Citado na página 4.
- MUTAMIM, N. S. A. et al. Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. *Desalination*, Elsevier, v. 305, p. 1–11, 2012. Citado na página 9.
- NOVAIS, R. M. et al. Novel porous fly-ash containing geopolymer monoliths for lead adsorption from wastewaters. *Journal of hazardous materials*, Elsevier, v. 318, p. 631–640, 2016. Citado na página 2.
- NOVAIS, R. M. et al. Synthesis of porous biomass fly ash-based geopolymer spheres for efficient removal of methylene blue from wastewaters. *Journal of Cleaner Production*, Elsevier, v. 207, p. 350–362, 2019. Citado na página 6.
- OLIVEIRA, A. P. N. d.; HOTZA, D. *Tecnologia de fabricação de revestimentos cerâmicos*. [S.l.]: Editora da UFSC, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 8 e 9.
- PARK, I. et al. A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. *Chemosphere*, Elsevier, 2018. Citado na página 4.
- PEREIRA, I. G. et al. Cinza de casca de arroz: uma adição sustentável. 2008. Citado na página 8.
- PIRATOBA, A. R. A. et al. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de barcarena, pa, brasil. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Universidade de Taubaté, v. 12, n. 3, p. 435–456, 2017. Citado na página 19.
- POUEY, M. T. F. Beneficiamentos da cinza de casca de arroz residual com vistas à produção de cimento composto e/ou pozolânico. 2006. Citado na página 8.
- RASAKI, S. A. et al. Geopolymer for use in heavy metals adsorption, and advanced oxidative processes: A critical review. *Journal of cleaner production*, Elsevier, 2018. Citado 3 vezes nas páginas 3, 5 e 6.
- RICCI, B. C. et al. Integration of nanofiltration and reverse osmosis for metal separation and sulfuric acid recovery from gold mining effluent. *Separation and purification technology*, Elsevier, v. 154, p. 11–21, 2015. Citado na página 4.
- ROCHA-NICOLEITE, E. et al. Mata ciliar: implicações técnicas sobre a restauração após mineração de carvão. *Criciúma: SATC*, p. 45–57, 2013. Citado na página 2.
- ROISENBERG, C. et al. Tracing the origin and evolution of geochemical characteristics of waters from the candiota coal mine area (southern brazil): part i. *Mine Water and the Environment*, Springer, v. 35, n. 1, p. 29–43, 2016. Citado na página 3.

ROSSI, C. T. et al. Resíduos cerâmicos incorporados na composição de concretos e argamassas como material pozolânico. *REVISTA GESTÃO E DESENVOLVIMENTO EM CONTEXTO*, v. 5, n. 1, p. 53–56, 2017. Citado na página 8.

SAHA, P.; CHOWDHURY, S. Insight into adsorption thermodynamics. In: *Thermodynamics*. [S.l.]: InTechOpen, 2011. Citado na página 26.

SANTANA, P. M. A. d. et al. Uso da moringa oleífera lam. como biossorvente do cádmio em águas. Universidade Católica de Pernambuco, 2017. Citado na página 10.

SARKAR, C.; BASU, J. K.; SAMANTA, A. N. Removal of ni^{2+} ion from waste water by geopolymeric adsorbent derived from Id slag. *Journal of water process engineering*, Elsevier, v. 17, p. 237–244, 2017. Citado 2 vezes nas páginas 12 e 14.

SILVEIRA, A. N. da; SILVA, R.; RUBIO, J. Treatment of acid mine drainage (amd) in south brazil: comparative active processes and water reuse. *International Journal of Mineral Processing*, Elsevier, v. 93, n. 2, p. 103–109, 2009. Citado na página 2.

SIYAL, A. A. et al. Geopolymerization kinetics of fly ash based geopolymers using jmak model. *Ceramics International*, Elsevier, v. 42, n. 14, p. 15575–15584, 2016. Citado 2 vezes nas páginas 6 e 9.

SIYAL, A. A. et al. A review on geopolymers as emerging materials for the adsorption of heavy metals and dyes. *Journal of environmental management*, Elsevier, 2018. Citado 3 vezes nas páginas 6, 11 e 14.

SKOUSEN, J. A methodology for geologic testing for land disturbance: Acid-base accounting for surface mines. *Geoderma*, Elsevier, v. 308, p. 302–311, 2017. Citado na página 3.

SOARES, P. G.; CASTILHOS, Z. C. Recuperação de áreas degradadas pela mineração no brasil. 2015. Citado na página 3.

SOARES, P. S. M.; SANTOS, M. D. C. d.; POSSA, M. V. *Carvão brasileiro: tecnologia e meio ambiente*. [S.l.]: CETEM/MCT, 2008. Citado na página 2.

SOARES, R. Adsorção em carbono ativado do ouro contido em lixívias de tiocianato. Dissertação de Mestrado, DCMM, PUC, RJ, 1996. Citado na página 11.

VITAL, B. et al. Treatment of acid mine drainage by forward osmosis: Heavy metal rejection and reverse flux of draw solution constituents. *Chemical Engineering Journal*, Elsevier, v. 332, p. 85–91, 2018. Citado na página 4.

WEBER, W. J.; MORRIS, J. C. Kinetics of adsorption on carbon from solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, ASCE, v. 89, n. 2, p. 31–60, 1963. Citado na página 11.

WEILER, J.; FILHO, J. R. d. A.; SCHNEIDER, I. A. H. Processamento de rejeito de carvão visando a redução de custos no tratamento da drenagem ácida de minas: estudo de caso na região carbonífera de santa catarina. *Engenharia sanitária e ambiental: órgão oficial de informação técnica da ABES. Rio de Janeiro. vol. 21, n. 2 (abr./jun. 2016)*, p. 337-345, 2016. Citado na página 22.

WORCH, E. *Adsorption technology in water treatment: fundamentals, processes, and modeling*. [S.l.]: Walter de Gruyter, 2012. Citado na página 10.

YOUNGER, P. L. et al. Passive treatment of acidic mine waters in subsurface-flow systems: exploring raps and permeable reactive barriers. *Land Contamination and Reclamation*, v. 11, n. 2, p. 127–135, 2003. Citado na página 2.

ZHENG, W. et al. Adsorption of cd (ii) and cu (ii) from aqueous solution by carbonate hydroxylapatite derived from eggshell waste. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, v. 147, n. 1-2, p. 534–539, 2007. Citado na página 10.

POTENCIAL EVALUATION OF GEOPOLYMER BASED ON RICE HUSK ASH FOR IRON ADSORPTION OF ACID MINE DRAINAGE WATER

Sabrina Wesler *

2019

Abstract

The presence of Acid Mine Drainage (AMD) in the rivers of the South region of Santa Catarina, Brazil, is one of the worst environmental problems. In search of a methodology that improved acidity and iron levels efficiently with low cost, a geopolymer adsorbent of ceramic residue and rice husk ash (RHA) was developed. The objective of this research is to evaluate the geopolymer's efficiency in the removal of Fe ions from water with DAM and improvement in pH, that enables non-potable reuse. Aspects of adsorbent dosage, different temperature and initial concentrations were evaluated, as well as how the process occurs kinetically and thermodynamically. The percent Fe removal was 92.76 %, at 25°C, for a period of 20 min, in a chemisorption reaction, which follows the kinetic model of pseudosecond order. It is possible to conclude that the geopolymer is an efficient alternative of low cost for treatment of water contaminated with DAM.

Key-words: Acide Drainage, Rice Husk Ash, Adsorption, Geopolymer.

*Graduanda do Curso de Engenharia de Energia da Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Araranguá, Rodovia Governador Jorge Lacerda, 3201, Jardim das Avenidas Araranguá, Santa Catarina, Brasil, CEP 88905-355. E-mail: sabrinawesler@hotmail.com