



MARCOLINA ROSA SOUZA ALVES

**BIOCARVÃO DE BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR
ATIVADO COM ÓXIDO DE MAGNÉSIO NA REMOÇÃO DE
FÓSFORO DE DIFERENTES ÁGUAS RESIDUÁRIAS:
AVALIAÇÃO DA MASSA NECESSÁRIA DE SORVENTE**

LAVRAS - MG

2023

MARCOLINA ROSA SOUZA ALVES

**BIOCARVÃO DE BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR ATIVADO COM ÓXIDO DE
MAGNÉSIO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO DE DIFERENTES ÁGUAS
RESIDUÁRIAS: AVALIAÇÃO DA MASSA NECESSÁRIA DE SORVENTE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Federal de Lavras, como parte das
exigências do Curso de Engenharia Ambiental e
Sanitária, para obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

LAVRAS – MG
2023

MARCOLINA ROSA SOUZA ALVES

**BIOCARVÃO DE BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR ATIVADO COM ÓXIDO DE
MAGNÉSIO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO DE DIFERENTES ÁGUAS
RESIDUÁRIAS: AVALIAÇÃO DA MASSA NECESSÁRIA DE SORVENTE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Federal de Lavras, como parte
das exigências do Curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária, para obtenção do título
de Bacharel.

APROVADA em 03 de março de 2023.

Dr. Ronaldo Fia – UFLA

Dr. Mateus Pimentel de Matos – UFLA

Dra. Fátima Resende Luiz Fia – UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia

Orientador

LAVRAS – MG

2023

*A Deus, por me presentear todos os dias com a energia da vida.
Aos meus pais, Maria de Lourdes e Antônio, por todo amor incondicional, apoio e
compreensão. Amo vocês.
Dedico*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela minha vida, e por me dar forças para enfrentar cada dificuldade encontrada ao longo do curso.

À minha família, especialmente aos meus pais Maria de Lourdes e Antônio, e ao meu irmão Daniel, por todo amor e compreensão a minha ausência enquanto eu me dedicava à realização deste momento.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Fia, pela confiança, conhecimentos transmitidos, motivação, paciência e disponibilidade em me orientar neste trabalho e ao longo de toda graduação.

Aos membros que participaram da banca, Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos e Prof. Dra. Fátima Resende Luiz Fia, pela disponibilidade e prontidão em aceitar o convite.

Aos ex-alunos da pós-graduação, Dr. Jacineumo e Me. Ana Carolina, e à futura mestre Laís, por todo ensinamento, troca de ideias e ajuda mútua. Juntos conseguimos alcançar nossos objetivos.

À Universidade Federal de Lavras, e a todos os meus professores, por cada conhecimento compartilhado, em especial aos do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária.

Ao CNPq, FAPEMIG e CAPES pela concessão dos recursos financeiros para desenvolvimento da pesquisa.

Aos amigos (as) Carol Ribeiro, Gabriela Firmino, Wisley, Camila, Bruna, Thais e Jaqueline Fagundes, agradeço a amizade e estímulo e por tornar os momentos difíceis mais suportáveis.

À companheira de pesquisa e “*best friend*” Thainara, por todo apoio e conhecimentos compartilhados, agradeço também as longas conversas e o auxílio no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Erick Faustino, pelo carinho, amor, companheirismo e incentivo constante.

A todos que de alguma maneira contribuíram para realização deste trabalho, seja direta ou indiretamente com palavras de incentivo e apoio.

Enfim, meus sinceros agradecimentos!

“A educação tem raízes amargas, mas os seus frutos são doces.”
(Aristóteles)

RESUMO

O processo de urbanização, aliado à necessidade de expansão das atividades econômicas trouxe inúmeros benefícios, como os avanços tecnológicos e a melhoria na qualidade de vida. Contudo, a pressão sobre o meio ambiente cresceu, pois o volume de resíduos gerados aumentou, causando impactos ambientais. Dentre os efluentes gerados, destaca-se o esgoto sanitário e os efluentes agroindustriais, que possuem altas cargas de nutrientes, em especial o P, e, quando manejados e descartados inadequadamente, poluem o ar, o solo e a água. Com isso, torna-se necessário a aplicação de tecnologias como a adsorção em carvão ativado para recuperação de fósforo, uma vez que as reservas de P estão cada vez mais escassas. O objetivo do presente estudo foi analisar o potencial de adsorção de fósforo de dois efluentes, de suinocultura, após digestão anaeróbia, e efluente sanitário bruto, submetidos a diferentes massas de biocarvão de bagaço de cana-de-açúcar ativado quimicamente com óxido de magnésio (MgO). Os efluentes utilizados foram procedentes do Campus da Universidade Federal de Lavras. Após a amostragem, os efluentes foram caracterizados e preservados sob refrigeração. Para os ensaios de adsorção foram adicionadas 0, 0,1, 0,25, 0,5, 0,75 e 1 g de carvão ativado a tubos do tipo falcon contendo 40 mL dos efluentes. Os tubos foram mantidos 24 horas sob agitação. Após esse período, as amostras foram filtradas e analisadas quanto ao fósforo disponível. Nesses testes, foram medidos o pH e temperatura inicial e final dos efluentes. Para o efluente de suínos, antes do teste de adsorção, a amostra passou previamente por diluição (1:100). Para os efluentes de suinocultura e sanitário, as melhores eficiências de remoção de fósforo após a variação da massa do adsorvente foram 99,9 e 98,1%. Em relação à variação das massas (g) do adsorvente, não houve diferença significativa ($p < 0,05$) nos resultados. Portanto, propõe-se a utilização da menor massa de adsorvente (0,10 g), a fim de reduzir os custos com produtos químicos, mantendo a porcentagem de recuperação de fósforo utilizando massas maiores. Por fim, conclui-se que a adsorção de fósforo por carvão ativado com MgO apresentou resultados satisfatórios, indicando a viabilidade dessa tecnologia aplicada a efluentes ricos em nutrientes. No entanto, recomenda-se que seja realizada uma análise de regeneração e reutilização do carvão ativado, a fim de reduzir o custo do processo, e ainda, verificar a aplicabilidade do fosfato adsorvido como fertilizante.

Palavras-chave: Águas Residuais. Adsorção de Fosfato. Tratamento Terciário. Resíduos Agrícolas.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Amostras do afluente sanitário ETE/UFLA (A) e a água residuária de suinocultura (B) utilizados nos ensaios de adsorção de fósforo..... 25
- Figura 2 - Carvão ativado preparado com bagaço de cana-de-açúcar e modificado quimicamente com óxido de magnésio (CA). 26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Rendimento, densidade de partículas, pH e pHPCZ, parâmetros dos modelos de Langmuir e Freundlich para a isoterma de adsorção do azul de metileno, número de iodo (NI) e estimativa da área superficial (AS) do carvão ativado quimicamente com MgO (CA).	27
Tabela 2 - Valores das principais características da ARS e do afluente sanitário ETE/UFLA bruto.	29
Tabela 3 - Eficiência de remoção de fósforo, pH inicial e final dos ensaios com água residuária de suinocultura (ARS) por meio da adição de diferentes massas de carvão ativado quimicamente com óxido de magnésio (CA).	32
Tabela 4 - Eficiência de remoção de fósforo, pH inicial e final dos ensaios com o afluente sanitário (ETE/UFLA) por meio da adição de diferentes massas de carvão ativado com óxido de magnésio (CA).	34

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al^{3+}	Íon Alumínio
APHA	American Public Health Association
ARS	Água Residuária de Suinocultura
AS	Área Superficial
AWWA	American Water Works Association
CA	Carvão Ativado
Ca^{2+}	Íon Cálcio
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DZO	Departamento de Zootecnia
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe^{2+}	Ferro Orgânico
$H_2PO_4^-$	Dihidrogenofosfato
H_3PO_4	Ácido Fosfórico
HPO_4^{2-}	Ácido Fosforoso.
HPO_4^{2-}	Hidrogenofosfato
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
KF	Constante de Freundlich, que indica a capacidade de sorção
KL	Constante relacionada a energia de ligação entre o soluto e a superfície adsorvente
Mg^{2+}	Magnésio
MgO	Óxido de Magnésio
n	Constante de Freundlich, que indica a eficiência do processo de sorção
N	Nitrogênio
NH_4^+	Íon Amônio
NI	Número de Iodo
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
pH_{PCZ}	Potencial Hidrogeniônico do ponto de carga zero

PIB	Produto Interno Bruto
qm	Capacidade máxima de adsorção
R ²	Coefficiente de determinação
RNA	Ácido Ribonucleico
SACs	Sistemas Alagados Construídos
SD	Sólidos Dissolvidos
SPACs	Sistema de Produção de Animais Confinados
SS	Sólidos Suspensos
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UFLA	Universidade Federal de LavrasUV/VIS Ultravioleta/Visível
WEF	World Economic Fórum

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	OBJETIVO.....	14
3	REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1	Economia, sociedade e meio ambiente.....	15
3.2	Impactos ambientais causados pela disposição de efluentes sem tratamento	17
3.3	Fósforo no meio ambiente.....	18
3.4	Processos de remoção de fósforo	20
3.4.1	Remoção biológica.....	20
3.4.2	Métodos de remoção físico-químicos	21
4	MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1	Localização da pesquisa e amostragem	24
4.2	Obtenção, preparo e caracterização das amostras.....	24
4.3	Carvão Ativado	25
4.4	Ensaio de sorção de fósforo	27
4.5	Análises estatísticas	28
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
5.1	Caracterização do afluente sanitário e da água residuária de suinoculturagerados na Universidade Federal de Lavras.....	29
5.2	Adsorção de fósforo a partir dos efluentes	32
6	CONCLUSÃO.....	37
	REFERÊNCIAS.....	38

1 INTRODUÇÃO

O crescimento da população mundial e o desenvolvimento fruto da modernização trouxeram inúmeros benefícios, como os avanços tecnológicos, econômicos e a melhoria na qualidade de vida. No entanto, o processo de urbanização vivenciado ocasiona uma série de questões, dentre elas, uma demanda cada vez maior por alimentos. Portanto, para atender às necessidades dessa população em termos de segurança alimentar, é necessário o aumento substancial das atividades agrícolas, agropecuárias e industriais.

Como resultado, a expansão das atividades econômicas e a ocupação de grandes centros urbanos acarretam na geração de maior volume de efluentes sanitários e agroindustriais, o que acaba por agravar a degradação ambiental. Neste contexto, destaca-se a atividade suinícola, responsável pelas crescentes exportações de proteína animal e relevante no desenvolvimento social e econômico do país, que vem expandindo o setor e implementando tecnologias inovadoras em seu método de produção. O Sistema de Produção de Animais Confinados (SPACs) utiliza moderna tecnologia de produção, visando maior produtividade e redução dos custos. Contudo, a intensificação desse sistema de confinamento de animais em pequenas áreas resulta em grandes volumes de efluentes gerados, causando problemas ambientais relacionados à entrada de poluentes no meio ambiente.

As águas residuárias oriundas da produção de suínos apresentam elevadas cargas orgânicas, nutrientes, especialmente o fósforo e nitrogênio, sólidos suspensos, óleos e graxas e outros compostos nutritivos, sendo consideradas potencialmente poluidoras e de difícil processamento. Por outro lado, os efluentes sanitários provenientes de residências, indústrias, salas comerciais e outras edificações possuem menores concentrações de matéria orgânica e nutrientes, porém são produzidos em volumes muito maiores quando comparado ao efluente de suinocultura. Contudo, o manejo e o descarte indevidos destes efluentes são o principal motivo do estresse ambiental, pois muitas vezes os efluentes gerados são eliminados sem passar por todas as etapas de tratamento necessárias, que acabam por poluir o ar, solo e a água.

Embora o fósforo seja um elemento essencial para o crescimento das plantas, a entrada excessiva deste nutriente no meio ambiente, pode causar alterações ambientais, pois se não manejado corretamente, o fósforo pode ser carregado para os corpos hídricos. Além de apresentar-se em elevadas concentrações em efluentes, a alta solubilidade em água pode agravar ainda mais os problemas ambientais, ocasionando um fenômeno chamado eutrofização, causado pelo excesso de nutrientes em corpos receptores, e que pode ter como consequência o crescimento excessivo de algas e a floração de cianobactérias, o que resulta em desequilíbrio no

ecossistema aquático, inviabilizando a utilização da água para o consumo, levando à morte alguns organismos, gerando também acumulação de sedimentos e perda da biodiversidade (ZHU et al., 2021).

Diante disso, nos últimos anos, pesquisas destinadas a remover fósforo em águas residuárias têm sido amplamente desenvolvidas, visto que os processos de tratamento convencionais não removem satisfatoriamente os nutrientes. Nesse aspecto, ressalta-se o método de adsorção de fósforo por carvão ativado, considerado eficiente, de baixo custo e fácil operação (XING et al., 2017). Além de apresentar remoção efetiva de diversos poluentes, os adsorventes utilizados no processo podem ser provenientes de variados materiais, como, por exemplo, os resíduos orgânicos agrícolas. Dentre eles, materiais com alta composição de carbono, como o bagaço de cana-de açúcar, gerados em grande quantidade na produção sucroalcooleira, são reaproveitados na produção de carvão ativado. Esses adsorventes possuem alguns atributos físicos importantes na capacidade de adsorção de fósforo, como a área superficial. Dessa forma, a produção de carvão envolve o processo de impregnação de íons metálicos na matéria-prima carbonácea, tendo como intuito aumentar a área superficial, e conseqüentemente, melhorar a eficiência de remoção.

Ainda como vantagens da técnica, destaca-se a possibilidade de dessorção do adsorvato, que favorece a reciclagem do nutriente fósforo, uma vez que ele é um recurso finito e cada vez mais escasso na natureza. Ademais, os materiais recuperados, constituídos por fósforo, podem ser utilizados na produção de fertilizantes fosfatados.

2 OBJETIVO

O objetivo do presente trabalho foi avaliar o potencial de adsorção de fósforo de dois efluentes, água residuária de suinocultura e esgoto sanitário, por meio da adição de diferentes massas de carvão ativado quimicamente com óxido de magnésio (MgO) produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Economia, sociedade e meio ambiente

Em meados do século XX, depois da Segunda Guerra Mundial, a população do mundo cresceu 3,9 vezes e o Produto interno Bruto - PIB aumentou 18,9 vezes. Mas nem sempre foi assim. No passado, antes da revolução industrial, a economia global e a população cresciam lentamente. A expansão global deu-se por meio de alguns aspectos cruciais, como elevada disponibilidade de recursos naturais e o aumento da utilização de combustíveis fósseis no setor energético, condições ambientais favoráveis, incluindo a estabilidade climática, aumento da expectativa de vida, urbanização, avanços tecnológicos e adoção de produção em massa, bem como o incentivo à educação, saúde e políticas sociais (MARTINE; ALVES, 2015).

No entanto, o acelerado crescimento populacional emanam algumas complicações, que são originárias das condições dos populosos aglomerados urbanos, ocasionando problemas como a degradação do solo, poluição do ar e da água, condições precárias de moradia, falta de saneamento básico e insegurança alimentar. Nota-se, portanto, que, dentro da tendência de crescimento urbano inevitável, em 2050, cerca de 68% da população mundial viverá nas cidades (UN-HABITAT, 2022). Esse fato evidencia a enorme responsabilidade de políticas públicas e prospectivas de assentamentos urbanos, visto que a falta de infraestrutura e desenvolvimento são fatores que levam aos agravantes típicos de centros urbanos.

Nesse contexto, à medida que se consolidam mundialmente os conceitos ESG (Environmental, social and Governance, em inglês), cresce a percepção sobre a necessidade de promover uma cadeia alimentar suficiente, estável, equitativa e, acima de tudo, sustentável. Hoje, a segurança alimentar é uma questão fundamental para o agronegócio e o comércio competitivo. O agronegócio é um dos setores mais importantes da economia, e, nos últimos anos, alcançou um expressivo crescimento na produção de alimentos, madeira e fibras.

No Brasil, o agronegócio ampliou a sua atuação no comércio mundial, tornando-se um dos maiores exportadores de soja, café, proteína animal, suco de laranja e açúcar (TAMARINDO; PIGATTO, 2021). Dentre as atividades do agronegócio, destaca-se a produção de proteína animal, em especial, a carne suína. Em 2021, foram abatidos um total de 59,7 milhões de suínos, um acréscimo de 7,3% em comparação a 2020 (IBGE, 2021). Além disso, um total de 14,07 milhões de animais foram abatidos no segundo trimestre de 2022, alcançando a série histórica instaurada em 1997 (AGÊNCIA BRASIL, 2022). Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2021), as projeções mostram para o período de 2020/21 a 2030/31 que a produção de carne suína aumentará em 25,8%, ocupando o segundo

lugar no segmento de carnes, quando comparado à carne de frango e à bovina, esse crescimento deve suprir a demanda de exportações e o consumo doméstico estimado para a próxima década.

Nesse cenário, para atender a demanda de exportações e garantir a segurança alimentar, em relação ao consumo de proteína, a suinocultura passou por mudanças nos métodos de produção, principalmente no que diz respeito ao número maior de animais. Dessa forma, o sistema de confinamento intensivo de animais predominantemente utilizado no Brasil veio para contribuir com o desempenho econômico e a logística entre produção e industrialização dos produtos (BONASSA, 2021). No entanto, esse processo de alta produtividade de suínos consome elevado volume de água decorrente da higienização das baias, consumo de água pelos animais, além de fezes e urina, produzindo grande quantidade de águas residuárias. Esses efluentes gerados possuem elevada concentração de carbono e nutrientes, e, se manejados inadequadamente, podem contaminar o solo e a água, causando alterações ambientais.

Analogamente, a expansão generalizada da população em áreas urbanas representa uma preocupação ambiental, pois os grandes centros geram volumes de efluentes que excedem a capacidade de manejo das estações de tratamento existentes. A ausência ou deficiência da infraestrutura de saneamento básico decorrentes de ocupações irregulares resulta em esgotamento de lençóis freáticos, redução da vazão de rios e degradação dos ecossistemas aquáticos.

Todo efluente, para que seja considerado ambientalmente adequado para disposição no ambiente, deve atender às exigências das legislações vigentes. No Brasil, o efluente deve ser submetido a sucessivas etapas de tratamento, quais sejam: (i) preliminar (remoção de sólidos grossos e areia), (ii) primário (remoção de sólidos em suspensão), (iii) secundário (extração de matéria orgânica), e, se necessário, (iv) terciário, que inclui a remoção da matéria orgânica remanescente, organismos patogênicos e nutrientes.

No entanto, é importante o conhecimento da composição do efluente a ser tratado e determinar o tipo de tratamento a ser empregado, visto que os processos convencionais utilizados não apresentam resultados satisfatórios na remoção de nutrientes devido às elevadas cargas presentes nas águas residuárias (SANTOS, 2011). Portanto, tornam-se indispensáveis o uso de tecnologias recém desenvolvidas na recuperação nutrientes, especificamente fósforo (P) a partir de efluentes líquidos e, assim, assegurar seu descarte adequado ao ambiente com as características sanitárias ideais.

3.2 Impactos ambientais causados pela disposição de efluentes sem tratamento

Embora o planeta terra seja abundante em água, apenas uma pequena fração é água doce, disponível para consumo humano, e, por se tratar de um recurso esgotável, é uma riqueza que precisa ser preservada. Entretanto, com as tendências atuais, as preocupações ambientais são inúmeras. O crescente aumento da população, associado à industrialização, aumento das atividades agrícolas e a maior demanda por recursos naturais são responsáveis por inúmeros impactos ambientais nos ecossistemas, principalmente no meio aquático. Entre os problemas ambientais, destaca-se o gerenciamento adequado de grandes volumes de efluentes domésticos, industriais e agroindustriais (DE OLIVEIRA; MARINS, 2011)

Conforme mencionado na seção anterior, as atividades agroindustriais, principalmente a suinocultura, geram grandes volumes de resíduos. Geralmente, as águas residuárias decorrentes das atividades suínícolas contêm altas concentrações de nutrientes devido à dieta dos animais à base de grãos e suplementos minerais, como cálcio, fósforo, ferro, zinco, selênio e manganês (CERON et al., 2021). No entanto, a digestão em suínos muitas vezes é considerada ineficiente, e isso pode levar à liberação frações consideráveis de nutrientes no ambiente, como o fósforo, que muitas vezes são fornecidos em abundância na nutrição animal (ZHANG et al., 2018). Segundo Dourmad, Garcia-Launay e Narcy (2013) aproximadamente 70% do fósforo ingerido é excretado nas fezes e urina.

Por outro lado, os efluentes domésticos e sanitários, que ocorrem em maiores volumes, apresentam cargas poluidoras em porções diferentes em relação aos agroindustriais, sendo que a maior fração desses esgotos é matéria orgânica resultante das necessidades sanitárias e fisiológicas de animais e humanos, resíduos de processos industriais e águas de infiltração (ABNT, 1986). Esses efluentes são compostos por água de banho, urina, fezes, sobras de comida, detergentes, resíduos químicos e águas de lavagem.

No que diz respeito ao lançamento de efluentes, a disposição *in natura* em corpos hídricos resulta em diversos problemas socioambientais e impactos significativos no meio ambiente como um todo.

A matéria orgânica é a principal causa de problemas relacionados à poluição dos corpos hídricos devido ao consumo de oxigênio dissolvido por bactérias aeróbias heterotróficas que estabilizam a matéria orgânica (VON SPERLING, 2014). Quando a carga orgânica dos esgotos descartados excede a capacidade de autodepuração dos corpos d'água, o oxigênio presente no meio é reduzido, levando a problemas estéticos, liberação de odores e morte de organismos aquáticos, especialmente os peixes, visto que a maioria das espécies não resiste a concentrações

de oxigênio dissolvido inferiores a $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ (USEPA, 1986). Além de degradar a qualidade da água, ficando essa restrita ao consumo humano, e, se utilizada, pode causar problemas de saúde pública, como doenças e redução da qualidade de vida (SILVA; OLIVEIRA; LOPES, 2019).

Em relação ao fósforo, quando o excesso do nutriente chega aos corpos d'água seja por meio de lixiviação, percolação e/ou disposição direta, eles podem causar a eutrofização, caracterizada pelo aumento na concentração de nutrientes na água, especialmente nitrogênio e fósforo, e a consequente proliferação de fitoplâncton e, nos casos mais graves, também inclui o crescimento de algas verde-azuladas, ou seja, cianobactérias (YUAN et al., 2018). Esse processo ocorre de forma natural em lagos envelhecidos, pois com o passar dos anos esses foram preenchidos com sedimentos (CHISLOCK et al., 2013). No entanto, os aportes antropogênicos provenientes de fontes difusas, como escoamento da agricultura, e fontes pontuais, como despejos domésticos e industriais impulsionam a eutrofização, o crescimento de algas, e quando da morte destas causam um meio anóxico nos ecossistemas aquáticos (CHISLOCK et al., 2013; KHAN; MOHAMMAD., 2014).

Em um ambiente eutrófico, rico em fósforo, o excesso de plantas e algas pode impedir a penetração da luz solar, comprometendo a fotossíntese nas camadas mais profundas, que pode resultar em queda de oxigênio dissolvido na água, reduzindo as condições de vida aeróbia no meio. Deste modo, o processo da eutrofização leva à deterioração da qualidade das águas superficiais, restringindo seu uso para consumo humano, atividades recreativas, pesca, diminuindo o valor estético (CALLISTO; MOLOZZI; BARBOSA., 2014), e prejudicando a passagem de embarcações e desempenho de turbinas em usinas hidrelétricas (CHISLOCK et al., 2013). Além disso, as cianobactérias em maior quantidade podem liberar toxinas que podem ser fatais para peixes e toda a cadeia trófica, incluindo animais e o homem (MENEGAZ, 2011).

Nesse contexto, para gerir a conservação dos recursos naturais, a prática mais recomendada é o tratamento adequado das águas residuárias antes do lançamento para o corpo d'água receptor, reduzindo assim a entrada excessiva de nutrientes e compostos orgânicos, contribuindo para a redução dos níveis de poluição e, conseqüentemente, na restauração da qualidade da água (LEE et al., 2017).

3.3 Fósforo no meio ambiente

O fósforo é um elemento químico primordial para o desenvolvimento das plantas e organismos vivos, e está presente na estrutura celular e nos processos bioquímicos e fisiológicos. Nas células, o fósforo constitui os ácidos ribonucléicos (DNA e RNA) e, na membrana celular,

compõe os segmentos funcionais das moléculas fosfolipídicas, além de participar do sistema de produção e armazenamento de energia celular nas moléculas de adenosina tri-fosfato (ATP).

No meio ambiente, o elemento pode ser encontrado na forma de fosfatos que compõem cerca de 0,12% da crosta terrestre (RUTTENBERG, 2013), ocupando o 11º elemento mais abundante em rochas vulcânicas e sedimentares (SMIL, 2000). Entre as rochas, a apatita, estrengita e variscita, minerais primários, encontram-se os principais reservatórios do elemento (SHEN et al., 2011). No entanto, devido à carga reativa, o elemento não se encontra livre na natureza. Dessa forma, o intemperismo, que é o processo de transformação das rochas, que resulta na liberação do fósforo para os sedimentos do solo.

No solo, as formas inorgânicas e orgânicas de fósforo são identificadas (SHEN et al., 2011), e possuem pouca mobilidade, permanecendo no local, no qual foi depositado, seja por intemperismo ou fertilização. Na solução do solo, o fósforo inorgânico consta nas estruturas dos minerais fosfatados, e como íons de fosfato, nas formas precipitadas com Al^{3+} , Fe^{2+} e Ca^{2+} e adsorvidas aos óxidos e hidróxidos de Fe e de Al (GATIBONI et al., 2013). As formas orgânicas podem variar em função do pH, onde podem ocorrer formas aniônicas como H_2PO_4 , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} . Em solos mais ácidos, predomina a forma $H_2PO_4^-$ (HAVLIN, 2020), sendo esta a principal absorvida pelas plantas.

Nas plantas, as raízes absorvem o fósforo da solução do solo, e as plantas são consumidas por seres vivos e, depois que esses organismos morrem e se decompõem, o fósforo retorna ao solo por meio da mineralização para ser novamente absorvido pelas plantas (YUAN et al., 2018).

No ambiente aquático, o fósforo presente provém dos processos intemperismo dos minerais e decomposição orgânica. A liberação de fósforo depende da forma como o elemento está distribuído no meio e a sua concentração, além da intensidade dos processos biológicos no campo de interação entre água e sedimento (XIANG; ZHOU, 2011). Além disso, fatores como pH, temperatura e população de bactérias afetam diretamente a disponibilidade de P na coluna d'água (KISAND, 2005).

Contudo, a maior contribuição de fósforo é pela ação antrópica, decorrente do uso de fertilizantes sintéticos nos solos e descarga de efluentes sanitários, industriais e agroindustriais, causando o aporte excessivo nos cursos d'água. O excesso de fósforo em ambientes aquáticos causa um aumento exponencial na população bacteriana e, dependendo das condições ambientais, de algas fotossintéticas, resultando no aumento dos níveis tróficos de rios e lagos.

3.4 Processos de remoção de fósforo

A remoção de fósforo nos processos de tratamento de efluentes tem como objetivo a retirada dos constituintes remanescentes, visando minimizar os impactos negativos que o excesso destes nutrientes pode causar ao corpo receptor. Portanto, os efluentes devidamente tratados podem ser descartados com segurança no meio ambiente.

No entanto, muitas das vezes as estações de tratamento de efluentes são compostas por sistemas convencionais, que envolvem tratamentos preliminar (remoção de sólidos grosseiros e areia), primário (remoção de sólidos em suspensão) e secundário (extração de matéria orgânica). Segundo Von Sperling (2014), embora esses sistemas biológicos de tratamento de efluentes sejam considerados economicamente viáveis e possuam altas taxas de remoção de matéria carbonácea dos efluentes, a remoção de elevadas concentrações de nutrientes nesses processos não é eficiente.

Dessa forma, para que esses efluentes sejam considerados ambientalmente adequados para disposição, inúmeras alternativas de tratamento que resultem na maior recuperação de macronutrientes, em especial, o fósforo, têm sido empregadas, que consistem no método de tratamento terciário. Dentre as alternativas, os processos biológicos e físico-químicos ou a combinação de ambos são convenientes na remoção de fósforo em efluentes.

3.4.1 Remoção biológica

O processo de remoção biológica de fósforo no tratamento de esgoto é uma tecnologia amplamente utilizada em estações de tratamento, desenvolvida há mais de 20 anos. A remoção de nutrientes por tratamento biológico se fundamenta na capacidade de determinadas bactérias heterotróficas armazenarem fosfato solubilizado intracelularmente na forma de polifosfato, além de suas necessidades de crescimento, se houver condições anaeróbias e aeróbias/anóxicas, que garantem a recirculação de lodo ativado, consideradas ótimas para o desenvolvimento e reações metabólicas (WANG et al., 2008). Neste processo, o fósforo absorvido por organismos acumuladores de polifosfatos (PAOs) na biomassa é removido do sistema de tratamento quando a biomassa é retirada a partir do descarte do lodo (METCALF; EDDY, 2016).

Apesar de serem considerados viáveis em termos de remoção de fósforo, pois é uma tecnologia de baixo custo e não requer uso de coagulantes, ao longo dos anos, os sistemas de lodos ativados passaram por algumas modificações na configuração e no mecanismo, viabilizando melhor desempenho e maiores taxas de remoção. Segundo Metcalf & Eddy (2016), com as melhorias na configuração dos sistemas de lodos ativados, estes podem atingir mais de 80% de recuperação de fósforo. No entanto, a grande geração de lodo é uma das desvantagens do tratamento.

Uma alternativa biológica responsável pelo polimento de efluentes domésticos, agrícolas e industriais são os chamados *Wetlands*, conhecidos na literatura brasileira como Sistemas Alagados Construídos (SACs) (CAPODAGLIO et al., 2017). Esses sistemas consistem em compartimentos rasos onde são cultivadas plantas aquáticas ou macrófitas em um meio suporte. Basicamente, o sistema solo-planta-microrganismos e radiação solar, através de processos biológicos, físicos e químicos utilizam espécies vegetais adaptadas a ambientes alagados, e a vegetação cultivada atua como extratora de macronutrientes e micronutrientes, além de transportar oxigênio para o substrato, proporcionando os sítios anaeróbios e auxiliando na formação de filtros biológicos ativos que promovem a degradação dos compostos orgânicos (TONETTI et al., 2018).

Com relação aos benefícios da utilização de SACs, destacam-se a baixa necessidade de produtos químicos, a simplicidade de manutenção e operação, boa resistência a variações de cargas e baixo custo (ALBUQUERQUE et al., 2010; VON SPERLING, 2014), além de serem considerados uma espécie de recomposição de habitats de vida selvagem (MONTEIRO, 2009). Como desvantagens, esses sistemas demandam grandes extensões de áreas para implantação.

Os *Wetlands* podem ser configurados em três tipos, de escoamento superficial, subsuperficial (horizontal e vertical) ou híbridos (WANG et al., 2018). A escolha do sistema pode variar em função do efluente a ser tratado, tipo de vegetação e eficiência esperada. Fia et al. (2020), em seu trabalho, empregando *Wetlands* de escoamento subsuperficial horizontal, cultivado capim tifton-85 (*Cynodon ssp*) e taboa (*Typha latifolia*), sob diferentes condições experimentais e cargas de fósforo, relataram remoção de fósforo de 65 e 78% no tratamento de efluentes de suinocultura. Ademais, os sistemas cultivados podem influenciar significativamente a eficiência de remoção de nutrientes em comparação a sistemas não cultivados (DE MENDONÇA; RIBEIRO; NOGUEIRA, 2017).

3.4.2 Métodos de remoção físico-químicos

Os métodos de tratamento físico-químicos para remoção de fósforo são considerados processos avançados suplementares ao tratamento secundário em estações de tratamento de esgoto, que garantem percentuais de remoção de fósforo mais elevados, viabilizando que as águas residuárias sejam descartadas em corpos de água.

Dentre as técnicas existentes, a precipitação química (com sais metálicos ou cal hidratada) e os processos de adsorção têm se mostrado ambientalmente e economicamente atrativos na recuperação de fósforo em águas residuárias, pois esses processos economizam produtos

químicos e produzem menos lodo (HAUDUC et al., 2015). Além disso, os subprodutos oriundos do tratamento podem ser reutilizados como potencial matéria-prima na indústria de fertilizantes.

A precipitação química envolve a adição de íons de magnésio, ferro, alumínio ou cálcio na forma de sulfatos ou cloretos, que reagem com o P dissolvido nas águas e os compostos presentes no meio, formando fosfatos insolúveis na forma de precipitados, que podem ser removidos em decantadores. Essa é considerada uma técnica simples, que pode ser utilizada em várias fases do tratamento, e requer baixo custo de implantação, além de apresentar boa capacidade de remoção de nutrientes (MORSE et al., 1998; JUPP et al., 2021). No entanto, o procedimento apresenta algumas desvantagens, como elevado custo operacional, devido à utilização de produtos químicos, e uma maior geração de lodo, quando comparado à adsorção (ZHANG; LIN; HU, 2018). A adição de compostos de cálcio é realizada com mais frequência, devido ao baixo custo do elemento, disponibilidade e eficácia de remoção de nutrientes.

A recuperação de nutrientes das águas residuárias via precipitação de estruvita, depende preponderantemente da adição de reagentes químicos (CASTRO et al., 2015), em proporção igual entre seus constituintes ($Mg^{2+} / NH_4^+ / PO_4^{3-}$). Contudo, apesar de ser uma técnica eficiente na remoção de fósforo em efluentes, como demonstrado por Ky et al. (2019) que, ao utilizarem águas residuárias de suinocultura, alcançaram a eficiência de remoção de fósforo por precipitação química de 96,2%. Ainda são relatadas desvantagens, como a necessidade de controle de pH, pois a solubilidade diminui à medida que o pH fica mais alto entre 7 e 10, temperatura e taxa de aeração para formação bem-sucedida da estruvita (RAHMAN et al., 2014), além da possível ocorrência de reações químicas concorrentes (CASTRO, 2014).

Outra técnica se dá pela adsorção de fósforo. O processo de adsorção envolve a aderência de uma substância presente na solução aquosa por meio de uma reação em um material sólido chamado adsorvente. Nos últimos anos, a adsorção tem sido empregada para recuperar metais pesados, fármacos, nutrientes e inúmeros poluentes em águas residuárias (BRAUN, 2019). A adsorção é uma técnica promissora para remoção de fósforo devido à eficiência satisfatória mesmo para concentrações muito baixas do elemento (KUMAR et al., 2019).

Contudo, a capacidade de remoção de fósforo depende sobretudo de atributos físico-químicos do adsorvente, como a maior área superficial, grupos funcionais de superfície, além das propriedades da solução, como pH, temperatura, concentração de P e existência outras substâncias interferentes (WENG et al., 2012; ZHU et al., 2012; MIA et al., 2017). Alguns adsorventes inorgânicos e orgânicos têm sido aplicados na remoção de fósforo. Eles variam desde o uso de lodo, minerais e resíduos siderúrgicos (escória, limalha de ferro e sucatas de aço) e

subprodutos, como estruturas orgânicas de alimentos e biomassa de produtos agrícolas (LI et al., 2017; SELNER et al., 2019; ZHANG et al., 2019).

Todavia, os materiais de origem mineral possuem um custo mais elevado e deve ser considerada a sua disponibilidade local. Nesse sentido, materiais com alta composição de carbono são apontados como bons substitutos para a preparação de adsorventes (ABDULSALAM et al., 2019). Entre os adsorventes dessa natureza, o carvão ativado de biomassa vegetal se destaca pela boa capacidade de remoção de fósforo no tratamento de águas residuárias. A produção do carvão ativado envolve a utilização de matéria-prima carbonácea, usualmente materiais orgânicos, por possuírem baixo custo, e estes passam por processo de ativação com íons metálicos a fim de alterar as propriedades na superfície do carvão, atribuindo carga positiva, que resulta na maior eficiência de adsorção de substâncias carregadas negativamente. Alguns materiais utilizados em pesquisas na produção de carvão ativado são cascas da vagem de cacau, bambu, lasca de madeira, carvão, cascas de café e bagaço de cana (CRUZ; PIRILA; ALVARENGA, 2012; ISAHAK et al., 2013; SANTOS et al., 2015; GAO et al., 2017; LI et al., 2017).

O bagaço de cana é um resíduo agrícola gerado em grande quantidade no Brasil devido ao aumento de área de plantio e à industrialização da cana de açúcar, resultantes dos investimentos na produção de açúcar e etanol, tornando o Brasil o maior produtor de cana (MATOS et al., 2022). Embora uma parcela significativa do bagaço produzido seja utilizada para geração de energia elétrica, seus usos vão além disso. Uma alternativa para reaproveitar o bagaço de cana é utilizá-lo como matéria-prima para a produção de carvão ativado, uma vez que os nutrientes adsorvidos nesses carvões podem ser reciclados e utilizados como fertilizantes.

Nesse sentido, a respeito da utilização de resíduos agrícolas como matéria-prima para a produção de carvão ativado, destaca-se que, em estudos de remoção de fósforo em efluentes de suínos, Li et al. (2017), utilizaram bagaço de cana-de-açúcar para produzir biocarvão poroso ativado com MgO. Durante os ensaios, os pesquisadores alcançaram elevado desempenho de adsorção, removendo cerca de 100% de fosfato; o que comprova o grande potencial de utilização do biocarvão para remoção do nutriente e posterior utilização como fertilizante para o solo. Além disso, o biocarvão apresentou boa capacidade de clarificar as águas residuárias, sugerindo a utilização no polimento de efluentes de bovinos e águas superficiais ricas em nutrientes.

A reciclagem de nutrientes proporciona uma agricultura mais sustentável (LIU et al., 2011), além de melhorar a segurança alimentar, decorrente da exaustão das reservas de rochas fosfatadas (TALBOYS et al., 2016), e está alinhada com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização da pesquisa e amostragem

O experimento foi desenvolvido no período de 12 de maio de 2022 a 19 de agosto de 2022 no Laboratório de Tratamento de Águas Residuárias do Departamento de Engenharia Ambiental, no Campus da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, a 21°13'45" latitude sul e 44°58'31" longitude oeste, e a uma altitude média de 920 metros.

Os efluentes utilizados neste estudo foram procedentes de locais diferentes, ambos localizados no Campus da Universidade Federal de Lavras, da estação de Tratamento de Esgoto (ETE/UFLA), e do setor de suinocultura.

O afluente sanitário foi coletado na estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE/UFLA), composta por três estações elevatórias, que recebe esgotos sanitários gerados de ambientes com maior circulação de pessoas, como pavilhões de aula, restaurante universitário, centro de convivência, biblioteca, gabinetes acadêmicos, laboratórios de pesquisa, alojamento estudantil e hospital veterinário. Todavia, os resíduos químicos dos laboratórios de pesquisa são previamente separados e encaminhados para tratamento ao Laboratório de Gestão de Resíduos Químicos da UFLA (LIMA, 2019).

O setor de suinocultura da UFLA, vinculado ao Departamento de Zootecnia (DZO), que utiliza um conjunto de tecnologias e práticas de manejo empregadas nas maiores granjas brasileira de suínos, suportando toda a cadeia produtiva dos animais, desde a reprodução, o crescimento do suíno até a terminação. O espaço é utilizado para a aprendizagem dos estudantes, viabilizando o desenvolvimento das atividades de ensino, pesquisa e extensão universitária.

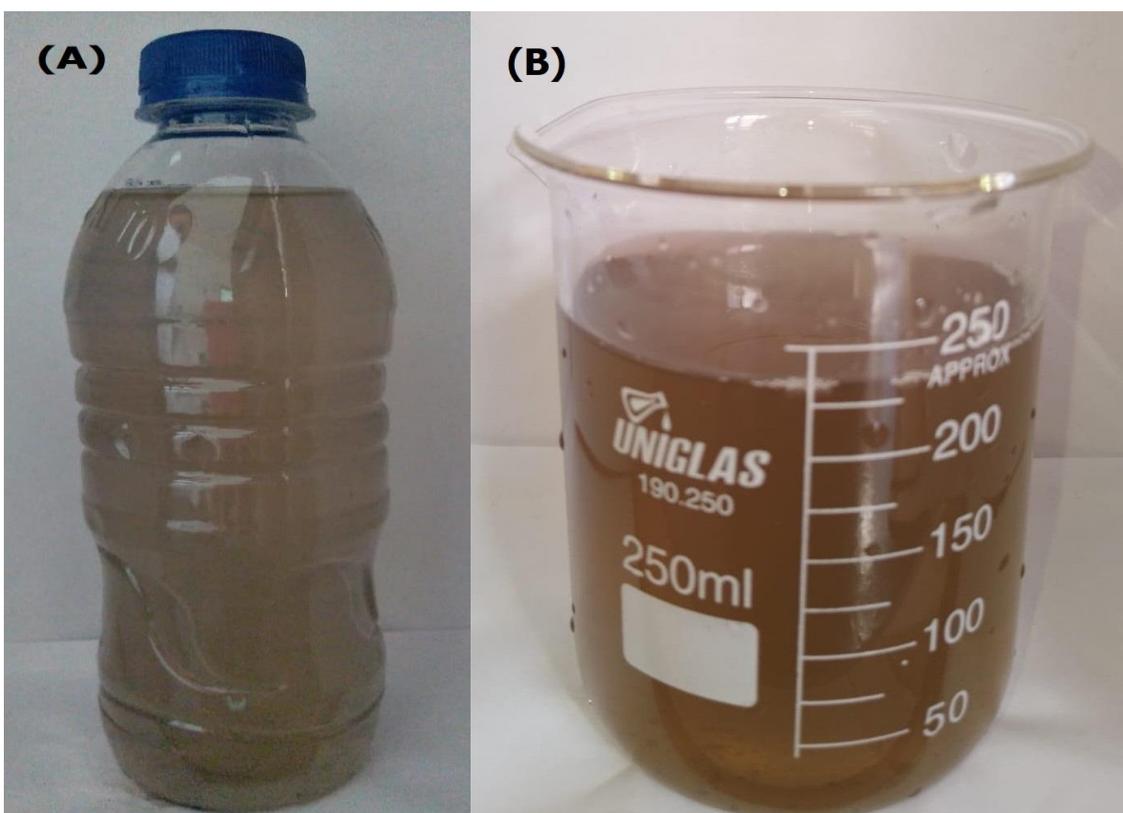
4.2 Obtenção, preparo e caracterização das amostras

O afluente sanitário (ETE/UFLA) foi coletado após passar pelo tratamento preliminar em gradeamento, desarenador e medidor de vazão (Figura 1A). Posteriormente as amostras foram acondicionadas em recipientes previamente esterilizados e mantidas sob refrigeração a temperatura de 4°C.

Devido a problemas operacionais no sistema de coleta de efluentes da suinocultura, para a obtenção da água residuária de suinocultura (ARS), foi coletado na suinocultura do DZO/UFLA 1 kg de desejos de suínos e diluídos em um galão de 20 litros de água. A mistura foi deixada no galão, em área externa ao laboratório, em um período de 22 dias de TDH, simulando um biodigestor. Após esse período, o sobrenadante foi coletado e encaminhado ao laboratório para realização das análises (Figura 1B).

Para ambos efluentes, foram realizadas análises de caracterização, quanto ao pH, sólidos totais, sólidos suspensos e sólidos dissolvidos, por gravimetria, e quanto à presença de matéria orgânica na forma de DQO, pelo método do refluxo fechado, fosforo total e fósforo disponível, por colorimetria, e nitrogênio total, pelo método micro Kjeldahl (APHA; AWWA; WEF, 2005).

Figura 1- Amostras do afluente sanitário ETE/UFLA (A) e a água residuária de suinocultura (B) utilizados nos ensaios de adsorção de fósforo.



Fonte: Do autor (2022).

4.3 Carvão Ativado

O carvão ativado (CA) (Figura 2) empregado nos ensaios foi o mesmo utilizado no experimento de Castro (2021). A produção do carvão envolveu a utilização do bagaço da cana-de-açúcar, que foi triturado, peneirado, lavado e em seguida seco em estufa a 70 °C por 72 horas, e depois a 105°C por 1 hora. Após esse processo, o resíduo passou por ativação química, usando 100 gramas de MgO dissolvidos em 2 litros de água para cada 100 gramas de material. Depois as substâncias foram misturadas e mantidas em repouso à temperatura ambiente durante 24 horas. Em seguida a mistura foi levada à estufa a 105°C por mais 24

horas. Logo após a ativação química, o material foi ativado fisicamente em forno mufla por 3 horas, aquecido por uma 1 hora até atingir 500°C e mantido em temperatura constante por 2 horas. Por fim, o carvão foi armazenado em recipientes lacrados, e posteriormente foram realizadas as análises de caracterização.

Figura 2 - Carvão ativado preparado com bagaço de cana-de-açúcar e modificado quimicamente com óxido de magnésio (CA).



Fonte: Do autor (2022).

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados obtidos na caracterização do carvão ativado em relação ao rendimento, densidade de partículas, potencial hidrogeniônico (pH) e ponto de carga zero (pH_{PCZ}), bem como os valores dos parâmetros ajustados para os modelos de Langmuir e Freundlich.

Tabela 1 - Rendimento, densidade de partículas, pH e pH_{PCZ}, parâmetros dos modelos de Langmuir e Freundlich para a isoterma de adsorção do azul de metileno, número de iodo (NI) e estimativa da área superficial (AS) do carvão ativado quimicamente com MgO (CA).

	Rendimento (%)	72,2
	Densidade de partícula (g cm ⁻³)	0,94
	pH	9,6
	pH _{PCZ}	10,1
Langmuir	K _L	3,693
	q _m (mg g ⁻¹)	207,742
	R ²	0,952
Freundlich	K _F	152,608
	n	2,806
	R ²	0,998
	NI (mg g ⁻¹)	235,59
	AS (m ² g ⁻¹)	400,94

pH = potencial hidrogeniônico, pH_{PCZ} = potencial hidrogeniônico do ponto de carga zero, NI = número de iodo, AS = Área Superficial, K_L = constante de Langmuir relacionada a energia de ligação entre o soluto e a superfície adsorvente, q_m = capacidade máxima de adsorção, K_F = constante de Freundlich que indica a capacidade de sorção, n = constante de Freundlich que indica a eficiência do processo de sorção, R² = coeficiente de determinação.

Fonte: Castro (2021).

Mais informações sobre o processo de produção e caracterização do carvão ativado (CA) estão descritas na dissertação de Castro (2021).

4.4 Ensaios de sorção de fósforo

Para os testes de sorção no efluente de suinocultura, a amostra passou previamente por diluição, na qual foram inseridos 100 mL do efluente bruto em um balão volumétrico de 1000 mL e depois o volume foi completado com água destilada. Já a amostra de afluente sanitário (ETE/UFLA) não passou por alterações na sua forma líquida, sendo manipulada de forma bruta, in natura. Subsequentemente, a amostra de efluente de suinocultura diluída em 10 vezes e a amostra do esgoto sanitário in natura foram utilizadas nos ensaios com o carvão ativado.

Os ensaios de sorção foram realizados em batelada e em triplicata, nos quais foram adicionadas 0, 0,1, 0,25, 0,5, 0,75 e 1,0 g de carvão ativado a tubos do tipo falcon contendo 40 mL dos efluentes. Em seguida, foi realizada a leitura de pH e temperatura inicial das soluções,

e os tubos foram acondicionados em agitador tipo Wagner e mantidos por um período de 24 horas sob agitação a 50 rpm em temperatura ambiente. Após esse período, os tubos foram retirados, o pH e temperatura final aferidos e as amostras foram filtradas com filtro de papel qualitativo (porosidade de 3 micras, gramatura de 80 g m⁻²) e foi realizada a leitura de fosfato final do sobrenadante em espectrofotômetro digital UV/VIS utilizando a metodologia do ácido ascórbico (MATOS, 2015).

4.5 Análises estatísticas

Os valores médios de eficiência de remoção de fosfato submetidos às diferentes dosagens de carvão ativado foram comparados pelo teste de Tukey com significância de 5% utilizando o programa Sisvar.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do afluente sanitário e da água residuária de suinocultura gerados na Universidade Federal de Lavras

Os resultados da análise de caracterização do afluente sanitário ETE/UFLA bruto e da ARS estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores das principais características da ARS e do afluente sanitário ETE/UFLA bruto.

Variáveis	Unidade	ARS	Afluente ETE/UFLA
pH	-	7,3	7,7
DQO	mg L ⁻¹	490	254
N	mg L ⁻¹	36,3	1,94
P	mg L ⁻¹	74,3	3,73
PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	73,8	2,2
ST	mg L ⁻¹	962	443
SS	mg L ⁻¹	147	62
SD	mg L ⁻¹	815	382
Temp.	°C	20,6	23,1

pH = potencial hidrogeniônico, DQO = demanda química de oxigênio, N = nitrogênio, P = fósforo total, PO₄³⁻ = fósforo disponível, ST = sólidos totais, SS = sólidos suspensos, SD = sólidos dissolvidos e Temp = temperatura.

Fonte: Do autor (2023).

Quanto às principais características do afluente sanitário ETE/UFLA apresentados na Tabela 2, observa-se o valor médio de pH de 7,7, apresentando uma tendência de neutralidade. Algumas investigações realizadas demonstram valores semelhantes aos obtidos, como Das Neves et al. (2019) que caracterizaram efluente proveniente a Estação de Tratamento de Esgoto situada no sul do Estado de Tocantins, e observaram pH médio de 7,0, e Colares et al. (2019) ao realizarem estudos com efluente sanitário oriundos da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), encontraram valor médio de 7,3.

Considerando as variações típicas sugeridas por Jordão e Pessoa (2011), Matos e Matos (2017) e Von Sperling (2017) para esgotos sanitários brutos, os valores de pH encontrados encontram-se dentro da faixa especificada.

Em relação a DQO, foram constatadas concentrações inferiores às reportadas por Von Sperling (2017), que indica uma faixa de variação entre 450 e 800 mg L⁻¹. Valores superiores

podem ser encontrados na obra de Hassan et al. (2018), que indicaram DQO média de 1.237 mg L⁻¹, ao caracterizarem esgoto sanitário na região de Meknes, em Marrocos. Colares et al. (2019) encontraram valores menores, (481 mg L⁻¹ de DQO em efluente sanitário bruto) mas ainda superiores aos observados no esgoto sanitário da ETE/UFLA.

De forma análoga a DQO, os valores de sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e sólidos dissolvidos (SD) apresentaram mais baixos quando comparados às características típicas de efluentes sanitários. Segundo Von Sperling (2017), os esgotos sanitários possuem características que ocorrem na faixa: 700-1.350 mg L⁻¹, para sólidos totais; 200-450 mg L⁻¹, concentração de sólidos suspensos, e 500-900 mg L⁻¹, relacionados a presença de sólidos dissolvidos. Abreu et al. (2022) ao avaliarem a correlação das variáveis físicas e químicas aos casos de COVID 19, utilizando o esgoto bruto gerado no município de Lavras - MG, obtiveram 223 mg L⁻¹ de SS, valor superior ao observado neste estudo.

Para nitrogênio (N) e fósforo (P), as concentrações encontradas foram de 1,94 e 3,73 mg L⁻¹, respectivamente, apresentando valores menores que a faixa variacional de 35-60 mg L⁻¹ para nitrogênio e 4-15 mg L⁻¹ para fósforo total (VON SPERLING, 2017). Outros pesquisadores como Colares et al. (2019) e Hassan et al. (2018) constataram concentrações superiores ao afluente estudado, de 81 mg L⁻¹ para nitrogênio e, superiores a 20,5 mg L⁻¹ de fósforo, para esgotos sanitários.

Com exceção do pH, que se apresentou dentro da faixa ideal, entre 6,7 e 8 (VON SPERLING, 2017), todos os outros resultados obtidos foram inferiores aos da literatura. Os resultados mais baixos obtidos no presente estudo podem ser explicados pelo fato da amostragem ter sido realizada em maio de 2022, quando a universidade se encontrava em período de férias escolares. Por esse motivo, há menor circulação da comunidade acadêmica no campus e, portanto, o efluente gerado que chega na Estação de Tratamento de Esgoto/UFLA possuem menor carga orgânica.

Fialho (2019) monitorou a variabilidade nas características orgânicas do afluente da Estação de Tratamento de Esgoto/UFLA em dois períodos distintos, férias escolares e aulas. Durante a caracterização do afluente proveniente de duas estações elevatórias, que recebem esgoto gerado em ambientes como restaurante universitário, pavilhões de aulas, laboratórios de pesquisa, e ainda, o Hospital Veterinário, encontrou valores médios de 384±78 mg L⁻¹ de DQO, 481±233 mg L⁻¹ de ST, 188±244 mg L⁻¹ de SS, 307±158 mg L⁻¹ de SD, 73,7±21,2 mg L⁻¹ de NTK e pH igual a 7,6±0,4, para o período de recesso escolar, e 674±332 mg L⁻¹ de DQO, 748±226 mg L⁻¹ de ST, 138±78 mg L⁻¹ de SS), 600±197 mg L⁻¹ de SD, 98,1 ±23,3 mg L⁻¹ de

NTK e pH igual a $7,6 \pm 0,04$ de pH, para o período letivo, evidenciado a diferença na carga orgânica com a redução do tráfego de pessoas no Campus. Nesse sentido, observa-se que os valores obtidos na caracterização do afluente na presente pesquisa apresentaram-se semelhantes aos demonstrados pela autora durante as férias escolares. Com exceção do nitrogênio, que foi substancialmente inferior ao apresentado na referida obra.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 2, verificou-se nas amostras de água residuária de suinocultura um pH médio de 7,3. Este valor é semelhante aos observados em outros estudos científicos, e equipara-se ao intervalo entre 6,0 e 9,0 adequado aos processos de digestão anaeróbia (METCALF; EDDY, 2016). Hernandez et al. (2017) obtiveram pH de 7,5 ao caracterizarem efluente agroindustrial de suínos em amostragem coletada de uma planta de criação localizada na Espanha. Já Domingues et al. (2021), relataram pH de 7,25 em água residuária bruta de suinocultura oriundas de uma fazenda em Portugal.

Para a demanda química de oxigênio (DQO) foi encontrado 490 mg L^{-1} . Analisando o valor obtido, certifica-se ser abaixo do encontrado por Hernández et al. (2017). Waki et al. (2018) também obtiveram valores superiores da presente pesquisa, entre 1.400 e 6.800 mg L^{-1} de DQO, ao avaliarem as características do efluente bruto de suinocultura para posterior tratamento com lodos ativados no Japão.

Observa-se ainda que as concentrações de nitrogênio e fósforo para a água residuária de suinocultura (ARS) foram $36,3$ e $74,3 \text{ mg L}^{-1}$. WaKi et al. (2018) e Oliveira et al. (2020) em estudos recentes, ao caracterizarem efluentes líquidos de suinocultura, encontraram valores de nitrogênio maiores aos observados neste estudo, de 6.800 e 14.747 mg L^{-1} , respectivamente. Já as proporções de fósforo total descritas pelos autores variaram. Waki et al. (2018) verificaram uma concentração de P de 47 mg L^{-1} e Oliveira et al. (2020) apuraram 397 mg L^{-1} .

Em relação aos sólidos (ST, SS e SD), todos os valores obtidos foram significativamente inferiores aos reportados por Rosa et al. (2017), cujos valores encontrados foram 20.000, 17.500, 2.500 mg L^{-1} . Contudo, na literatura, verifica-se um amplo intervalo de valores obtidos para sólidos totais em águas residuárias de suinocultura, que vão de 1.450 a 16.668 mg L^{-1} (COSTA; MEDRI; PERDOMO, 1997; HERNÁNDEZ et al., 2013), o que depende da fase de criação do animal, bem como do manejo empregado para a higienização das instalações e manejo dos gestões dos dejetos.

Destaca-se aqui que o efluente de suinocultura utilizado no presente trabalho foi produzido a partir da diluição das fezes dos animais. Ainda, os resultados foram aqueles obtidos após a digestão anaeróbia do afluente por cerca de 22 dias.

Contudo, observa-se ainda que os valores encontrados para DQO e ST foram inferiores ao relatados por Rodrigues et al. (2010), que ao caracterizarem efluente de suinocultura tratado por biodigestor tipo UASB, oriundo da Fazenda Experimental Professor Hélio Barbosa, da Escola de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), obtiveram 1.800 mg L⁻¹ de DQO e 900 mg L⁻¹ ST.

5.2 Adsorção de fósforo a partir dos efluentes

Os resultados da eficiência de remoção de fósforo para o efluente de suinocultura com diferentes massas de carvão, valores de pH inicial e final estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Eficiência de remoção de fósforo, pH inicial e final dos ensaios com água residuária de suinocultura (ARS) por meio da adição de diferentes massas de carvão ativado quimicamente com óxido de magnésio (CA).

Efluente	Massa do CA (g)	Eficiência (%)	pH inicial	pH final
ARS	0,00	1,17a	7,3a	6,6a
	0,10	99,7b	10,9b	10,9c
	0,25	99,7b	11,0c	10,8bc
	0,50	99,9b	11,1cd	10,8bc
	0,75	99,7b	11,1de	10,7b
	1,00	99,8b	11,1e	10,7b
	CV (%)	0,2	0,2	0,3

CV - Coeficiente de variação. Valores seguidos da mesma letra na coluna não diferiram estatisticamente pelo teste Tukey a 5% de significância.

Fonte: Do autor (2023).

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 3, o pH inicial da água residuária de suinocultura sem adição do carvão ativado apresentou valor de 7,3. Com a incorporação das porções de carvão ativado, as amostras apresentaram uma elevação no pH, em sua maioria acima de pH 11,0. O aumento de pH nas amostras pode ser explicado pela composição do carvão, impregnado com óxido de magnésio, um metal iônico altamente eletropositivo, que ao reagir com a água forma uma base.

A predominância de espécies de fosfato em solução depende do pH, manifestada como H₃PO₄ em pH inferior a 2,2, H₂PO₄⁻ entre 2,2 e 7,2, e HPO₄²⁻ em valores de pH superiores a 7,2 (ZHANG et al., 2021). Nas condições experimentais de alcalinidade (pH >7,2), observa-se que o fosfato presente no efluente era predominantemente HPO₄²⁻, portanto, a adsorção ocorreu

por meio de interações eletrostáticas, possibilitando a especificidade de retenção pela protonação de óxido de magnésio (ZHU et al., 2020).

Deste modo, verificou-se que as maiores eficiências de remoção de fósforo nos ensaios, para ARS foi observada em pH 11,1, superior ao pH_{pcz} 10,1 do carvão ativado. Segundo Su et al. (2015) e Li et al. (2019), quando o $pH_{solução} \leq pH_{PCZ}$ do carvão, a capacidade de adsorção de fosfato tende a ser maior, pois a superfície do adsorvente é carregada positivamente por hidroxila protonada, o que facilita as interações eletrostáticas entre fosfato e hidroxila, contribuindo para adsorção.

Fang et al. (2014) afirmaram que o pH ideal para adsorção de fósforo por carvão ativado gira em torno do pH típico de águas residuárias de suinocultura, entre 6,0 e 9,0. Em estudo utilizando carvão impregnado com magnésio em diferentes temperaturas de pirólise, os autores demonstraram que a capacidade de recuperação de fósforo em efluentes de suínos foi maior em pH 9,0.

Contudo, a adsorção de fósforo pode ocorrer em valores de pH mais elevados, uma vez que o pH_{pcz} do MgO é em torno de 12, e a presença de nanopartículas pode causar alterações na carga superficial do carvão (TAO; HUANG; LV, 2020). Além disso, a máxima eficiência de adsorção está associada à faixa de pH das principais espécies de fosfato na solução (FANG et al., 2014).

Quanto ao pH final dos ensaios, as amostras com a ARS apresentaram uma leve redução, apresentando valores de pH final inferiores a 10,9. Esta tendência de redução dos valores de pH após a agitação por 24h pode estar relacionada ao pH de equilíbrio da solução, aproximando ao pH_{pcz} do carvão ativado. Embora alguns autores que estudaram a adsorção com carvão ativado indicaram um aumento contínuo do pH (FANG et al., 2014; YANG et al., 2021), fenômeno ocasionado pela protonação/desprotonação do fosfato.

Com relação às eficiências de remoção de fósforo disponível após variação da massa do adsorvente para a água residuária de suinocultura, constatou-se que a melhor remoção alcançada foi de 99,9%, para 0,50 g de massa de carvão ativado com óxido de magnésio, em pH 11,1. Esses resultados foram congruentes com as pesquisas lideradas por Liu et al. (2021), que, ao investigarem carvão de palha milho ativado com cloreto de magnésio e cloreto férrico para adsorção de fosfato em urina sintética, confirmaram eficiência de remoção superior a 95% para fósforo disponível, em uma faixa de pH de 6,3 a 9,2.

Alguns pesquisadores relataram excelente desempenho na remoção de fosfato por carvão ativado. Liu et al. (2017) relataram até 100% de adsorção no polimento de águas residuárias de suinocultura, ao utilizar carvão composto por 20% de magnésio, produzido a partir de folhas secas de cana-de-açúcar, e Zhang et al. (2019) revelaram eficiências de remoção de fosfato superiores a 95%, em estudo aplicando biocarvão de vegetais (repolho chinês e couve) modificados com Mg/Al, para adsorção em soluções enriquecidas.

Para o afluente sanitário (ETE/UFLA), estão apresentados na Tabela 4 os resultados da eficiência de remoção de fósforo com as diferentes massas de carvão e valores de pH inicial e final das amostras.

Tabela 4 - Eficiência de remoção de fósforo, pH inicial e final dos ensaios com o afluente sanitário (ETE/UFLA) por meio da adição de diferentes massas de carvão ativado com óxido de magnésio (CA).

Afluente	Massa do CA (g)	Eficiência (%)	pH inicial	pH final
ETE	0,00	1,1a	7,7a	7,3a
	0,10	97,0b	11,0b	11,1c
	0,25	96,9b	11,2c	11,1bc
	0,50	98,1c	11,3d	11,1bc
	0,75	97,3b	11,3d	11,0b
	1,00	97,5bc	11,3d	11,0b
	CV (%)	0,3	0,2	0,3

CV - Coeficiente de variação. Valores seguidos da mesma letra na coluna não diferiram estatisticamente pelo teste Tukey a 5% de significância.

Fonte: Do autor (2023).

Com relação ao pH inicial do afluente sanitário, foi verificado um valor de 7,7 na amostra sem adição do carvão ativado, e, após o acréscimo das diferentes massas, os valores de pH nas amostras elevaram-se acima de 11. Em um meio aquoso alcalino, conforme constatado nos ensaios, as espécies presentes de fosfato no efluente observadas foram predominantes HPO_4^{2-} , que são facilmente removidas pela interação entre o adsorvente e adsorvato.

Equivalente à ARS, as amostras de afluente sanitário após aplicação do teste de sorção apresentaram um leve decréscimo no pH final. Essa atenuação não afetou a eficiência de remoção de fosfato. O pH da solução é extremamente importante para processos como adsorção de fosfato.

Portanto, observar a formadas moléculas elementares na solução ajuda adeterminar o valor ideal de pH. Segundo Micháleková-Richveisová et al. (2017), em soluções onde a maior parte do fósforo está na forma molecular H_2PO_4^- , resultados satisfatórios são facilmente obtidos na faixa de pH de 4,5 a 5,5.

Considerando as diferentes massas aplicadas ao polimento do aflente sanitário, constatou-se que a melhor taxa de adsorção foi de 98,1% para 0,50 g de carvão ativado (CA). No entanto, notou-se também que todas as eficiências de remoção foram superiores a 96%, exceto para a amostra que não recebeu adsorvente. Os resultados encontrados neste estudo estão de acordo com a pesquisa reportada por Mahardika, Park e Choo (2018), que, ao aplicarem carvão ativado quimicamente com ferro produzido a partir de lignina no tratamento de efluente sanitário, alcançaram taxas máximas de remoção de fósforo de 84,6% e 93,9% para efluente bruto e tratado.

Algumas pesquisas têm apontado remoção de fósforo a partir de materiais adsorventes modificados em efluentes ou em soluções aquosas, como Zheng et al. (2019), ao realizarem seu estudo com carvão ativado de lascas de madeira de noqueira, aplicado no tratamento de efluentes municipais, obtiveram eficiência de remoção de fosfato de 97%, e Fritzen (2020), ao estudar a adsorção de fosfato em efluente doméstico da Estação de Tratamento de Efluentes de Porto Alegre - RS utilizando carvão de casca de ovo, alcançaram eficiência de remoção de fósforo de 98% na concentração de adsorvente de 1 g L^{-1} .

No entanto, Zhang et al. (2012) constataram remoção inferior às encontradas neste estudo e as descritas acima, de 66,7% de adsorção, utilizando biocarvão modificado por óxido de magnésio produzidos a partir de rejeitos de beterraba, aplicados em solução aquosa de 1.600 mg L^{-1} de P. A menor capacidade de adsorção de fósforo por carvão ativado observada pelos autores pode estar relacionada a diversos fatores, como o tipo de matéria-prima, a concentração do agente magnético e a maneira como o biocarvão é pré-tratado, bem como as condições laboratoriais (SHEN et al., 2019). Mas principalmente, pela elevada concentração de P no efluente. Além disso, podem ser listados uma série de propriedades físicas, químicas e estruturais que podem vir a afetar a capacidade de sorção de P em biocarvões, são elas: (i)pH, (ii) condutividade elétrica, (iii) acidez total, (iv) química do carbono, (v) área de superfície, (vi) porosidade e densidade, (vii) e identidade de grupos funcionais (YIN et al., 2017; DUGDUG et al., 2018; ZHU et al., 2019; ZHOU et al., 2019), o que dificulta a comparação direta entre os resultados dos diferentes trabalhos

De maneira geral, a aplicação de diferentes massas de adsorvente não apresentou diferença nos resultados finais de eficiência de remoção de fósforo em ambos efluentes. Para a

ARS e o afluyente sanitário, as melhores taxas de remoção foram observadas nos ensaios contendo 0,50g de carvão ativado. No entanto, o insignificante decréscimo nas eficiências utilizando as demais massas de 0, 0,10, 0,25, 0,75, 1,0 g nos mostra que é satisfatório e economicamente viável a utilização de menor quantidade possível para adsorção de fósforo em efluentes líquidos.

Neste contexto, recomenda-se a utilização da menor massa de adsorvente, o que viabilizará menor custo com produtos químicos e um tratamento ambientalmente aceitável. Outra forma de reduzir custos operacionais no processo de tratamento é a regeneração do carvão ativado, que consiste na dissolução das substâncias retidas nos poros, visando restaurar a capacidade de adsorção do carvão ativado.

Em relação às temperaturas dos ensaios para ambos efluentes, observou-se uma variação que decorreu à temperatura ambiente. Embora a temperatura mais alta favoreça a adsorção de fosfato em carvão ativado, como relatado na obra de Zhang et al. (2021) que, ao elevarem a temperatura de 4 para 45°C, aumentaram de 97,6 para 98,6% de eficiência de remoção utilizando carvão ativado com cloreto de magnésio, sugerindo um processo endotérmico. No presente estudo, os valores médios observados foram de $22,3 \pm 2,6$ e $23,6 \pm 0,4$ °C, para ARS e afluyente sanitário, respectivamente. Para a ARS, a variabilidade de temperatura foi mais acentuada, porém não significativa na adsorção de fósforo, apresentando excelentes eficiências, indicando que o carvão ativado com MgO pode ser amplamente utilizado no polimento de efluentes tanto em regiões mais frias ou em temperaturas mais elevadas.

6 CONCLUSÃO

O processo de adsorção com carvão produzido a partir do bagaço de cana-de açúcar ativado quimicamente com MgO mostrou-se eficiente na remoção de fósforo.

Neste estudo, as melhores eficiências de remoção de fósforo disponível após variação da massa do adsorvente foram 99,9 e 98,1% para a água residuária de suinocultura e afluente sanitário, respectivamente.

Quanto à aplicação de diferentes massas (g) do adsorvente, as maiores taxas de adsorção de fósforo foram obtidas com o uso de 0,50 gramas de carvão ativado, para ambos efluentes. Contudo, as demais massas utilizadas (0,10, 0,25, 0,75 e 1,0) não diferiram significativamente nos resultados finais, mostrando-se similaridade visual e estatística nos ensaios.

Por fim, conclui-se que o método de adsorção se mostrou viável para os dois efluentes, apresentando valores semelhantes aos descritos na literatura. No entanto, sugere-se aos próximos estudos, que seja realizada uma análise de regeneração do carvão ativado com óxido de magnésio para remoção de fósforo de efluentes, e, ainda, uma análise da aplicabilidade do fosfato recuperado para uso como fertilizantes na agricultura.

REFERÊNCIAS

- ABDULSALAM, J. et al. Experimental evaluation of activated carbon derived from South Africa discard coal for natural gas storage. **International Journal of Coal Science & Technology**, v. 6, n. 3, p. 459-477, 2019.
- ABREU, M. A. F. et al. Estudo do esgoto de um município do sul de Minas Gerais: correlação de variáveis físicas e químicas, casos de COVID-19 e concentração do RNA de SARS-CoV-2. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 967-974, 2022.
- AGÊNCIA BRASIL. **Abate de suínos bate recorde no segundo trimestre, diz IBGE**. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/>. Acesso em 06 de dez de 2022.
- ALBUQUERQUE, A. et al. Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. **Journal of Environmental Sciences**, v.22, n. 6, p. 820-825, 2010.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21th. Ed. Washington. DC.: APHA/AWWA/WEF, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. 9649. **Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário - NBR 9649**. Rio de Janeiro, 1986.
- BOLZANI, H. R. et al. Dinâmica de íons em Nitossolo e Argissolo e lixiviados sob aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Research, Society and Development**, v. 11, 2022.
- BONASSA, G. et al. **Partida e operação de um Reator Nitrammox® para o tratamento de digestatos com baixa relação Carbono/Nitrogênio**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2021.
- BRAUN, Julia CA et al. Phosphorus adsorption in Fe-loaded activated carbon: Two-site monolayer equilibrium model and phenomenological kinetic description. **Chemical Engineering Journal**, v. 361, p. 751-763, 2019.
- CALLISTO, M.; MOLOZZI, J.; BARBOSA, J. L. E. Eutrophication of lakes. In: *Eutrophication: causes, consequences and control*. **Springer**, Dordrecht, p. 55-71, 2014.
- CAPODAGLIO, A. G. et al. Sustainability of decentralized wastewater treatment technologies. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 2, p. 463-477, 2017.
- CASTRO, S. R. **Precipitação de Estruvita: Recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas**. 2014. 175 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

- CASTRO, S. R. et al. Precipitação de estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20,n. 2, p. 259-268, 2015.
- CASTRO, A. C. S. de. **Sorção de fósforo por biocarvão de bagaço decana-de-açúcar sem ativação química e ativado com óxido de magnésio**. 2021.52 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal De Lavras, Lavras, 2021.
- CERON, M. et al. Minerais orgânicos na nutrição de suínos: uma revisão de literatura. In: GALATI, R. M. **Alimentos e Alimentação Animal**. Editora Científica Digital, 2021. p. 52-67.
- CHISLOCK, M. et al. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. **Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 4, p. 10, 2013.
- COLARES, G. S. et al. Combined system for the treatment and reuse of urban wastewater: the efficiency of anaerobic reactors hybrid constructed wetlands ozonation. **Water Science and Technology**, n. 2, v. 80, p. 254-264, 2019.
- COSTA, R.H.R.DA.; MEDRI, W.; PERDOMO, C.C. Otimização do sistema de tratamento: Decantador de palhetas e lagoas anaeróbias, facultativa e de aguapé dedejetos suínos. In: Simposio Internazionale di ingegneria sanitaria ambientale, 1997. Revello-Villa Rufolo. **Anais p.1018-1025**, 1997.
- CRUZ, G.; PIRILA, M.; ALVARENGA, E. Production of activated carbon from cocoa (*Theobroma cacao*) pod husk. **Journal of Civil & Environmental Engineering**, v. 2, n.2, p. 1-6, 2012.
- DAS NEVES, A. P. N. et al. Avaliação da eficiência de remoção de matéria orgânica em efluente sanitário em função da idade do lodo de reator UASB: um estudo de caso. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, n.4, v. 7, p. 449-456, 2019.
- DE MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; NOGUEIRA, K.C. C. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 1, p. 12-22, 2017.
- DOMINGUES, E. et al. Swine wastewater treatment by Fenton's process and integrated methodologies involving coagulation and biofiltration. **Journal of Cleaner Production**, v. 293, p. 126105, 2021.
- DOURMAD, J. Y.; GARCIA-LAUNAY, F.; NARCY, A. Pig nutrition: impact on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure and on emissions of ammonia, greenhouse gas and odours. In: Batfarm European Workshop Reconciling Livestock Management to the Environment, 2013, Rennes, France. **Proceedings....** Bruxelas: European Batfarm project, 2013.
- DUGDUG, A. A. et al. Phosphorus sorption capacity of biochars varies with biochar type and salinity level. **Environmental Science and Pollution Research**, n.26, v. 25, p.25799-25812, 2018.

FANG, C. et al. Application of magnesium modified corn biochar for phosphorus removal and recovery from swine wastewater. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, n. 9, v. 11, p. 9217-9237, 2014.

FIA, F. R. L. et al. Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, p. 79-86, 2020.

FIALHO, D.E.S. **Caracterização do esgoto sanitário e avaliação da eficiência da ETE/UFLA na remoção de fármacos e desreguladores endócrinos**. 2019. 100 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais) - Universidade Federal De Lavras, Lavras, 2019.

FRITZEN, R. R. **Aplicação de casca de ovo calcinada na recuperação de fósforo em estações de tratamento de esgotos domésticos**. 2020. 97p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.

GAO, S. et al. The preparation of activated carbon discs from tar pitch and coal powder for adsorption of CO₂, CH₄ and N₂. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 238, p. 19-26, 2017.

GATIBONI, L. C. et al. Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: usos e limitações. **Tópicos em ciência do solo**, v. 8, p. 141-187, 2013.

HASSAN, O. et al. Physicochemical and bacteriological characterization of raw sewage from the Meknes region Morocco. In: **E3S Web of Conferences**. EDP Sciences, p. 02007, 2018.

HAUDUC, H. et al. A dynamic physicochemical model for chemical phosphorus removal. **water research**, v. 73, p. 157-170, 2015.

HAVLIN, J. L. Soil: Fertility and nutrient management. In: **Landscape and landcapacity**. CRC Press, p. 251-265, 2020.

HERNÁNDEZ, D. et al. Treatment of agro-industrial wastewater using microalgae–bacteria consortium combined with anaerobic digestion of the produced biomass. **Bioresource technology**, v. 135, p. 598-603, 2017.

HU, B. et al. Greenhouse gases emission from the sewage draining rivers. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 1454-1462, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sistema de Recuperação Automática de Dados**. 5 ed. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br>. Acesso em: 08 Dez. 2022.

ISAHAK, W. et al. Highly porous carbon materials from biomass by chemical and carbonization method: a comparison study. **Journal of Chemistry**, v. 2013, 2013.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**, 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011, 969 p.

JUPP, A. R. et al. Phosphorus recovery and recycling—closing the loop. **Chemical Society Reviews**, v. 50, n. 1, p. 87-101, 2021.

KHAN, M. N.; MOHAMMAD, F. Eutrophication: challenges and solutions. In: Eutrophication: causes, consequences and control. **Springer**, Dordrecht, p. 1-15, 2014.

KISAND, A. Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi. In: **Lake Verevi, Estonia—A Highly Stratified Hypertrophic Lake**. Springer, Dordrecht, p. 33-39, 2005.

KUMAR, P. et al. Adsorption as a technology to achieve ultra-low concentrations of phosphate: Research gaps and economic analysis. **Water Research X**, v. 4, p. 100029, 2019.

KY, N. M. et al. Investigation of Nitrogen and Phosphorus Recovery from Swine Wastewater by Struvite Crystallization. **J. Fac. Agr., Kyushu Univ.**, v. 67, n. 1, p. 65–74, 2022.

LEE, I. et al. Modeling approach to evaluation of environmental impacts on river water quality: A case study with Galing River, Kuantan, Pahang, Malaysia. **Ecological Modelling**, v. 353, p. 167-173, 2017.

LI, J. et al. Removal of phosphate from aqueous solution by dolomite-modified biochar derived from urban dewatered sewage sludge. **Science of the total environment**, v. 687, p. 460-469, 2019.

LI, R. et al. Simultaneous capture removal of phosphate, ammonium and organic substances by MgO impregnated biochar and its potential use in swine wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 147, p. 96-107, jan. 2017.

LIMA, L. C. **Tratamento do esgoto sanitário da Universidade Federal de Lavras, em estação piloto, objetivando sua caracterização, remoção de poluentes e cinética**. 2019. 178 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

LIU, H. et al. Efficient recovery of phosphate from simulated urine by Mg/Fe bimetallic oxide modified biochar as a potential resource. **Science of the Total Environment**, v. 784, p. 147546, 2021.

LIU, Y. et al. Eco-friendly production of maize using struvite recovered from swine wastewater as a sustainable fertilizer source. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**, v. 24, n. 12, p. 1699-1705, 2011.

MAHARDIKA, D.; PARK, H.; CHOO, K. Ferrihydrite-impregnated granular activated carbon (FH@GAC) for efficient phosphorus removal from wastewater secondary effluent. **Chemosphere**, v. 207, p. 527-533, 2018.

MARTINE, G. O lugar do espaço na equação população/meio ambiente. **Revista Brasileira de Estudos Populacionais**, v. 24, n. 2, p. 181-190, 2007.

MARTINE, G.; ALVES, J. E. D. Economia, sociedade e meio ambiente no século 21: tripé ou trilema da sustentabilidade? **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 32, p. 433-460, 2015.

MATOS, A. T. de. **Manual de Análise de Resíduos Sólidos e Águas Residuárias**. 1. Ed. Viçosa: Editora UFV, 2015. 149 p.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas Alagados Construídos**. 1. ed. Editora UFV, 2017, 371 p.

- MATOS, W. E. C. et al. Utilização de cinzas do bagaço de cana-de-açúcar como material de preenchimento estrutural ou pozolânico para a produção de argamassas cimentícias: uma revisão. **Matéria** (Rio de Janeiro), v. 26, 2022.
- MENEGAZ, R. C. Remoção físico-química de fósforo por floco-sedimentação aplicada ao pós-tratamento de efluente de abatedouro. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 13, n. 2, p. 227–255, 2011.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill Brasil, 2016.
- MIA, S.; DIJKSTRA, F. A.; SINGH, B. Aging induced changes in biochar's functionality and adsorption behavior for phosphate and ammonium. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 15, p. 8359-8367, 2017.
- MICHÁLEKOVÁ-RICHVEISOVÁ, B. et al. Iron-impregnated biochars as effective phosphate sorption materials. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 463-475, 2017.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. Brasília, 2021. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br>. Acesso em: 07 Dez.2021.
- MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo wetlands para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. 2009. 84 p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo, 2009.
- MORAIS, V. L. M.; ALSINA, O. L. S.; GOMES, W. C. Utilização do bagaço de cana-de-açúcar como biomassa adsorvente na adsorção de poluentes orgânicos. **Revista eletrônica de Materiais e processos**, v. 2, n. 1, p. 28, 2007.
- MORSE, G. K. et al. Phosphorus removal and recovery technologies. **Science of the total environment**, v. 212, n. 1, p. 69-81, 1998.
- DE OLIVEIRA, R. C. B.; MARINS, R. V. Dinâmica de metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: revisão. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 2, p. 88-102, 2011.
- OLIVEIRA, J. F. et al. Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW. **Journal of Environmental Management**, v. 262, p. 110386, 2020.
- ONU - Organização das Nações Unidas. **A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em <https://www.unodc.org/>. Acesso em 15 Aug. 2022.
- RAHMAN, M. M. et al. Production of slow-release crystal fertilizer from wastewater through struvite crystallization - A review. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 7, p. 139-155, 2014.
- ROSA, Danielle M. et al. Efluentes da suinocultura: impactos no solo, plantas elixiviados. **Engenharia Agrícola**, v. 37, p. 928-939, 2017.

RODRIGUES, L. S. et al. Avaliação de desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, n. 1, v. 14, p.94-100, 2010.

RUTTENBERG, K. C. The global phosphorus cycle. **Treatise on geochemistry**, v. 8, p.682, 2013.

SANTOS, W. R. B. DOS. **Remoção de Nitrogênio e Fósforo presente em efluentes agroindustriais pela precipitação de Estruvita**. 2011.89 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011b.

SELLNER, B. M. et al. Evaluation of industrial by-products and natural minerals for phosphate adsorption from subsurface drainage. **Environmental technology**, v. 40, n. 6, p. 756-767, 2019.

SHEN, J. et al. Phosphorus dynamics: from soil to plant. **Plant physiology**, v. 156, n. 3, p. 997-1005, 2011.

SHEN, Z. et al. Synthesis of MgO-coated corn cob biochar and its application in lead stabilization in a soil washing residue. **Environment international**, v. 122, p. 357-362, 2019.

SILVA, E. S.; OLIVEIRA, D.; LOPES, A. P. Acesso ao Saneamento básico e Incidência de Cólera: uma análise quantitativa entre 2010 e 2015. **Saúde em debate**, v. 43, p. 121-136, 2020.

SMIL, V. Phosphorus in the environment: Natural flows and human interferences. **Annual Review of Energy & the Environment**, v. 25, p. 53-88, 2000.

SU, Y. et al. Synthesis of mesoporous cerium–zirconium binary oxide nanoadsorbents by a solvothermal process and their effective adsorption of phosphate from water. **Chemical Engineering Journal**, v. 268, p. 270-279, 2015.

TALBOYS, P. J. et al. Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management. **Plant and soil**, v. 401, n. 1, p. 109-123, 2016.

TAMARINDO, U. G. F.; PIGATTO, G. **Tributação no Agronegócio-2a edição: Uma Análise Geral dos Principais Tributos Incidentes**. Editora JH Mizuno, 2020. 88 p.

TAO, X.; HUANG, T.; LV, Bo. Synthesis of Fe/Mg-biochar nanocomposites for phosphate removal. **Materials**, n.4, v. 13, p. 816, 2020.

TONETTI, A. L. et al. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Biblioteca/Unicamp. Campinas, São Paulo, v.153, 2018. 153 p.

UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY -USEPA. **Ambient water quality criteria for dissolved oxygen** – EPA 440586003, Washington, DC, 1986.

UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME - UN-Habitat. **World Cities Report 2022: Envisaging the future of cities**. Nairobi, Kenya: United Nations Human Settlements Programme, 2022. Disponível em: https://unhabitat.org/sites/default/files/2022/06/wcr_2022.pdf. Acesso em: 15 fev. 2023.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 470 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017, 472 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

WAKI, M. et al. Treatment of swine wastewater in continuous activated sludge systems under different dissolved oxygen conditions: Reactor operation and evaluation using modelling. **Bioresource Technology**, n.3, v. 250, p. 574–582, fev. 2018.

WANG, D. et al. Application of constructed wetlands for treating agricultural runoff and agro-industrial wastewater: a review. **Hydrobiologia**, v. 805, n. 1, p. 1-31, 2018.

WANG, D. et al. Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5466-5473, 2008.

WENG, L.; VAN RIEMSDIJK, W. H.; HIEMSTRA, T. Factors controlling phosphate interaction with iron oxides. **Journal of environmental quality**, v. 41, n. 3, p. 628-635, 2012.

XIANG, S.; ZHOU, W. Phosphorus forms and distribution in the sediments of Poyang Lake, China. **International Journal of Sediment Research**, v. 26, n. 2, p. 230-238, 2011.

XING, B. et al. Removal of phosphate from aqueous solution by activated siderite ore: Preparation, performance and mechanism. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 80, p. 875-882, 2017.

YANG, J. et al. Efficient recovery of phosphate from aqueous solution using biochar derived from co-pyrolysis of sewage sludge with eggshell. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, p. 105354, 2021.

YIN, Q. et al. Biochar como adsorvente para remoção de nitrogênio inorgânico e fósforo da água: uma revisão. **Environmental Science and Pollution Research**, n.34, v. 24, p. 26297-26309, 2017.

YUAN, Z. et al. Human perturbation of the global phosphorus cycle: changes and consequences. **Environmental science & technology**, v. 52, n. 5, p. 2438-2450, 2018.

ZHANG, M. et al. Enhanced removal of phosphate from aqueous solution using Mg/Fe modified biochar derived from excess activated sludge: removal mechanism and environmental risk. **Environmental Science and Pollution Research**, n. 13, v. 28, p. 16282-16297, 2021.

ZHANG, M. et al. Synthesis of porous MgO-biochar nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions. **Chemical Engineering Journal**, v. 210, p. 26-32, 2012.

ZHANG, X. et al. Novel transgenic pigs with enhanced growth and reduced environmental impact. **Elife**, v. 7, p. e34286, 2018.

ZHANG, X.; LIN, H.; HU, B. The effects of electrocoagulation on phosphorus removal and particle settling capability in swine manure. **Separation and Purification Technology**, v. 200, p. 112-119, 2018.

ZHANG, Z. et al. Phosphate adsorption from aqueous solutions by carbon/double oxides in solution: rapid and mechanistic removal. **Bioresource Technology**, v. 284, p. 65-71, 2019.

ZHENG, Y. et al. Reclaiming phosphorus from secondary treated municipal wastewater with engineered biochar. **Chemical Engineering Journal**, v. 362, p. 460-468, 2019.

ZHOU, L. et al. Phosphorus and nitrogen adsorption capacities of biochars derived from feedstocks at different pyrolysis temperatures. **Water**, n.8, v. 11, p. 1559, 2019.

ZHU, D. et al. Synthesis and characterization of magnesium oxide nanoparticle-containing biochar composites for efficient phosphorus removal from aqueous solution. **Chemosphere**, v. 247, p. 125847, 2020.

ZHU, F. et al. Efficient phosphate removal in swine water using Fe-Mn-modified pyro/hydrochar from swine manure. **Environment Protection Engineering**, v. 47, n. 3, 2021.

ZHU, Z. et al. A hierarchical porous adsorbent of nano- α -Fe₂O₃/Fe₃O₄ on bamboo biochar (HPA-Fe/CB) for the removal of phosphate from water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 25, p. 96-104, 2018.

ZHU, Z. et al. Kinetics and thermodynamic study of phosphate adsorption on the porous biomorph-genetic composite of α -Fe₂O₃/Fe₃O₄/C with eucalyptus wood microstructure. **Separation and Purification Technology**, v. 117, p. 124-130, 2013.